

004

LA BIODIVERSITÉ AU CANADA

Évaluation scientifique

pour Environnement Canada



Rég. Québec Biblio. Env. Canada Library
38 000 069



Environnement
Canada

Environment
Canada

3608007H

LA BIODIVERSITÉ A U C A N A D A

Évaluation scientifique

pour Environnement Canada

Préparé par

L'équipe d'évaluation scientifique de la biodiversité

1994

Reçu le 16 NOV. 1994



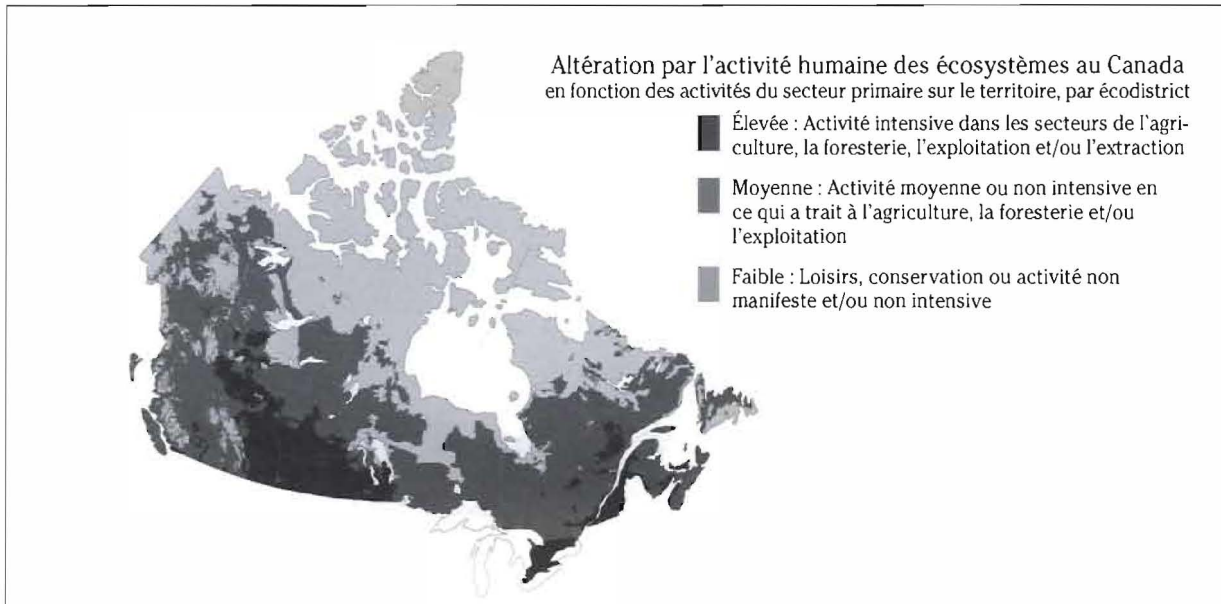
QH
77
.C3
B5614
1994
V.2

Bibliothèque
Environnement Canada - Région du Québec
1141 Rue de l'Église
C.P. 10,000
Sainte-Foy (Québec)
G1V 4H5
CANADA

Carte de page couverture

La carte de la page couverture (reproduite ci-dessous en noir et blanc) illustre à quel point l'état des écosystèmes canadiens a été altéré par l'activité humaine. Elle est établie en fonction de l'intensité des activités du secteur primaire, telles que l'agriculture et l'exploitation des ressources, dans chacun des écodistricts du Canada. (Le Canada comprend 177 écorégions, subdivisées en quelque 5 400 écodistricts ou régions caractérisées par les particularités du relief, de la géologie, des sols, du réseau hydrologique et de la faune.)

Le risque que représente l'activité humaine à l'égard de la biodiversité est un facteur important. Cependant, il existe d'autres facteurs dont le nombre des espèces menacées ou qui sont en voie de disparition dans une région donnée, ainsi que la superficie des terres réservées à la protection. La section 3.2 de ce document fait l'analyse des risques qui menacent la biodiversité au Canada et présente une carte sur ce sujet.



Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement
© Ministre des Approvisionnements et Services Canada,
1994
N° de catalogue : En40-479/1994F
ISBN 0-662-99348-9

Conception graphique : Le groupe Ove Design Inc.,
Ottawa

Données de catalogage avant publication (Canada)

Équipe d'évaluation scientifique de la biodiversité
(Canada)

La biodiversité au Canada : Évaluation scientifique
pour Environnement Canada

Publ. aussi en anglais sous le titre : Biodiversity in
Canada : a science assessment for Environment
Canada

ISBN 0-662-99349-7
N° de cat. En 40-479/1994-1F

1. Diversité biologique — Canada
2. Diversité biologique — Conservation — Canada
- I. Canada. Environnement Canada.
- II. Titre.
- III. Titre : Évaluation scientifique pour Environnement
Canada

Pour se procurer des exemplaires supplémentaires du
présent document ou un document de 20 pages intitulé
Sommaire, prière de s'adresser aux :

Publications
Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa, K1A 0H3
(819) 997-1095

Cette publication peut être citée comme suit :
Équipe d'évaluation scientifique de la biodiversité. 1994.
La biodiversité au Canada : Évaluation scientifique pour
Environnement Canada. Environnement Canada, Ottawa.

Also available in English under the title *Biodiversity in
Canada: A Science Assessment for Environment Canada*

Préface

Une évaluation scientifique fait le point sur l'état des connaissances relatives à une question ou un thème particulier afin de déterminer les incidences pour l'élaboration de politiques et les recherches futures. En 1992, la question de la conservation de la biodiversité occupait l'avant-scène des programmes politiques du gouvernement canadien et le Premier Ministre jouait un rôle de chef de file dans la conclusion de l'accord international concernant la Convention sur la diversité biologique lors de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement à Rio de Janeiro.

La Convention sur la diversité biologique comporte trois objectifs : la conservation de la diversité biologique, l'utilisation durable de ses éléments et le partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques. La Convention exige la création de stratégies nationales visant à atteindre ces objectifs.

Avec la ratification de la Convention par le Canada à la fin de 1992, la haute direction d'Environnement Canada devenait responsable du déploiement de l'effort national en vue de l'élaboration d'une stratégie canadienne de la biodiversité. Ce grand projet est en cours et la Stratégie devrait être achevée à la fin de 1994. En outre, la haute direction avait besoin d'une évaluation scientifique de la situation en matière de biodiversité au Canada et de ses répercussions dans les domaines des politiques et de la recherche, en particulier ceux du Ministère. C'est pourquoi cette évaluation a été entreprise sur sa demande.

L'évaluation scientifique de la biodiversité, menée pour Environnement Canada, recense les effets connus des principales activités humaines sur la biodiversité au Canada. Elle examine également le caractère adéquat du réseau d'aires protégées du Canada et l'état de l'évaluation socio-économique de la biodiversité. Elle propose des recommandations en matière de recherche et de politiques qui visent l'amélioration de la conservation de la biodiversité.

L'équipe d'évaluation scientifique de la biodiversité a rédigé une première version des chapitres de l'évaluation scientifique au cours de l'été de 1993. À la mi-novembre s'est tenu un atelier au cours duquel les participants issus d'Environnement Canada, d'autres ministères et du secteur privé ont discuté de la première version avec l'équipe en charge et ont apporté des suggestions en vue de l'améliorer. Les collaborateurs ont fourni des textes préliminaires destinés à être intégrés à certains chapitres, comme cela est indiqué aux pages de titre, mais le texte publié n'engage que la responsabilité des membres de l'équipe dont les noms sont mentionnés dans la liste qui se trouve à la fin de cette étude. Les recommandations sont simplement des conseils émanant de l'équipe. Elles seront examinées par le Ministère. L'évaluation ne constitue pas un document de politique d'Environnement Canada.

L'évaluation scientifique de la biodiversité et un Sommaire publié séparément sont diffusés à l'extérieur d'Environnement Canada en raison de l'intérêt qu'ils présentent pour de nombreuses activités entreprises dans tout le pays visant à respecter les propositions de la Convention sur la diversité biologique.

L'équipe a veillé à exclure de cette évaluation les sujets déjà traités dans des études antérieures. Nous attirons l'attention en particulier sur l'étude intitulée *1992 Canada Country Study of Biodiversity* par Ted Mosquin et Peter Whiting, que l'on peut se procurer auprès du Musée canadien de la Nature, Ottawa. Les lecteurs pourront constater que cette étude apporte une analyse utile de nombreux thèmes qui n'ont pas été abordés dans l'évaluation.

Anthony Keith

Chef de l'équipe
Équipe d'évaluation scientifique de la biodiversité

Premier chapitre

Biodiversité — perspectives évolutionnistes

David M. Jarzen
Musée canadien de la nature, Ottawa

Résumé	6
1.1 Accroissement de la biodiversité avec le temps	6
1.2 Variations de la biodiversité au Canada au cours de la période postglaciaire	7
1.3 Perspectives d'avenir	8
Ouvrages cités	8
Tableau 1.1 Géochronologie simplifiée	6

Résumé

L'histoire fossile de la Terre trace une image assez complète de la vie végétale et animale au cours des 600 derniers millions d'années. On peut constater qu'il s'est produit une série de gains et de pertes, au niveau de la biodiversité, à mesure que se sont transformées les associations entre espèces; il y a eu aussi cinq épisodes d'extinctions massives. Même si ces événements ont amené des pertes, au niveau biotique, dans les milieux marin, terrestre et dulcicole, il demeure que tous ces événements ont une chose en commun : la biodiversité a continué de s'accroître au fil des âges. Depuis la dernière glaciation, qui a recouvert la majeure partie de l'Amérique du Nord il y a environ 10 000 ans, la faune et la flore du Canada se sont développées pour atteindre la situation qu'on connaît. Présentement, le taux mondial d'extinction des espèces est nettement supérieur aux valeurs ordinairement observées pendant la majeure partie des âges géologiques.

1.1 Accroissement de la biodiversité avec le temps

La vie, qui n'existait apparemment pas aux premiers temps de la Terre, est passée du stade d'organismes unicellulaires simples aux plantes et animaux pluricellulaires pour parvenir à la complexité et à la diversité modernes.

Au moins cinq épisodes d'extinctions massives, entrecoupés de périodes cycliques d'extinctions moins intenses de 26 millions d'années, ont remanié les biotes survivants et en évolution (Sepkoski and Raup, 1986; Stanley, 1987; Sepkoski, 1990). Flessa (1990) signale que sont possibles trois interprétations divergentes de la durée, de l'ampleur et de l'importance des extinctions : catastrophiques, graduelles et par paliers, chacune ayant son faisceau d'indices paléontologiques. Durant ces épisodes d'extinction, il y a eu des pertes importantes dans les grands groupes d'organismes, mais, en sous-trame, on observe un enrichissement progressif de la biodiversité avec le temps, qui est commun à tous ces épisodes.

On a des fossiles d'organismes multicellulaires qui remontent à environ 600 millions d'années (voir tableau 1.1). La vie sur la Terre est le résultat d'une séquence d'événements, dont l'évolution et la diversification des formes de vie en milieu marin et l'invasion de la terre ferme pendant l'Ordovicien, il y a environ 460 millions d'années. La formation massive de récifs et le rayonnement du sous-embouchement des poissons ont été suivis de l'apparition des premiers amphibiens et des forêts. Au cours du Trias (il y a 240 millions d'années), les plantes du type conifères, les dinosaures et les mammifères se sont développés. Les phanérogames, qui comptent aujourd'hui environ 350 000 espèces, sont apparues au début du Crétacé (il y a 110 millions d'années); elles ont subi seulement des pertes sélectives durant la vague d'extinctions qui a mar-

Tableau 1.1

Géochronologie simplifiée. L'âge indiqué est donné en millions d'années à partir du commencement de la période correspondante.

Ère	Période	Âge
Cénozoïque	Quaternaire	2
	Tertiaire	65
Mésozoïque	Crétacé	144
	Jurassique	213
	Trias	248
Paléozoïque	Permien	286
	Pennsylvanien	315
	Mississippien	360
	Dévonien	408
	Silurien	438
	Ordovicien	505
Cambrien	570	

qué la fin du Crétacé (Spicer, 1989). Le rayonnement des insectes modernes a commencé il y a 245 millions d'années, et il ne s'est pas trouvé accéléré par l'expansion des phanérogames durant le Crétacé (Labandeira and Sepkoski, 1993). Avec l'apparition d'organismes multicellulaires complexes, des microorganismes sont passés au mode symbiote, et cela a favorisé un rayonnement rapide et extensif (Price, 1988).

On fait appel au classement par familles pour évaluer les changements dans la diversité au fil du temps car il est en bonne corrélation avec la diversité des espèces et est moins sensible aux irrégularités associées à l'échantillonnage et à la conservation (Sepkoski, 1993). La diversité des animaux marins est liée à l'absence d'un couvert de glaces et à l'extension de mers peu profondes en bordure des continents, l'appauvrissement coïncidant avec une perte en superficie des mers bordières et une nouvelle avancée des glaciers à de hautes latitudes (Russell, 1994).

En milieu terrestre, il semble qu'il ait fallu beaucoup plus de temps pour que la nature parvienne à sa diversité actuelle. Pendant la majeure partie de l'histoire fossile, il y a eu peu de diversité des vertébrés terrestres, des insectes et des végétaux, mais il y a eu un soudain enrichissement spécifique il y a environ 100 millions d'années. C'est de la fin du Crétacé jusqu'à aujourd'hui qu'est observé le taux le plus élevé de biodiversification sur la terre ferme. Les extinctions massives tant racontées de la fin du Crétacé, il y a environ 65 millions d'années, ont éliminé les reptiles marins et les dinosaures terrestres (Alvarez *et al.*, 1980), mais ont créé des niches dont les mammifères ont su tirer parti pour se diversifier et conduire éventuellement à *Homo sapiens*.

La configuration moderne des continents, en plusieurs grands blocs séparés par de grandes étendues de mer et dotés de longs rivages, ainsi que l'existence de mers tropicales parsemées de très nombreux archipels, favorisent la biodiversité (Wilson, 1992).

1.2 Variations de la biodiversité au Canada au cours de la période postglaciaire

Une époque glaciaire (le Quaternaire) a régné sur la planète pendant environ les deux derniers millions

d'années. Nous vivons dans l'un des interglaciaires, soit l'un des assez nombreux épisodes chauds qui caractérisent cette période. Les derniers glaciers continentaux se sont retirés de la majeure partie de l'Amérique du Nord il y a environ 10 000 ans. Au Canada, un maximum thermique (optimum climatique) a été atteint juste après la dernière glaciation et, depuis, le climat se dirige lentement vers la prochaine phase glaciaire.

En réalité, les avancées et les retraits glaciaires, même s'ils se produisent rapidement à l'échelle géologique, sont très lents : certaines communautés végétales et animales ont ainsi le temps de migrer et (ou) de s'adapter au nouveau climat. Durant le dernier maximum glaciaire, la majeure partie des biotes d'Amérique du Nord ont été bouleversés : ils ont disparu ou ont migré vers le sud jusqu'à l'interglaciaire suivant. Au moment de leur extension maximale, il y a environ 18 000 ans, les glaciers recouvraient presque totalement la partie septentrionale de l'Amérique du Nord, à l'exception de quelques zones du Yukon, des Territoires du Nord-Ouest et de l'Alaska. Les mammifères et les oiseaux terricoles d'Amérique du Nord sont ceux qui ont été le plus durement atteints; environ 35 genres de mammifères sont disparus en seulement 3 000 ans après la dernière glaciation. Les communautés végétales modernes sont encore en transition; leur abondance et leur distribution se sont modifiées et elles ont changé les associations qu'elles formaient pour s'adapter aux changements de climat et de niveau de la mer au cours des 20 000 dernières années (Hunter *et al.*, 1988).

Les populations de poissons d'eau douce ont été déplacées vers le sud, l'ouest et l'est par l'avancée des inlandsis. Au cours du maximum glaciaire du Wisconsin (il y a environ 15 000 à 18 000 ans), le poisson était cantonné dans des refuges situés en bordure de l'inlandsis qui s'avancait, dans l'Alaska et le Yukon, le secteur nord-ouest de la côte du Pacifique, l'Alberta, le Dakota du Nord et le Dakota du Sud, et des secteurs situés juste au sud des Grands Lacs ainsi que la partie la plus méridionale de l'État de New York (Crossman and McAllister, 1986). La reconquête biologique des eaux douces après le retrait des glaciers est en partie attribuable à la plasticité des espèces. La plasticité de certains stocks de poissons, qui donne lieu à une grande diversité phénotypique comme celle qu'on observe notamment chez les genres *Salvelinus* et *Coregonus*, confère un avantage évolutif aux

stocks de poissons qui colonisent des environnements inhospitaliers comme ceux des lacs du Pléistocène (Ryder *et al.*, 1981).

Peu après la disparition des glaces dans la partie septentrionale de l'Amérique du Nord, l'environnement est devenu propice à l'établissement d'espèces végétales du type toundratique et steppique; cette végétation a attiré de gros mammifères, notamment le mammoth de Sibérie, le cheval, le chameau, le moufflon, le cerf, le boeuf musqué et les gravigrades. La migration animale (*Homo sapiens* compris) de la Sibérie au Canada par l'isthme de Béring était bloquée vers l'est et vers le sud par le Bouclier canadien et les montagnes Rocheuses qui étaient encore couverts de glace. C'est seulement après la fonte des inlandis qu'a pu se former un couloir libre de glace permettant la migration de la faune et de la flore de Béringie (l'isthme de terre pléistocénique qui fai-

sait communiquer l'Alaska et l'Asie par ce qui est devenu le détroit de Béring) vers le reste de l'Amérique du Nord (Pielou, 1991).

1.3 Perspectives d'avenir

Tout au long des temps géologiques, la perte de biodiversité a toujours été inférieure à l'apparition de nouvelles espèces. Même si elles ressortent, dans l'histoire fossile, comme des phénomènes subits ou «instantanés», la plupart des cinq vagues d'extinctions majeures ont pris plusieurs millions d'années pour s'accomplir. Au cours de la période historique, le taux d'extinction, qui est presque toujours le résultat direct ou indirect d'activités humaines, est égal ou supérieur au taux d'extinction des espèces à la fin du Crétacé, il y a 65 millions d'années (Miller and Tanglely, 1991).

Ouvrages cités

- Alvarez, L.W., W. Alvarez, F. Asaro, and H.V. Michel. 1980. Extraterrestrial cause for the Cretaceous-Tertiary extinction. *Science* 208:1095-1108.
- Crossman, E.J. and D.E. McAllister. 1986. Zoogeography of freshwater fishes of the Hudson Bay drainage, Ungava Bay and the Arctic Archipelago. Pages 53-58 in C.H. Hocutt and E.O. Wiley (eds.), *The zoogeography of North American freshwater fishes*. John Wiley & Sons, New York.
- Flessa, K.W. 1990. The "facts" of mass extinction. *Geol. Soc. Am. Spec. Pap.* 247:1-7.
- Hunter, M.L., Jr., G.L. Jacobson, Jr., and T. Webb, III. 1988. Paleocology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. *Conserv. Biol.* 2:375-385.
- Labandeira, L.C. and J.J. Sepkoski, Jr. 1993. Insect diversity in the fossil record. *Science* 261:310-315.
- Miller, K. and L. Tanglely. 1991. *Trees of life*. Beacon Press, Boston.
- Pielou, E.C. 1991. *After the Ice Age: the return of life to glaciated North America*. University of Chicago Press, Chicago.
- Price, P.W. 1988. An overview of organismal interactions in ecosystems in evolutionary and ecological time. *Agric. Ecosyst. Environ.* 24:369-377.
- Russell, D.A. 1994. Biodiversity and time scales for the evolution of extraterrestrial intelligence. *Publ. Astron. Soc. Pac.* (in press).
- Ryder, R.A., S.R. Kerr, W.W. Taylor, and P.A. Larkin. 1981. Community consequences of fish stock diversity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38:1856-1866.
- Sepkoski, J.J., Jr. 1990. The taxonomic structure of periodic extinction. *Geol. Soc. Am. Spec. Pap.* 247:33-49.
- Sepkoski, J.J., Jr. 1993. Ten years in the library: new data confirm paleontological patterns. *Paleobiology* 19:43-51.
- Sepkoski, J.J., Jr., and D.M. Raup. 1986. Periodicity in marine extinction events. Pages 3-36 in D.K. Elliott (ed.), *Dynamics of extinctions*. John Wiley, New York.
- Spicer, R.A. 1989. Plants at the Cretaceous-Tertiary boundary. *Philos. Trans. R. Soc. London* B325:291-305.
- Stanley, S.M. 1987. *Extinction*. Scientific American Books, New York.
- Wilson, E.O. 1992. *The diversity of life*. Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Mass.

Deuxième chapitre

Notions de biodiversité

Jean-Pierre L. Savard
Service canadien de la faune, Environnement Canada

Collaborateurs :

Kathryn Freemark
Service canadien de la faune, Environnement Canada
c/o Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency

Trefor Reynoldson
Institut national de recherche sur les eaux
Burlington (Ontario)

Résumé	10
2.1 Introduction	12
2.2 Communauté	12
2.3 Écosystèmes	13
2.4 Échelles de grandeur	14
2.5 Hiérarchie	15
2.6 Types de diversité	16
2.7 Indices de diversité	18
2.7.1 Indices de diversité dans le cadre d'une unité géographique	19
2.7.2 Indices de diversité entre unités géographiques	19
2.8 Indicateurs	20
2.9 Diversité biologique à l'échelle de la planète	22
2.10 Relations entre la stabilité et la diversité	22
2.11 Échantillonnage primaire – échantillonnage sélectif	24
2.12 Fragmentation de l'habitat	25
2.13 Métapopulations	27
2.14 Seuil des populations viables	28
2.15 Gestion d'espèces prises isolément	30
2.16 Conclusions	31
2.17 Certaines notions de référence	31
Remerciements	33
Ouvrages cités	33

Résumé

L'apparente simplicité des notions associées à la biodiversité masque en partie une grande complexité qui devient apparente au moment où l'on tente d'appliquer ces notions. Celles de communauté, d'écosystème, d'échelle, de hiérarchie, de mesures de diversité, d'indicateurs, de stabilité, de fragmentation, de seuil de population viable et de métapopulation sont seulement quelques-unes des nombreuses notions qu'il faut comprendre pour étudier la nature de la biodiversité.

Les notions de communauté et d'écosystème s'appliquent à plusieurs niveaux, auxquels elles prennent des sens différents; il y a donc un risque de confusion si on ne prend pas soin de les utiliser à l'intérieur d'un cadre rigoureux et de préciser des échelles spécifiques de référence. Les communautés forment des systèmes dynamiques en constante évolution. Le nombre et l'intensité des interactions entre les espèces qui composent une communauté donnée concourent au façonnement de cette communauté. Il est illusoire de vouloir étudier des communautés sans tenir compte de leur environnement et c'est ici qu'apparaît la notion d'écosystème. On peut examiner un écosystème dans la perspective des populations et des communautés, la composante abiotique formant en quelque sorte la toile de fond des interactions de caractère biotique; on peut le voir dans une perspective fonctionnelle, des processus et, à ce moment-là, l'accent est mis sur le flux d'énergie. Alors que la composition spécifique est au coeur de la démarche axée sur la communauté, elle est tout à fait secondaire dans une approche orientée sur les processus. Les deux perspectives que nous venons de présenter explorent différents aspects de la dynamique des écosystèmes.

Pour traiter de la biodiversité, il faut obligatoirement tenir compte des échelles de grandeur. Les organismes comme les paysages et les processus écologiques existent à des échelles spatio-temporelles qui correspondent à leur niveau de plus grande efficacité. De même, l'échelle à laquelle nous observons un phénomène influe grandement sur notre perception de ce phénomène. Dans presque tous ses aspects, la notion de biodiversité s'inscrit dans une échelle de grandeur ou une autre. Les questions relatives à la mesure, à la surveillance, aux causes de la biodiversité et aux valeurs qu'elle prend, ont

toutes des réponses différentes selon le référentiel spatio-temporel de la question posée ou encore de la réponse. L'examen de la biodiversité ne va pas sans l'adoption d'une perspective qui englobe des échelles de grandeur multiples. Une façon de concilier les divergences associées au problème des échelles est d'adopter une démarche par hiérarchisation pour l'étude de la biodiversité. En général, la biodiversité est organisée de manière hiérarchique, les niveaux les plus bas de diversité (p. ex., le niveau génétique) étant agrégés au passage à des niveaux supérieurs (populations, espèces, etc.) La théorie de la hiérarchie porte en elle-même la notion que des actions à un niveau donné ont des effets aux niveaux supérieurs comme aux niveaux inférieurs. En vue d'assurer judicieusement la préservation ou la gestion de la biodiversité, il est essentiel de comprendre qu'une mesure positive à l'échelle locale (p. ex., la maximisation de la biodiversité) peut avoir des effets négatifs à une échelle supérieure (p. ex., régionale ou mondiale). Il faut incorporer la notion de préservation de la biodiversité dans un système de prise de décision hiérarchique dont les niveaux supérieurs déterminent à différents degrés les mesures adoptées à des niveaux inférieurs.

La diversité des espèces est l'une des diverses formes que prend la diversité. Selon le niveau d'organisation considéré, on pense aussi à la diversité génétique, ou à celles de l'habitat, du paysage, etc. Outre ces différentes formes de diversité de composition, il y a aussi une diversité structurelle (organisation physique ou configuration d'un système) ainsi qu'une diversité fonctionnelle (diversité des processus), toutes deux fort utiles au maintien de la diversité de composition et de l'intégrité des écosystèmes. La mesure et l'évaluation de la biodiversité sont des opérations plus complexes que le simple dénombrement d'espèces. Toute évaluation significative de la valeur d'une région donnée en termes de biodiversité doit aussi tenir compte de l'identité, de la fonction écologique et de l'abondance de chaque espèce : dans tout contexte donné, les espèces ne sont pas toutes équivalentes ou d'égale importance. Certaines sont essentielles au fonctionnement des communautés et des écosystèmes. Puisqu'ils n'indiquent pas l'utilité des espèces, les indices de diversité sont souvent trompeurs et on devrait rarement y avoir recours sans les assortir d'autres mesures lorsqu'on traite de biodiversité.

Afin de comprendre comment se transforment les écosystèmes, il importe de distinguer entre une variation naturelle et une variation d'origine humaine. On a appliqué un grand nombre de types différents d'indicateurs, avec des succès inégaux, à la surveillance de la biodiversité et de l'intégrité des écosystèmes. On se tourne souvent vers les différents types de facteurs de stress pour suivre les variations de la biodiversité. On a critiqué et mis en doute le recours à une espèce prise isolément pour la surveillance de la réponse de guildes (espèces associées) et(ou) de la qualité de l'habitat car il n'y a pas deux espèces coexistantes qui procèdent de manière identique dans leur façon d'exploiter l'habitat ou dans leur stratégie d'alimentation. Il est peu probable qu'une espèce prise isolément puisse servir d'indicateur à la fois de la structure et du fonctionnement d'un écosystème. Il ne faudrait donc avoir recours aux indicateurs que lorsque des mesures directes sont impossibles.

Il y a eu de très nombreuses tentatives d'expliquer le gradient latitudinal de biodiversité, des valeurs élevées observées sous les tropiques aux faibles valeurs de l'Arctique. Certaines controverses soulevées par l'interprétation des mécanismes causaux de la diversification résultent de ce que des chercheurs ont mis l'accent sur des processus à une échelle de grandeur tout en ignorant ou en atténuant la portée d'autres processus à d'autres échelles. Il existe une bonne corrélation entre l'énergie (mesurée par l'évapotranspiration potentielle, le rayonnement solaire ou la température) et la diversité des espèces en fonction de gradients latitudinaux et altitudinaux.

La relation entre la stabilité et la diversité d'écosystèmes ou de communautés n'est pas aussi simple qu'on ne l'avait cru et il apparaît clairement, maintenant, qu'un gain de diversité ne s'accompagne pas nécessairement d'un accroissement de la stabilité, quelle qu'en soit la définition. Toutefois, on observe que les environnements stables tendent à supporter des communautés complexes, mais d'équilibre fragile, et que des environnements relativement variables ont tendance à supporter des communautés plus simples et plus robustes.

Compte tenu de notre ignorance de l'écologie et même de la présence de certaines espèces dans une communauté ou un secteur donnés, une des façons

de préserver la biodiversité est la protection d'un ensemble complet d'écosystèmes variés, dans l'hypothèse qu'un groupe représentatif d'écosystèmes contiendra la plupart des espèces qu'on peut trouver dans une région (une approche par «échantillonnage primaire»). Il peut s'y ajouter une approche plus précise (par «échantillonnage sélectif»), axée sur des espèces qui peuvent ne pas avoir été adéquatement protégées dans le premier temps. Cependant, même s'il s'agit d'un élément essentiel à toute stratégie de préservation de la biodiversité, la seule conservation de l'habitat ne suffit pas. Il importe de concentrer nos efforts sur les milieux semi-naturels (zones où les ressources sont exploitées) pour parvenir aux objectifs de développement durable (soit un développement qui tienne compte des enjeux liés à la biodiversité).

La fragmentation d'un habitat est la perte et le morcellement d'un habitat donné, accompagnés d'un agrandissement parallèle d'autres habitats qui composent le paysage les réunissant tous. On considère qu'il s'agit là de l'un des plus importants facteurs à contribuer à la perte de diversité biologique dans les régions tempérées. Ce phénomène est omniprésent à toutes les échelles spatiales et touche tous les organismes. La fragmentation conduit de grandes populations à se briser en populations locales qui, lorsqu'elles ne sont pas trop isolées, peuvent être en interaction sous le jeu du mécanisme de la dispersion, pour former des métapopulations. Leur survie dépend du nombre et de l'importance des sous-populations qui les constituent ainsi que du taux de dispersion. Il faut comprendre la dynamique de ce genre de populations fragmentées pour éviter leur disparition. Les métapopulations et leur dynamique constituent un point de convergence fondamental pour les travaux d'analyse de la viabilité des populations. Le concept de population viable limite met en lumière la notion de survie des populations à longue échéance ainsi que la notion de l'existence d'aspects critiques du comportement, de l'écologie et de l'environnement d'une population qui influent sur ses probabilités de survie. Ce concept fait appel à des notions scientifiques et au jugement; c'est pourquoi il est difficile à manier. Il faut le voir comme le niveau démographique dont il faut se tenir éloigné plutôt que comme celui qu'on doit chercher à conserver.

La gestion d'une espèce ou l'aménagement d'une ressource prises isolément peuvent avoir des effets marqués sur la biodiversité. Les biologistes, les forestiers et d'autres professionnels spécialisés dans l'aménagement d'espèces prises isolément n'évaluent pas toujours les impacts possibles des mesures qu'ils adoptent au-delà de ceux obtenus sur l'espèce qui les occupe, ou n'en tiennent pas toujours compte. Il faut adopter des méthodologies d'une portée plus générale pour traiter des enjeux économiques, sociaux et écologiques si l'on entend parvenir aux objectifs d'un développement durable qui permette la préservation de la biodiversité aux échelles locale, régionale et mondiale.

2.1 Introduction

Les problèmes mondiaux d'environnement ont suscité de l'intérêt chez les gestionnaires, les politiciens et l'ensemble de la population. Les rapports entre les scientifiques et les non-scientifiques ont souffert du foisonnement de théories et de concepts mal définis, dans le domaine de l'écologie, ainsi que de la sursimplification de problèmes complexes. Les communications entre scientifiques souffrent des mêmes problèmes, et des concepts mal définis ont été à la source de nombreux et intenses débats, souvent stériles (Wiens, 1989a, 1989b; Peters, 1992).

La biodiversité a acquis le statut d'un important problème environnemental qui regarde tout le monde. Même s'il est assez simple, ce concept nécessite, pour s'appliquer, la compréhension de plusieurs autres concepts apparentés. Nous en définissons et examinons sommairement quelques-uns ci-après. Leur compréhension sera nécessaire à la solution judicieuse des problèmes de biodiversité, selon le contexte et les questions posées.

2.2 Communauté

Une communauté est un regroupement de populations d'espèces réunies dans le temps et dans l'espace (Schoener, 1986; Wiens, 1989a, 1989b). On a défini les communautés en termes d'habitats (communautés des prairies), ou de taxonomie (communautés de lézards) ou encore d'unités fonctionnelles (communautés de nécrophages). Deux points de vue opposés ont prévalu relativement à la

structure des communautés (Wiens, 1989a, 1989b). Soit qu'on les ait perçues comme des regroupements distincts et répétables d'espèces dont les propriétés reprennent sensiblement celles des organismes individuels (Clements, 1916; Whittaker, 1953). Soit qu'on les ait perçues comme rien d'autre que la coïncidence fortuite des aires de répartition d'espèces réagissant à certaines conditions environnementales très indépendamment les unes des autres, les communautés étant donc dénuées d'intégration ou d'organisation interne (Gleason, 1926; Richardson, 1980).

On constate souvent, lorsque des points de vue aussi opposés sont défendus, que la réalité se situe entre les deux. Les communautés sont des systèmes en constante évolution. Le nombre et l'intensité des interactions entre les espèces qui composent une communauté donnée concourent à façonner le type de la communauté. Ils changent continuellement en fonction de l'importance démographique des espèces, de l'abondance des ressources et de la répartition. À courte échéance, les communautés peuvent paraître stables et prévisibles, mais, sur de grands intervalles, on voit que leur structure et leur composition sont en constante évolution. Les communautés se transforment régulièrement dans le temps et dans l'espace; certains changements sont prévisibles (les changements saisonniers), d'autres non. En outre, la définition donnée à la communauté détermine en partie les propriétés qu'on lui reconnaît (Rahel *et al.*, 1984). Allen and Hoekstra (1990) ont remis en question la définition des communautés comme étant composées de populations et les ont plutôt définies comme l'intégration du comportement complexe du biote dans une région donnée, qui produit un ensemble cohérent et polymorphe. Bref, l'idée et l'image qu'on se fait d'une communauté, soit d'un ensemble constitué de populations appartenant à différentes espèces, est loin de faire l'unanimité. On ne peut pas étudier les communautés sans tenir compte de leur environnement – et c'est ici qu'on introduit la notion d'écosystème.

On dit souvent que les communautés forment un niveau dans l'organisation de la biodiversité (Hughes and Noss, 1992) et on leur attribue parfois des valeurs intrinsèques comme composantes de la biodiversité (Salwasser *et al.*, 1984; Norton, 1986; Noss, 1990). Toutefois, la nature dynamique des

communautés vient contredire cette vision des choses (Wiens, 1989a, 1989b). Hunter *et al.* (1988) ont défendu le point de vue qu'on ne devrait pas chercher à protéger des communautés spécifiques, mais plutôt chercher à conserver les conditions précises qui ont conduit à l'apparition d'une communauté donnée. Cela nous permet de tenir compte de la nature dynamique des communautés et les place dans une perspective écosystémique.

2.3 Écosystèmes

Le concept d'écosystème est vague et ambigu (O'Neill *et al.*, 1986). En général, ce terme fait référence aux composantes biologiques et physiques (abiotiques) combinées dans un emplacement donné ou sur une superficie déterminée, ainsi qu'à leurs interactions (Odum, 1971, 1983). Même si on a fait de l'écosystème une des unités fondamentales d'organisation en écologie, il reste que ses limites se sont révélées difficiles à établir (Tansley, 1935; Evans, 1956; O'Neil *et al.*, 1986). Les écosystèmes sont ouverts et c'est pourquoi, dans les études qui portent sur eux, on peut choisir les limites spatiales et temporelles qui correspondent le mieux à l'objet de l'étude (Schulze and Zwolfer, 1987).

L'idée de faire des écosystèmes un niveau d'organisation (Rapport *et al.*, 1985; Clark, 1990) a été mise en doute. O'Neill *et al.* (1986) puis Allen and Hoekstra (1990) ont fait valoir que les écosystèmes ne sont pas faits de communautés, mais que l'écosystème et la communauté sont plutôt des descriptions complémentaires d'un même système écologique. Ils rappellent qu'il ne faut pas confondre les niveaux classiques d'organisation (cellule, organe, organisme, population) et les niveaux hiérarchiques définis par des échelles temporelles et spatiales. Un écosystème recouvre une série d'échelles et peut englober plusieurs niveaux hiérarchiques. On peut dire qu'il est la description d'un système réunissant les biotes et l'environnement en interaction à l'intérieur d'un domaine spatio-temporel donné (King, 1993). Toutefois, Allen and Hoekstra (1990) ont adopté une définition plus restrictive qu'ils font reposer sur les rapports fonctionnels entre le biote et le milieu physique, la composition du biote lui-même étant presque sans objet.

Traditionnellement, les écosystèmes étaient étudiés selon deux grandes perspectives : en premier lieu, celle de population-communauté (Smith, 1966), où le milieu abiotique constitue, ni plus ni moins, le cadre à l'intérieur duquel se produisent des interactions entre populations et entre organismes; en deuxième lieu, une perspective dynamique, de processus, dont la clé est le flux d'énergie à travers les niveaux trophiques (Odum, 1971), les écosystèmes étant considérés comme des systèmes de conversion de l'énergie qu'on peut découper hiérarchiquement en une série de sous-systèmes en interaction (Reichle *et al.*, 1975). Ni l'une ni l'autre de ces perspectives ne donne une image claire de ce qu'est un écosystème, et il faut combiner les deux. Cependant, il est parfois utile de les garder distinctes (Allen and Hoekstra, 1990; Cousins, 1990). O'Neill *et al.* (1986) ont avancé l'hypothèse qu'une approche hiérarchique permet de simplifier l'examen de systèmes complexes en les découpant en niveaux étudiables. La hiérarchie devrait se fonder sur les caractéristiques du système lui-même plutôt que sur des catégories arbitraires. Avec ce cadre hiérarchique, il est possible de réconcilier l'approche «descendante» aux écosystèmes (l'examen de tendances générales pour déduire les causes par intrapolation) et l'approche «ascendante» (la tentative de reconstituer des phénomènes à grande échelle à partir de composantes à petite échelle) (Shugart and Urban, 1988). On peut aussi considérer que les écosystèmes naissent de contraintes structurelles qui s'exercent sur des organismes et de contraintes fonctionnelles qui s'exercent sur des processus (O'Neill *et al.*, 1986).

Le concept d'écosystème opère à plusieurs échelles de grandeur. Ainsi, selon celle choisie pour le définir, on pourrait dire que l'écosystème boréal est composé de plusieurs types de paysages (aux différentes distributions d'habitats) ou encore qu'un paysage agricole est composé de plusieurs types d'écosystèmes (champs cultivés, étangs, boisés, etc.). Bref, à moins de préciser l'échelle d'observation, examiner des écosystèmes dans une perspective de classification hiérarchique prête à confusion. Sans des définitions précises et des échelles de référence déterminées, il est impossible de savoir, par exemple, combien il y a d'écosystèmes au Canada ou quels y sont les écosystèmes menacés.

2.4 Échelles de grandeur

Dans les processus écologiques, comme dans leur perception, l'importance des échelles de grandeur (spatiales et temporelles) est maintenant admise (Wiens *et al.*, 1986; O'Neill, 1989; Noss, 1992). Les processus écologiques se déroulent à des échelles spatio-temporelles caractéristiques (Dayton and Tegner, 1984; Addicott *et al.*, 1987; Morris, 1987). De même, les organismes vivent à des échelles spatio-temporelles qui leur sont propres, et qui sont habituellement proportionnelles à leur taille et à leur longévité.

Les problèmes de perception de l'échelle à laquelle sont faites des observations ont aussi de l'importance. Un phénomène donné se présente différemment selon qu'on l'étudie de très près ou à distance. Ainsi, quatre observateurs, l'un à l'extérieur d'un centre sportif, un autre qui assisterait au match de l'intérieur, un troisième qui prendrait part au match et un dernier qui se trouverait à l'intérieur de la rondelle, auraient chacun une perception très différente du match de hockey. Les quatre observeraient le même phénomène, mais à des niveaux différents de perception. Celui auquel se fait une étude et la durée de celle-ci influent sur la capacité de détecter les tendances, les processus écologiques et leurs causes. Il arrive souvent qu'un changement d'échelle fasse ressortir différentes tendances et causes (Wiens, 1986; Wiens *et al.*, 1986; Noss, 1992). Parfois, les réponses diffèrent énormément selon l'échelle à laquelle sont formulées la question ou la réponse. Ainsi, des populations d'oiseaux peuvent varier beaucoup à l'échelle locale, mais être stables à l'échelle régionale. Par exemple, le moucherolle tchébec (*Empidonax minimus*) nuit par sa présence à la distribution des territoires établis par la paruline flamboyante (*Setophaga ruticilla*) à l'échelle d'un peuplement, mais les deux espèces existent en associations positives à l'échelle régionale, toutes deux ayant une préférence pour des habitats semblables (Sherry and Holmes, 1988; Wiens, 1989c). Il n'est pas facile de choisir les échelles qui conviennent le mieux à des études écologiques. Pour comprendre les relations qui existent entre un organisme et son environnement, on doit considérer les échelles intrinsèques d'hétérogénéité au sein de cet environnement et les échelles auxquelles l'organisme répond (Fahrig, 1992). Il nous faut ajuster notre perception du monde à l'échelle

spatio-temporelle à laquelle il répond aux perturbations communes plutôt qu'à celle à laquelle nous fonctionnons. En écologie, il faut presque obligatoirement adopter une perspective à plusieurs échelles. Les stratégies de protection de la nature sont plus efficaces lorsqu'elles s'appliquent à des phénomènes écologiques qui s'exercent sur plusieurs échelles spatiales et sur plusieurs niveaux d'organisation (Noss and Harris, 1986).

L'importance du choix des échelles ressort particulièrement bien lorsqu'on traite de la biodiversité. Dans presque tous ses aspects, celle-ci dépend d'une échelle ou d'une autre. Lorsqu'on traite de la biodiversité, le fait de ne pas tenir compte des échelles conduit inévitablement à l'incompréhension, à la confusion et à de vaines discussions. Les questions qui portent sur la mesure et la surveillance de la biodiversité, ou sur ses valeurs et causes, donnent lieu à différentes réponses selon les échelles spatiales et temporelles prises pour formuler la réponse ou la question. Le fait de ne pas spécifier une échelle de grandeur prive les questions de leur sens et les rend irrecevables. Faute de formuler très précisément la raison pour laquelle estimer la diversité, il est impossible de choisir les mesures les plus justes de la biodiversité (West, 1993).

Les différents niveaux d'organisation biologique (gènes, populations, espèces, communautés) correspondent ordinairement à des échelles spatiales différentes et leur étude doit se faire au niveau approprié. Une communauté peut se définir à toute grandeur, à toute échelle ou à tout niveau à l'intérieur d'une hiérarchie d'habitats. Aucune échelle n'est supérieure aux autres pour l'étude des communautés; tout dépend de la question demandée (Begon *et al.*, 1990). En outre, les écosystèmes peuvent couvrir une multitude d'échelles spatiales et temporelles, et réunir plusieurs niveaux hiérarchiques (King, 1993). Les différences de grandeur entre les domaines vitaux des espèces (p. ex., quelques mètres carrés pour le campagnol à des centaines de kilomètres carrés pour le loup) nous obligent à comprendre de quelle façon l'espace est utilisé à différentes échelles géographiques (Gosy and Sharps, 1989). Les recommandations d'aménagement à une échelle donnée, comme la création de couloirs ou la conservation de petits peuplements dans les terrains forestiers soumis à une coupe

rase, peuvent être inutiles pour les grands mammifères et les oiseaux, mais d'importance cruciale pour les plantes, les insectes et les amphibiens. De l'espace occupé par un virus ou une bactérie à l'ensemble de l'univers, les échelles spatiales forment un continuum dont le découpage dépend de la formulation des questions, des problèmes d'aménagement, des organismes étudiés, de considérations pratiques, etc. Il n'y a pas d'ensemble de divisions supérieur à un autre. Ce qui importe, c'est de préciser clairement le cadre de référence spatial appliqué à un contexte donné et de préciser aussi l'échelle qu'on a choisie. Lorsqu'on traite de la biodiversité, il arrive souvent qu'on applique une division grossière, soit les échelles locale, régionale et mondiale, qui comportent souvent plusieurs subdivisions chacune. Il est bien entendu que les préoccupations, les explications et les recommandations d'aménagement proposées varient selon l'échelle lorsqu'il est question de biodiversité. Une plus grande diversité à une échelle donnée ne se transpose pas nécessairement à une autre. L'adoption d'une approche hiérarchique à la biodiversité constitue une façon de réconcilier des points de vue divergents. Le cadre de la théorie de la hiérarchie montre bien l'importance des échelles en mettant l'accent sur les rapports logiques et fonctionnels entre elles (Allen and Starr, 1982; O'Neill *et al.*, 1986).

2.5 Hiérarchie

L'organisation hiérarchique résulte de différences dans la vitesse des processus. Les écosystèmes évoluent à plusieurs vitesses (rythmes quotidien, saisonnier, annuel, etc.) qu'il est possible de regrouper en niveaux, les phénomènes de l'un étant relativement isolés de ceux des niveaux inférieur et supérieur (O'Neill, 1989). Les organismes vivants sont structurés hiérarchiquement (cellule, tissu, organe, organisme, population, espèce), chaque niveau d'organisation étant lui-même composé de sous-systèmes au niveau inférieur immédiat, et contrôlé par le niveau supérieur immédiat. À tout niveau donné, la dynamique est structurée par les phénomènes qui se produisent au niveau inférieur et au niveau supérieur. Bref, les comportements ou les phénomènes doivent être examinés à trois niveaux : celui de l'étude, celui qui lui est immédiatement inférieur et celui qui lui est immédiatement supérieur. Chacun correspond ordinairement à des

échelles temporelles et spatiales différentes (Wiens, 1989c). Les effets de stress du milieu sont exprimés de différentes façons et à différents niveaux d'organisation biologique (Noss, 1990).

On peut parfois imaginer que les hiérarchies s'inscrivent sur un continuum vertical, les différents niveaux apparaissant comme des regroupements conceptuels utiles (typologie) qui facilitent la compréhension du système. Certains niveaux sont moins arbitraires que d'autres et peuvent même être tout à fait reconnaissables. Toutefois, il importe de se rappeler qu'ils sont habituellement le produit de notre propre perception des choses et qu'ils offrent un cadre général d'organisation (Allen and Starr, 1982). L'approche typologique nous pousse parfois à voir des divisions où il n'en n'existe pas et(ou) à regrouper des phénomènes qui échappent un peu au classement autour d'autres qu'il est facile de classer (Birks, 1987; Schoenly and Reid, 1987).

On pourrait dire que les hiérarchies constituent un ensemble de contraintes dont le poids est proportionnel à la qualité et à la quantité de renseignements qui circulent entre les niveaux, ainsi qu'aux conséquences qui découlent de cette information (Allen and Starr, 1982). L'approche hiérarchique appliquée à des systèmes naturels modélise la complexité naturelle sous la forme d'une hiérarchie de systèmes emboîtés les uns dans les autres qui sont représentés à différentes échelles (Norton and Ulanowicz, 1992). Cette façon de faire fournit un cadre utile de conceptualisation des problèmes d'échelle dans la mesure où il s'applique à la biodiversité. En général, celle-ci est organisée de manière hiérarchique, les niveaux inférieurs de diversité (p. ex., le niveau génétique) étant agrégés pour former les niveaux supérieurs (p. ex., les populations, les espèces). On trouve explicitement formulé dans la théorie hiérarchique le fait bien réel que les actions à un niveau donné ont des ramifications aux niveaux inférieurs comme supérieurs, même si ce n'est pas de façon symétrique. Le degré de retentissement, vers le haut ou vers le bas, d'une perturbation dans une hiérarchie dépend de son intensité et de l'importance des rapports entre les niveaux.

Les espèces rares et (ou) menacées de disparition ont souvent des besoins limités, sur le plan de l'habitat, ainsi qu'une répartition restreinte. Toute

modification locale d'habitats peut facilement conduire à un accroissement du nombre d'espèces dans un secteur donné, mais exclure quelques espèces rares. Lorsque ces dernières se limitent au secteur perturbé, il y a alors un appauvrissement de la diversité régionale, mesuré par le nombre d'espèces, malgré un enrichissement considérable au niveau local. Bref, une mesure positive au niveau local (p. ex., la maximisation de la biodiversité) peut avoir un effet négatif à un niveau supérieur (p. ex., au niveau régional ou mondial). Il est essentiel de prendre les considérations de cet ordre en compte pour une protection ou un aménagement judicieux de la diversité biologique.

Il faudrait incorporer la préservation de la biodiversité dans des systèmes hiérarchiques de décision (Rice, 1992). Ceux-ci doivent être élaborés de telle façon que les niveaux supérieurs contraignent à différents degrés les mesures prises à des niveaux inférieurs. La plupart des sociétés ont adopté de tels systèmes où les politiques fédérales orientent les provinciales, les provinciales orientent les régionales, etc. Le contrôle exercé par les niveaux supérieurs correspond à une stratégie plus générale à laquelle sont subordonnés les contrôles des niveaux inférieurs (O'Neill *et al.*, 1986).

Par exemple, une politique visant à ce qu'aucune perte d'espèces endémiques ne survienne au Canada interdirait toute action aux niveaux inférieurs qui conduise à l'élimination de ces espèces même si cette action pouvait avoir comme conséquence l'accroissement de la biodiversité à cette échelle. La notion d'un cadre hiérarchique de décision ne doit pas forcément se cantonner à des contraintes fixes; il est aussi envisageable de lever les contraintes une fois que l'effet de l'action locale est connu. Il s'agirait alors d'un choix rationnel de société.

2.6 Types de diversité

L'examen de la question des échelles de grandeur et de la hiérarchie montre bien que la caractérisation de la biodiversité est chose complexe, notamment au regard du nombre de façons et d'échelles selon lesquelles on peut classer le vivant. Cette variété nous fait bien sentir la nécessité de définir précisément le type de classement envisagé lorsqu'on parle de biodiversité.

Les écosystèmes ont trois attributs principaux : la composition, la structure et la fonction, qui déterminent et même constituent la biodiversité d'une région. On décrit souvent la diversité à quatre niveaux fondamentaux, chaque niveau supérieur englobant le précédent; ce sont le niveau génétique, le niveau spécifique, le niveau de composition et celui du paysage. Les trois attributs des écosystèmes sont applicables à chacun de ces niveaux, chaque groupement formé correspondant à un type de diversité (Noss, 1990).

La diversité de composition porte sur l'identité et la variété des éléments d'une collection; c'est ce type de diversité qu'on associe le plus souvent aux préoccupations relatives à la biodiversité. On peut étudier la diversité génétique, la diversité spécifique, la diversité de communauté ou la diversité à l'échelle du paysage, selon le niveau d'organisation considéré. La diversité structurelle se rapporte à l'organisation physique ou configuration d'un système : diversité de la structure génétique d'une population, de la structure d'une population ou de la structure d'un habitat. La structure d'une population peut considérablement influencer sur la diversité génétique. C'est ainsi qu'un arbre vieux de 800 ans produit des semences dont le matériel génétique est le reflet d'adaptations à des conditions qui prévalaient il y a 800 ans, et qu'un arbre de 70 ans produit des semences adaptées aux conditions d'il y a 70 ans. La diversité fonctionnelle renvoie à la diversité des processus : processus génétiques, processus démographiques, relations interspécifiques, processus écosystémiques.

Ces distinctions dans les attributs de la diversité prennent toute leur importance dans le contexte de la surveillance et de l'évaluation de la biodiversité. La diversité structurelle ainsi que la diversité fonctionnelle comptent beaucoup dans le maintien de la diversité de composition et dans l'intégrité de l'écosystème. Le fait de s'en tenir à cette diversité, lorsqu'on aménage la biodiversité, pourrait devenir très dommageable à longue échéance.

La diversité structurelle englobe la diversité ontogénétique et la diversité taxonomique. La diversité ontogénétique désigne la diversité des stades de développement d'un organisme qui sont observables dans une région donnée. La diversité taxonomique décrit la distance évolutionniste entre des

organismes. Plus une espèce est différente de toutes les autres, plus elle contribue à une mesure générale de la biodiversité d'ensemble. Par exemple, on trouverait qu'une île occupée par un mammifère, un oiseau et un reptile est plus riche qu'une autre où l'on trouverait trois espèces d'oiseaux. Pielou (1975) a désigné par le terme «diversité hiérarchique» les indices qui tiennent compte des différences taxonomiques observées aux rangs supérieurs à l'espèce, au sein d'une communauté. Il ne faut jamais perdre de vue le caractère artificiel de plusieurs systèmes de classification (taxonomiques) lorsqu'on compare la diversité taxonomique et la diversité hiérarchique (Walters, 1961). D'ailleurs, la notion d'espèce elle-même n'est pas toujours claire. Il y a une abondance de niveaux de différenciation entre les espèces, et le classement et l'identification d'espèces sont souvent controversés (Ehrlich, 1961; Mayr, 1970; Rojas, 1992).

Même si elle est facile à saisir, l'idée que les espèces ne sont pas toutes équivalentes n'est pas toujours appréciée à sa juste valeur dans les débats qui entourent la biodiversité. L'examen de l'importance des espèces, mesurée en termes de leur contribution à la biodiversité à une échelle et dans un lieu donnés, est une opération essentielle lors de la comparaison de régions ou lors de la formulation de stratégies d'aménagement qui pourraient avoir des répercussions sur certaines espèces.

L'abondance d'une espèce, sa distribution et la spécificité de ses habitats sont trois critères majeurs de l'évaluation de son importance ou de sa contribution à la biodiversité. Le concept de rareté est plus complexe qu'on ne l'imagine ordinairement, et il existe plusieurs formes de rareté (Rabinowitz, 1981; Rabinowitz *et al.*, 1986). Il est essentiel de comprendre les mécanismes de la rareté ainsi que son historique pour bien estimer la valeur d'une espèce rare. Conceptuellement, la rareté est un phénomène qui s'inscrit dans le temps aussi bien que dans l'espace. Au cours des derniers siècles, certaines espèces sont devenues plus abondantes, d'autres moins. De plus, la rareté d'une espèce doit être mesurée en fonction de l'étendue, du nombre et de la capacité de charge des endroits où elle peut être trouvée (Harper, 1981). La dynamique de la rareté est bien illustrée dans les changements des populations d'avifaune en fonction des successions végétales. La plupart des espèces associées

aux premiers stades de succession sont toujours présentes dans les stades plus avancés, mais en moindre nombre, en plus d'être très disséminées (Bryant *et al.*, 1993). Lorsque de premiers stades de succession sont créés par suite d'une perturbation, ces espèces deviennent dominantes dans l'avifaune.

Le rôle écologique d'une espèce constitue aussi un important critère d'évaluation de son importance. Par la place qu'elles occupent dans le réseau trophique, par leur unicité au sein de la communauté et (ou) par la fonction écologique qu'elles servent, certaines espèces peuvent avoir un effet direct sur la structure de la communauté et, ainsi, sur la biodiversité prise dans son ensemble (Walker, 1992). La disparition d'un producteur primaire parmi un groupe de trois espèces en compétition pourrait donner lieu à un ajustement de compensation de la part des deux espèces restantes, sans nuire aux niveaux trophiques supérieurs, tandis que l'enlèvement du seul producteur primaire d'un réseau trophique pourrait conduire à la disparition de niveaux trophiques supérieurs. De plus, la disparition des prédateurs au sommet de la pyramide, dans une communauté, a un plus grand effet de rupture d'équilibre que la disparition de producteurs secondaires (Pimm, 1984). Par exemple, l'extermination de la loutre de mer (*Enhydra lutris*) dans plusieurs secteurs côtiers a mené à une augmentation de la population des oursins qui, par leur broutement, ont complètement modifié le système aquatique. De la même manière, le surbroutement par les herbivores terrestres qui ne sont pas soumis à un contrôle par les prédateurs peut considérablement modifier la composition et la structure de la végétation (Huot, 1982).

On appelle espèces clefs celles qui ont d'importantes fonctions écologiques. Cependant, il est difficile de les définir et de les identifier. Certaines espèces ont des fonctions clefs uniquement au cours d'une saison précise ou durant certaines années seulement. Notre connaissance de la plupart des écosystèmes est limitée et, souvent, nous ignorons quelles espèces peuvent avoir une fonction clef (Bond, 1993). Par exemple, on peut considérer que les pics constituent des espèces clefs car ils fournissent des cavités de nidification à plusieurs autres espèces d'oiseaux incapables de creuser leurs propres (Daily *et al.*, 1993; Johnsson, 1993). À l'inverse, plusieurs espèces peuvent être fonctionnellement équivalentes

(c.-à-d. qu'elles ne sont pas toutes nécessaires à un processus donné). Mais, comme c'est le cas avec les espèces clés, elles ne sont pas aisément identifiables et certains travaux indiquent que cette équivalence des fonctions au niveau de l'espèce peut dépendre de l'échelle, du processus et même de l'endroit (Lawton and Brown, 1993).

Plusieurs de nos pratiques actuelles d'exploitation et d'aménagement favorisent la fragmentation des habitats; cela revient à accroître la longueur des lisières. À courte échéance et à l'échelle locale, ces pratiques conduisent souvent à un accroissement de la biodiversité (mesurée par le nombre d'espèces), mais elles peuvent produire l'effet contraire à longue échéance et à plus grande échelle. Les espèces qui évitent de vivre en lisière sont ordinairement affectées et peuvent même disparaître de certains endroits, même de régions, lorsqu'il se produit une intense fragmentation des habitats. Lorsqu'on les compare aux espèces de lisière, plus abondantes et plus répandues, on doit accorder davantage d'importance à ces espèces menacées. De plus, l'importance des espèces varie souvent avec l'échelle géographique pour ce qui est de leur contribution à la biodiversité. Une espèce rare localement peut être commune à l'échelle régionale; une espèce clef dans un écosystème donné peut ne pas être aussi importante dans un autre; la position ainsi que l'importance d'une espèce dans le réseau trophique peuvent changer d'une région ou d'un habitat à l'autre, etc.

Bref, il faut comprendre que la mesure et l'évaluation de la biodiversité dans une région dépassent en complexité un simple dénombrement d'espèces. À certaines échelles et en fonction de certaines questions, celui-ci peut constituer un indice adéquat de la diversité biologique; toutefois, le plus souvent, le rôle, l'importance et la répartition de certaines espèces ou de toutes les espèces devront être déterminés pour que les résultats soient utiles. Dans une bonne mesure, les raisons que nous avons de vouloir mesurer la biodiversité détermineront l'importance à accorder aux espèces. Les mêmes problèmes d'évaluation existent aux autres niveaux de la biodiversité (génétique, des populations, biocénotique) et il faut en tenir compte au moment de procéder à des estimations de la biodiversité, peu importe l'échelle considérée. Le fait de négliger comme facteur l'importance des espèces lors des évaluations risque de compromettre la préservation à long terme de la biodiversité.

2.7 Indices de diversité

Autant la biodiversité est une question complexe, autant les chercheurs ont créé d'indices pour la décrire. On ne s'entend pas sur la façon de mesurer la diversité et, pour s'en convaincre, il suffit de voir l'abondance des indices appliqués (Magurran, 1988; Frontier et Pichot-Viale, 1993). Nous récapitulons brièvement les principaux types d'indices couramment utilisés, notamment ceux qui mesurent la diversité de composition (Pielou, 1975; Magurran, 1988). Toutefois, alors que l'espèce constitue d'ordinaire une unité aisément reconnaissable et bien définie, ce n'est habituellement pas le cas des autres unités (comme l'habitat, la structure, l'écosystème), dont la définition est variable et va sans doute différer d'une étude et d'un observateur à l'autre, ce qui complique les comparaisons.

Whittaker (1977) a fait la distinction entre quatre niveaux de diversité de composition : la diversité ponctuelle (à l'échelle du micro-habitat), la diversité de type alpha (à l'intérieur de l'habitat), la diversité de type gamma (une unité supérieure à un habitat, à l'échelle du paysage), et la diversité de type epsilon (unité supérieure au paysage, une région biogéographique). Whittaker (1977) faisait aussi la distinction entre trois niveaux de diversité sur la plan de la différenciation, qui correspondent à ses niveaux de diversité de composition : diversité de distribution (mesure de la différence entre des échantillons provenant d'un même habitat homogène), diversité de type bêta (mesure de la différence au sein d'un groupe d'habitats, diversité entre habitats), et diversité de type delta (mesure du changement dans la composition spécifique et dans l'abondance entre régions de diversité de type gamma comprises dans une région de diversité de type epsilon) (Magurran, 1988).

Le premier groupe d'indices mesure la diversité à l'intérieur d'une unité et il est caractérisé par l'échelle géographique à laquelle les indices s'appliquent (micro-habitat, habitat, paysage ou région biogéographique). Le second groupe mesure le degré de différence au niveau de la composition spécifique et de l'abondance entre ces unités géographiques.

2.7.1 Indices de diversité dans le cadre d'une unité géographique

Il existe une relation mathématique entre la plupart des indices, qu'on peut, par ailleurs, arranger en une séquence selon qu'ils mettent l'accent sur la richesse (le nombre d'espèces) ou la dominance (l'importance d'une espèce par rapport aux autres) (Hurlbert, 1971; Peet, 1974; De Jong, 1975; Magurran, 1988). Du point de vue mathématique et statistique, certains indices sont supérieurs aux autres car ils résistent mieux à l'effet exercé par l'importance des échantillons (Alatalo and Alatalo, 1977; Kempton and Wedderburn, 1978; Routledge, 1979). Mais il demeure que le choix de l'indice le plus approprié dépend de la question, de la méthode d'échantillonnage et du type de communauté. Les indices qui mettent davantage d'accent sur la richesse spécifique sont généralement plus sensibles à la taille de l'échantillon.

Dans le contexte de la biodiversité, le recours à ces indices, notamment au niveau de l'habitat, prête à controverse. La maximisation de la diversité de type alpha peut souvent conduire à une perte de diversité aux niveaux supérieurs (paysage, régions biogéographiques). Il faut toujours examiner les effets sur les niveaux supérieurs de cette forme de maximisation à un niveau donné. Ordinairement, ces indices accordent égale valeur à toutes les espèces et n'ont pas de pondération pour les valeurs et l'importance des espèces (Weitzman, 1992). Dans la majorité des cas, cette approche est dangereuse et l'hypothèse sous-jacente n'est pas plausible. Bref, les indices de diversité qui combinent les notions de richesse spécifique et d'abondance donnent une mesure de la structure de la communauté, qui peut être utile à la comparaison d'unités semblables, mais sont d'une utilité limitée pour la gestion de la biodiversité.

2.7.2 Indices de diversité entre unités géographiques

Ces indices mesurent l'écart entre des unités; à certains points de vue, ce sont les inverses des indices de similitude. Si deux unités géographiques ont moins d'espèces en commun, on s'attend à des indices plus élevés. Ils servent aussi à mesurer le renouvellement en espèces le long d'un gradient. Différents indices permettent de mesurer la diversité entre unités géographiques (Pielou, 1975; Jan-

son and Vegelius, 1981; Wilson and Shmida, 1984); il est aussi possible d'appliquer des techniques écologiques normalisées d'ordination et de classement (Green, 1980; Pielou, 1984). Certains indices sont fondés sur des données de présence ou d'absence des espèces (Wilson and Shmida, 1984) alors que d'autres sont fondés sur l'abondance relative des espèces (Southwood, 1978; Wilson and Mohler, 1983). Dans certains cas, les indices fondés sur des données quantitatives sont plus efficaces que ceux fondés seulement sur la présence ou l'absence d'espèces (Magurran, 1988). Cependant, la présentation des données, la taille des échantillons ainsi que l'objet de l'étude déterminent le choix des indices (Wolda, 1981; Cairns and Schwager, 1987).

De manière générale, ces indices conviennent mieux à l'aménagement de la biodiversité. Ils montrent davantage comment les écarts entre unités géographiques contribuent à la diversité à des échelles géographiques supérieures. Toutefois, ils souffrent des mêmes faiblesses que les indices de diversité applicables à l'intérieur d'une unité spatiale en ce sens qu'ils sont aussi largement influencés par la taille de l'échantillon et que, d'ordinaire, ils ne tiennent pas compte de l'importance des espèces. Les indices de diversité sont le plus utiles lorsqu'ils servent à la comparaison d'unités géographiques semblables (habitats, paysages) et lorsque les effets de la superficie et de l'effort d'échantillonnage ont été éliminés (Margules *et al.*, 1982; Ratcliffe, 1986).

La diversité se mesure à différents niveaux d'organisation ainsi qu'à différentes échelles spatiales et même temporelles (Frontier et Pichot-Viale, 1993). Il importe de bien spécifier la raison du choix des indices pris, ainsi que de bien définir l'échelle à laquelle ils sont appliqués. Rarement devrait-on utiliser les indices de diversité indépendamment d'autres mesures lorsqu'on traite de la biodiversité. Il faut aussi tenir compte de facteurs tels que le rôle écologique, la distribution, l'importance et l'abondance des espèces. En contexte, les indices de diversité peuvent parfois être utiles, lorsqu'ils sont utilisés à bon escient, mais sont parfois très dangereux dans d'autres contextes ou lorsqu'ils sont utilisés à mauvais escient (Pielou, 1975; Boyle *et al.*, 1990).

2.8 Indicateurs

L'inévitabilité du changement des écosystèmes à l'échelle de la planète est une des notions les plus difficiles à saisir. Le succès de notre espèce est en grande partie attribuable à notre faculté d'adapter notre environnement à nos besoins. Mais cela a fait de nous une espèce moins sensible et moins consciente des changements naturels et a entretenu en nous l'impression fallacieuse d'être tout puissants. Une meilleure connaissance du degré et de l'échelle de l'évolution naturelle ainsi que la création de systèmes prévisionnels fondés sur des indicateurs écosystémiques judicieux pourraient nous permettre de gérer nos activités de manière durable.

Pour comprendre comment se transforment les écosystèmes, il importe de faire la distinction entre des variations d'origine naturelle et des variations d'origine technologique. Il est normal que les communautés varient sous l'effet du climat, des conditions météorologiques et de divers autres facteurs biotiques et abiotiques. Il s'agit de variations qui ne vont pas dans une direction précise et qui se font ordinairement au hasard, ou bien qui sont cycliques, de part et d'autre d'un point d'équilibre. Par contraste, les effets anthropiques ont tendance à être directionnels et à pousser les systèmes de leur point d'équilibre vers un autre état. Dans l'ignorance de ce que devraient être l'échelle et la nature du changement non directionnel, il est toutefois difficile de distinguer entre les deux types de variations et, par conséquent, de gérer la situation comme on le ferait en réponse à une variation normale.

On peut se demander à bon droit si, dans l'histoire de la Terre, une espèce a jamais dominé en termes d'importance comme le fait l'être humain (*Homo sapiens*). Les conséquences n'en ont pas encore fini de se manifester, mais, jusqu'à maintenant, nous nous sommes soustraits aux lois écologiques fondamentales sur la croissance exponentielle. Il est impossible de prévoir à quel moment celle-ci s'interrompra ni de quelle façon, mais il est sûrement dans l'intérêt de l'espèce de comprendre et de contrôler les changements qui s'annoncent. De toute évidence, il est souhaitable et avantageux de comprendre le rythme des changements ainsi que les réponses des différents écosystèmes qui nous supportent.

De plus en plus, on reconnaît que les mesures de portée générale de l'intégrité biologique constituent un moyen valable pour la gestion de l'environnement. Dans un certain nombre d'initiatives récentes, on a recommandé une approche écosystémique et la création d'indicateurs écologiques comme instruments de gestion du milieu (Woodley *et al.*, 1993).

On a mesuré l'intégrité biologique à partir de plusieurs approches (Ryder and Edwards, 1985; Plafkin *et al.*, 1989; Karr, 1993). Toutes ces approches nécessitent la mesure de différents attributs biologiques jugés significatifs et largement intégrateurs (p. ex., les espèces indicatrices, les attributs fonctionnels d'espèces, les groupements de communautés). Ces méthodes nous apportent des renseignements sur l'évolution d'écosystèmes vers des états recherchés et peuvent contribuer à un diagnostic. Un autre ensemble d'indicateurs pourrait nous avertir tôt de la détérioration de l'écosystème et aider à la mise en place en temps opportun de mesures correctives. Ces indicateurs porteront sur des attributs encore plus sensibles des fonctions biologiques (induction d'oxydase à fonction mixte, réponses enzymatiques, etc.). Ils ne sont cependant pas encore tout à fait au point.

Il y a peu d'avantages à élaborer des indicateurs et des programmes de surveillance de la biodiversité et de l'intégrité biologique si on n'a pas de moyen d'indiquer au gestionnaire qu'une mesure ou une politique est couronnée de succès ou que la situation nécessite une intervention plus énergique. À ce chapitre, il y a deux approches fondamentales : l'utilisation de données historiques et la surveillance de stations témoins. Les deux approches reposent sur l'hypothèse que les écosystèmes, sous leur forme présente ou passée, sont dotés d'attributs leur permettant de persister malgré un certain nombre de perturbations du milieu, et que ce sont là des caractéristiques souhaitables que nous voulons conserver. Au stade de développement où se trouve la théorie sur l'écologie, et compte tenu de notre incapacité de modéliser et de comprendre les fonctions détaillées des écosystèmes, ces approches sont encore largement empiriques; c'est pourquoi il est avisé de se donner des marges d'erreur ou d'incertitude raisonnables lorsqu'on se fixe des objectifs. Il n'y a pas de certitude ici, il n'y a qu'une probabilité de viser juste. La décision

d'accepter une probabilité d'erreur jugée raisonnable est une décision de gestion non pas scientifique, mais plutôt subjective, et il faut bien mesurer les conséquences lorsqu'on prend de telles décisions.

Jusqu'à récemment, la plupart des objectifs biologiques n'étaient pas chiffrés; c'est une approche qui comporte de plus grands risques d'erreurs. De récents travaux, orientés vers le calcul d'objectifs numériques relativement aux groupes de communautés et à la diversité des espèces, semblent remplis de promesses à titre d'instruments de gestion du milieu (Armitage *et al.*, 1990).

Le terme d'«indicateurs environnementaux» prend plusieurs définitions (Environment Canada, 1992), mais une définition générale en serait la caractérisation du stress, du type d'habitat, du degré d'exposition à un facteur de stress ou du degré de réponse écologique à l'exposition (Council of Great Lakes Research Managers, 1991). On utilise souvent avec bonheur les facteurs de stress pour suivre les changements au niveau de la biodiversité. Lorsqu'elles sont bien quantifiées, les pertes et modifications d'habitats permettent de déduire les changements produits dans les biotes associés. Mais, pour cela, il faut absolument avoir documenté adéquatement les associations entre les espèces et les habitats et il faut avoir une notion de la variabilité annuelle de ces relations. D'ordinaire, il est plus simple de suivre les changements d'habitats que les changements démographiques. Il y a de nombreux types d'indicateurs (indicateurs de communautés, de la diversité, de la pollution, etc.) qui ont été utilisés avec des résultats inégaux (Hunsaker *et al.*, 1990). Les lichens ont servi d'indicateurs de la pollution atmosphérique (LeBlanc and De Sloover, 1970; Hawksworth and Rose, 1976), des oiseaux ont servi d'indicateurs de la présence de contaminants du milieu (Ratcliffe, 1967; Dustman *et al.*, 1971) ainsi que de changements dans l'environnement marin (Adams *et al.*, 1992; Cairns, 1992). Les végétaux ont le plus servi comme indicateurs de conditions physiques et comme facteurs stationnels (Peterken, 1974; Wikum and Wali, 1974). Les indicateurs servent beaucoup pour l'environnement aquatique (Phillips, 1980). En pratique, la présence ou l'absence d'organismes à titre d'indicateurs de conditions du milieu demande une certaine prudence à cause de l'inhérente variabilité entre populations des réponses écologiques (Spellerberg, 1991; Morrisson *et al.*, 1992).

On a aussi proposé de faire appel à des espèces prises isolément pour surveiller des espèces associées et (ou) la qualité des habitats (U.S. Department of the Interior, 1980; Severinghaus, 1981). Cependant, le fait de les prendre comme indicatrices de tendances démographiques a été critiqué et l'efficacité de cette méthode a été mise en doute (Verner, 1984; Morrisson, 1986; Landres *et al.*, 1988). Il n'y a pas d'espèces coexistantes qui exploitent l'habitat ou s'alimentent exactement de la même façon. Les espèces indicatrices peuvent avoir leurs réponses propres à des perturbations; ainsi, il est difficile de les prendre pour représenter une guild (Mannan *et al.*, 1984). Des indices de caractère empirique nous apprennent que les réponses démographiques ne peuvent pas être transférées par extrapolation d'un membre d'une guild à un autre (Landres, 1983; Szaro, 1986; Landres *et al.*, 1988). De plus, il est également dangereux de choisir des espèces prises isolément comme indicatrices de la qualité de l'habitat. Les populations fluctuent pour diverses raisons, notamment des événements externes à l'habitat. C'est pourquoi il n'est pas toujours possible de faire la relation entre des changements démographiques et une transformation de l'habitat (Block *et al.*, 1986; Schamberger, 1988). Il est peu probable qu'une espèce prise isolément puisse servir d'indice de la structure et du fonctionnement d'un écosystème (Ward, 1978; Cairns, 1986). C'est pourquoi on ne devrait pas utiliser une espèce (ou plusieurs) pour indiquer la qualité de l'habitat pour d'autres espèces, sans procéder à une recherche de confirmation. On devrait n'avoir recours aux indicateurs que lorsqu'il est impossible de procéder à des mesures directes.

Les indices qui regroupent et résument des valeurs portant sur plusieurs attributs d'une communauté (comme les indices de diversité et de similitude) sont souvent entachés de problèmes similaires. La façon dont évoluent ces indices n'est pas du tout uniforme de l'un à l'autre, et elle dépend souvent des conditions initiales ainsi que du rythme des changements (Boyle *et al.*, 1990). On peut interpréter de manière très fallacieuse les données résumées par ces indices.

2.9 Diversité biologique à l'échelle de la planète

On s'est beaucoup demandé quelles étaient les raisons qui expliquaient fondamentalement l'existence de gradients latitudinaux de richesse spécifique, entre des valeurs élevées sous les tropiques et de faibles valeurs dans l'Arctique (Pianka, 1966; MacArthur, 1972; Rohde, 1978, 1992; Ricklefs and Schluter, 1993). Le débat n'est pas tranché et une multitude d'explications ont été avancées, certaines purement mécanistiques, d'autres historiques (Stevens, 1992). Plusieurs de ces explications étaient davantage une fonction de la diversité plutôt que sa cause, alors que d'autres ne sont pas suffisamment étayées (Rohde, 1992). Cependant, il demeure que plusieurs de ces causes peuvent avoir un effet sur la biodiversité à des échelles inférieures. Par exemple, les hypothèses temporelles, qui supposent une diversification des communautés en fonction du temps, permettent d'expliquer les grandes différences observées dans la diversité spécifique à des latitudes similaires, mais elles ne fournissent pas d'explication générale pour l'existence des gradients latitudinaux (Rohde, 1992).

Il existe une bonne corrélation entre l'énergie (mesurée par l'évapo-transpiration potentielle, le rayonnement solaire ou la température) et la diversité des espèces le long d'un gradient latitudinal et altitudinal (Turner *et al.*, 1987; Rohde, 1992). À des niveaux d'énergie supérieurs correspond une productivité accrue, mais qui ne s'exprime pas toujours par un nombre supérieur d'espèces (Currie, 1991; Lathan and Ricklefs, 1993). Rohde (1992) fait valoir que les difficultés éprouvées lorsqu'on tente d'expliquer pourquoi les environnements très riches en énergie contiennent une plus grande richesse spécifique n'existent pas lorsqu'on établit la relation entre l'énergie et la vitesse évolutionniste plutôt qu'avec le nombre d'espèces. Dans sa revue de question, Rohde (1992) parvient à la conclusion suivante : «De nombreux facteurs sont sans doute à l'origine de différences locales de diversité et à l'origine d'effets secondaires observés en fonction de gradients latitudinaux, mais il semble que les effets du rayonnement solaire (température) sur la vitesse évolutionniste soient la cause principale.»

Cette brève description de différents facteurs à l'origine du gradient de biodiversité devrait faire ressortir clairement l'importance des échelles de

grandeur. Certaines des controverses qui entourent la mécanique comme origine de la diversification sont apparues parce que des chercheurs ont mis l'accent sur des processus à une échelle donnée tout en minimisant ou ignorant des processus à d'autres échelles (Cracraft, 1992). Certaines explications suffisantes à une échelle donnée ne se vérifient pas à d'autres, et les effets d'un facteur donné diffèrent souvent d'une échelle à l'autre. L'explication par la relation entre l'énergie et l'évolution est plausible, mais sera sûrement revue et testée dans les années à venir.

2.10 Relations entre la stabilité et la diversité

La relation entre la diversité et la stabilité d'une communauté ou d'un écosystème n'est pas aussi simple qu'on l'avait cru, et il est maintenant apparemment qu'une plus grande diversité n'entraîne pas nécessairement un accroissement de la stabilité, quelle que soit la définition retenue (Thiery, 1982; Berendse, 1993; Schulze and Mooney, 1993). Les écologistes admettaient d'emblée et perpétuaient la notion d'une corrélation positive entre la diversité et la stabilité d'une communauté (MacArthur, 1955; Elton, 1958; Margalef, 1968), alors que les développements dans le domaine de la modélisation des communautés poussaient plutôt à la conclusion contraire (Gardner and Ashby, 1970; May 1973; Pimm, 1984). Le fait de n'être pas parvenu à bien séparer les descriptions biotiques (communautés) et fonctionnelles (flux d'énergie, processus) des écosystèmes a donné lieu à de nouvelles ambiguïtés qui ont encore davantage masqué la relation entre la stabilité et la diversité des écosystèmes (O'Neill *et al.*, 1986).

La relation qui existe entre la complexité d'une communauté et sa stabilité naturelle varie selon la nature de la communauté, le type de perturbation et la façon dont est définie la stabilité (Begon *et al.*, 1990). Il y a plusieurs façons de le mesurer : la méthode démographique (niveaux démographiques), la méthode composition spécifique (variété des espèces) et la méthode fonctionnelle (productivité, biomasse). En outre, on peut la mesurer à différents niveaux d'organisation; il n'y a pas de corrélation obligée entre la stabilité de la composition spécifique et la stabilité démographique (Whittaker, 1975; Rahel, 1990). De plus, à l'intérieur de chaque

niveau d'organisation, la stabilité de chaque composante diffère de celle des autres. Par exemple, on a souvent l'impression que les populations de petits mammifères sont moins stables que celles des grands (Calder, 1984). Les mesures de la stabilité des communautés vont sans doute différer selon l'échelle spatiale, l'échelle temporelle, le niveau de résolution taxonomique et le niveau de résolution numérique (présence-absence, classement par rang ou abondance absolue) auxquels les mesures sont faites (McNaughton, 1977; Rahel *et al.*, 1984; Wiens *et al.*, 1986). Odum (1975) met en garde qu'une corrélation positive entre la stabilité et la diversité n'est probablement pas une relation de cause à effet.

Le concept de stabilité a été particulièrement difficile à cerner (Connell and Sousa, 1983), et on en a fait une grappe de concepts ou, si l'on veut, un concept à plusieurs sens (Peet, 1974; Peters, 1992). Orians (1975) a proposé plusieurs définitions en découpant le concept de stabilité en plusieurs éléments : absence de changement (constance), durée de survie (persistance), résistance aux perturbations (inertie), vitesse de récupération après une perturbation (élasticité), écart par rapport à une normale qui peut être rattrapé (amplitude), degré de fluctuation (stabilité cyclique) et tendance à évoluer vers un objectif similaire (stabilité de la trajectoire). Ces éléments sont parfois en corrélation, mais pas toujours, et cela peut être une corrélation inverse (Orrian, 1975; Peters, 1992). Westman (1978) a proposé de découper semblablement le concept, mais en prenant d'autres catégories. Toutefois, Patten (1975) a fait valoir que ces multiples définitions peuvent être regroupées sous deux thèmes : la résistance (constance) et la résilience. Holling (1973) fait la distinction entre la stabilité, la propension d'un système à atteindre un régime constant d'oscillations stables, et la résilience, soit la capacité d'un système de se rétablir à la suite d'une perturbation.

La perturbation des écosystèmes est l'un des effets majeurs de l'activité humaine, et la sensibilité des communautés à ces perturbations donne une indication de leur stabilité. Lorsque les systèmes ont été intensément stressés, ils peuvent ne pas revenir à leur état initial même une fois libérés du stress. Par exemple, il est impossible de savoir si, après l'allègement de la pression de la pêche dans l'Atlantique Nord, la communauté reprendra l'état initial ou s'il

s'établira un nouvel équilibre. Si les modèles de prévision disponibles avaient été utilisés (Garrod and Jones, 1974), il est possible que cette incertitude ainsi que ces incidences auraient été atténuées. De la même façon, la communauté aquatique du lac Érié, qui a subi une catastrophe de première envergure au commencement des années 1960 avec l'effondrement des populations d'éphémères *Hexagenia limbata*, montre des signes de rétablissement (Reynoldson *et al.*, 1989; Cooley, 1993). Cependant, il n'est pas certain que la communauté se rétablira dans sa forme première même si les conditions du milieu redeviennent ce qu'elles étaient, ou s'il apparaîtra un nouvel équilibre.

Les communautés qui trouvent leur stabilité seulement à l'intérieur d'un intervalle étroit de conditions du milieu sont dites fragiles sur le plan dynamique, et leurs opposées sont dites robustes sur ce plan. Lorsqu'on pense à l'exploitation des ressources par l'homme, il y va de notre intérêt d'exploiter les communautés robustes ou les écosystèmes qui en contiennent.

Orians (1975) est parvenu à la conclusion que toute tentative de dégager des rapports généraux entre la diversité et la stabilité est condamnée à l'échec. La réponse d'un écosystème à une perturbation dépend principalement de l'adaptabilité des organismes qui le constituent, eux-mêmes le produit de l'évolution. Selon la communauté, les stress pourraient conduire à une diminution ou à une augmentation de la diversité (Odum, 1975). Cela montre bien la difficulté de jongler avec des concepts mal arrêtés. Et, lorsqu'on réunit deux concepts lâchement définis comme la stabilité et la diversité, la confusion atteint son paroxysme, parce que personne ne sait quelle définition a été retenue ni quelle échelle a été prise en considération.

Les environnements stables ont tendance à supporter des communautés complexes, mais fragiles, et les milieux assez stables ont tendance à supporter des communautés plus simples et plus robustes (Begon *et al.*, 1990). L'importance des interrelations entre les espèces qui composent une communauté déterminera dans une certaine mesure la stabilité de celle-ci (Lawton and Brown, 1993). Les perturbations ont davantage de ramifications dans les communautés où existe un très dense réseau de relations (Allen and Starr, 1982). Par exemple, une

perturbation affectera un plus grand nombre d'espèces dans une communauté où existent d'abondantes interactions interspécifiques que dans une communauté où il y a peu d'interactions entre espèces. En réduisant les communications entre compartiments, le cloïsement des communautés tend à favoriser la stabilité (Odum, 1975; Pimm and Lawton, 1980; Pimm, 1982).

Allen and Starr (1982) ont tenu le raisonnement suivant : puisque la mesure de la biodiversité ne tient ordinairement pas compte des relations réciproques à l'intérieur de l'ensemble du système, ni du degré d'intégration dans le système de sujets ou d'espèces qui l'envahissent, on obtient une mauvaise corrélation entre la diversité elle-même et la stabilité. Les perturbations impliquant l'addition ou la suppression d'espèces ont des effets différents sur la stabilité de la communauté, qui sont fonction de la position trophique des espèces touchées et de leur degré d'interrelations avec le reste de la communauté. Dans une communauté complexe, l'élimination d'un producteur primaire aura probablement moins d'effet que l'élimination d'un prédateur au sommet de la pyramide alimentaire, celle-ci hâtant souvent la disparition d'autres espèces (Paine, 1966; Pimm, 1986, 1993). La vitesse de récupération des écosystèmes à la suite d'une perturbation (résilience) semble être une fonction de la vitesse du transfert de l'énergie à travers les niveaux trophiques; plus ce transfert est rapide, plus le rétablissement l'est (Pimm, 1988; De Angelis, 1991). Il semble que le rétablissement soit plus rapide dans les systèmes simples ou simplifiés, comme on le voit par la fréquence accélérée des pullulations d'animaux nuisibles après des traitements aux pesticides (Pimm, 1993). Bref, plus il y a de niveaux trophiques dans un écosystème, plus celui-ci prend de temps à se rétablir après une perturbation. Ainsi, une diversité supérieure n'entraîne pas nécessairement une meilleure stabilité. Les écosystèmes simples sont souvent plus résistants aux perturbations que les écosystèmes complexes. Cependant, comme il y a un nombre moindre d'espèces dans les premiers, ceux de l'Arctique par exemple, une perte d'espèces peut y avoir plus d'impact que sur les écosystèmes formés de multiples espèces car la probabilité qu'une autre espèce puisse reprendre le rôle écologique de l'espèce perdue est considérablement réduite par rapport à ce qu'elle est dans les écosystèmes complexes.

En règle générale, la plupart des communautés sont constituées de quelques espèces abondantes et de plusieurs espèces rares. La situation d'un certain nombre de ces dernières peut être le résultat d'adaptations spécifiques à des conditions passées, et ces espèces pourraient redevenir abondantes si elles retrouvaient ces conditions. Plus il y a de diversité, plus il y a de probabilités qu'une espèce ait les adaptations nécessaires pour que soient maintenues les fonctions écosystémiques essentielles (Main, 1981; Pate and Hopper, 1993). De plus, la diversification des espèces conduit une utilisation plus efficace des ressources.

2.11 Échantillonnage primaire – échantillonnage sélectif

Nous connaissons encore très mal la biodiversité et la répartition des différentes formes qui en sont représentatives au niveau de l'espèce dans le cas de plusieurs types d'organismes, et nous les connaissons encore plus mal à des niveaux plus détaillés (populations, gènes) (World Conservation and Monitoring Centre, 1992). Nous sommes encore plus ignorants des besoins des espèces sur le plan de la survie; cela ne doit cependant pas constituer une excuse pour justifier notre inaction et, le plus souvent possible, on doit appliquer le principe de la prudence (Cameron and Abouchar, 1991; O'Riordan, 1992; Milne, 1993). Selon ce principe, lorsqu'il y a une menace de dommage grave ou irréversible, il ne faut pas évoquer l'absence de certitude scientifique absolue pour différer l'adoption de mesures visant à empêcher des dommages à l'environnement. Ce principe doit s'appliquer à la biodiversité dans la mesure où il faut donner la priorité à une approche prudente et réfléchie dans les interventions humaines qui menacent la survie des espèces ou peuvent le faire (Myers, 1993).

Compte tenu de notre ignorance de l'écologie et même de la présence de certaines espèces dans des régions ou des communautés données, une possibilité d'assurer la préservation de la biodiversité serait la protection de toute une variété d'écosystèmes, dans l'hypothèse qu'un échantillonnage représentatif permette de réunir la plupart des espèces qu'on peut trouver dans la région (Franklin, 1993). Cette méthode par échantillonnage primaire

est une façon d'adopter des mesures utiles même en face de nos incertitudes (Noss, 1987; Hunter *et al.*, 1988). C'est aussi une façon d'assurer la préservation des processus et des habitats. Cette approche peut être complétée par un échantillonnage sélectif, axé sur des espèces précises qui ont pu ne pas être protégées adéquatement lors de l'échantillonnage primaire (Hunter, 1990). Les mesures que nous prenons pour protéger les espèces en danger de disparition sont un exemple d'échantillonnage sélectif, où on met l'accent sur des espèces individuelles. L'analyse des lacunes est un instrument qui se révèle être utile lorsqu'il est combiné à l'échantillonnage primaire. Elle consiste en l'identification de lacunes au niveau de la protection des habitats qu'il faut protéger pour maintenir la biodiversité. Elle fait largement appel aux systèmes d'information géographique (SIG) et fonctionne par superposition de réseaux de secteurs protégés à l'intérieur de régions importantes sur le plan de la biodiversité; c'est ainsi qu'on peut déterminer les lacunes du réseau (Scott *et al.*, 1993).

La méthode par échantillonnage primaire peut donner ses meilleurs résultats à longue échéance si on la fait porter sur les écosystèmes plutôt que sur les communautés uniquement; c'est-à-dire qu'avec cette méthode, il faut considérer les communautés ainsi que leur environnement physique. La recherche paléoécologique a permis d'opposer la stabilité de l'environnement physique au caractère transitoire des communautés (Hunter *et al.*, 1988; Hunter, 1991). Parce que les écosystèmes sont souvent trop petits pour assurer la viabilité de populations de toutes les espèces, il est nécessaire de les protéger en groupes (Hunter, 1991).

Par certains côtés, le concept d'espèce parapluie s'apparente à celui de l'échantillonnage primaire. Ici, en conservant des populations d'espèces qui ont un grand domaine vital, nous nous trouvons à protéger indirectement toutes les espèces qui ont un domaine vital moins étendu et partagent les mêmes habitats (Noss, 1991). Par exemple, en assurant le maintien de populations viables du grand pic (*Dryocopus pileatus*), espèce dont les territoires peuvent couvrir plus de 100 hectares et qui fréquente les forêts mûres mixtes et de feuillus, nous nous trouvons indirectement à assurer le maintien de populations viables de la plupart des autres vertébrés associés aux mêmes habitats,

mais qui ont un domaine vital moins étendu, p. ex., pic chevelu (*Picoides villosus*), sítelle à poitrine blanche (*Sitta carolinensis*), etc. Il y a cependant un danger à avoir recours aux espèces parapluie : c'est que la diversité biotique ne correspond pas toujours à la distribution de ces espèces, ce qui fait que d'importants secteurs pourraient être manqués si on appliquait cette méthode uniquement (Huntley, 1988). Les espèces dont on fait un symbole séduisent la population et facilitent l'adoption de programmes de conservation (Hunter, 1990). Ce sont généralement de grandes espèces; c'est ainsi qu'elles deviennent aussi des espèces parapluie. Au Canada, ce sont notamment le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) et la grue blanche d'Amérique (*Grus americana*), objets d'efforts de rétablissement qui ont incité la population à appuyer la préservation d'espèces en danger de disparition moins connues.

Même si elle est essentielle, la préservation des habitats ne suffit pas pour assurer le maintien et la protection de la biodiversité. La majeure partie des efforts doit porter sur notre paysage exploité, où le développement durable doit devenir réalité si l'on entend préserver la biodiversité du Canada.

2.12 Fragmentation de l'habitat

On considère que la fragmentation des habitats naturels est l'un des principaux facteurs de perte de la diversité biologique (Wilcox and Murphy, 1985; Temple and Wilcox, 1986; Morrisson *et al.*, 1992). Sous sa forme la plus simple, cette fragmentation est la perte et la subdivision de parties d'un habitat (ordinairement utile à l'espèce d'intérêt), auxquelles correspond un accroissement d'autres habitats (ordinairement moins utiles) dans un paysage donné. C'est un phénomène omniprésent, qu'on observe à toutes les échelles géographiques et qui touche tous les organismes (Lord and Norton, 1990). On retrouve au fondement de «l'écologie du paysage» la prise en compte de la composition et de la disponibilité relative des fragments d'habitats, leur arrangement dans l'espace ou leur géométrie ainsi que les façons dont ils sont reliés et exploités par des espèces. Lorsque des habitats particuliers ou des combinaisons d'habitats sont rares ou absents dans un paysage, les espèces qui en dépendent sont également rares ou absentes (Thomas *et al.*, 1990; Herkert, 1991; Probst and Weinrich, 1994).

Les formes prises par la diversité animale dans une région sont le reflet d'un jeu complexe entre les perturbations, la dynamique à l'échelle du paysage et les caractéristiques de l'histoire naturelle des espèces qui composent la communauté animale. C'est ainsi que la réponse des communautés à des changements au niveau du paysage montrera probablement des différences géographiques et (ou) selon le type de communauté (Hansen *et al.*, 1992). La nature et le maintien de la fragmentation des habitats dans les forêts de l'ouest de l'Amérique du Nord diffèrent de ce qu'ils sont dans l'est (Verner and Larson, 1989; Hansen *et al.*, 1992; Freemark *et al.*, 1993). Dans l'ouest, les secteurs de coupe sont souvent entourés de forêt. Ordinairement, ce ne sont pas des vestiges de forêt entourés de terres agricoles comme on le voit communément dans l'est (Verner and Larson, 1989). Il importe de comprendre la relation qui existe entre la structure d'un paysage, les pratiques de gestion appliquées en cas de perturbations naturelles et la répartition d'une espèce ainsi que sa probabilité d'extinction au niveau local, pour parvenir à préparer et à mettre en oeuvre des plans de conservation et d'aménagement pour protéger et enrichir la biodiversité.

En principe, on s'attend à ce que la biodiversité soit maximisée à des niveaux intermédiaires de perturbation anthropique et naturelle. S'il y a trop peu de perturbations, la compétition au niveau local élimine les espèces pionnières. Lorsque les perturbations sont trop fréquentes, elles éliminent en même temps ces espèces et celles qui sont plus compétitives. À des niveaux intermédiaires de perturbations, la combinaison des espèces pionnières et des espèces compétitives permet de maximiser le nombre d'espèces en présence (Middleton and Merriam, 1983; Karr and Freemark, 1985).

On a particulièrement bien étudié l'effet de la fragmentation des habitats sur les oiseaux forestiers de l'est de l'Amérique du Nord (pour des revues de la question, consulter Wilcove and Robinson, 1990; Faaborg *et al.*, 1993). Les petits fragments d'habitat ne supportent pas, sinon peu, les espèces qui vivent au coeur des habitats ou qui ont un grand domaine vital (Brown and Dinsmore, 1986; Stauffer and Best, 1990; Warner, 1992; Freemark and Collins, 1992). Le taux de réussite de l'appariement chez les espèces migratrices néotropicales semble inférieur dans les fragments d'habitats plus petits que dans

les plus gros (Gibbs and Faaborg, 1990; Villard *et al.*, 1992). Le taux de réussite de la reproduction baisse parfois dans les plus petits fragments d'habitats (Porneluzi *et al.*, 1993); la situation résulte sans doute d'un taux accru de prédation qui est souvent associé à la fragmentation de l'habitat (Wilcove, 1985; Yahner and Scott, 1988). Les dimensions acceptables des fragments ne correspondent que grossièrement avec l'étendue du territoire. Par exemple, des 17 espèces d'oiseaux observées par Herkert (1991) en Illinois, 6 (toutes migratrices) n'ont jamais été trouvées dans les fragments de prairies de moins de 10 hectares malgré le fait que quatre des six espèces ont ordinairement des territoires inférieurs à 2,5 hectares.

Les fragments de superficie réduite peuvent offrir un habitat important aux espèces d'oiseaux en migration. Alors qu'ils peuvent permettre aux migrants de franchir des paysages fortement perturbés, les petits boisés peuvent ne pas être suffisants pour servir de refuges s'il n'y a pas aussi des blocs de forêts plus importants (Blake, 1986). Par exemple, au printemps, des parulines ont subi une perte énergétique nette lorsqu'elles cherchaient à s'alimenter dans des boisés de la région centre-est de l'Illinois, mais elles ont pu accumuler des graisses lorsqu'elles se sont alimentées dans les secteurs aux grandes étendues boisées situés plus au sud (Graber and Graber, 1983). Certaines espèces nicheuses (p. ex., les généralistes qui vivent à la lisière des forêts) peuvent aussi tirer avantage même de petits fragments d'habitats, particulièrement lorsque le couvert forestier est considérablement limité dans le paysage (Blake and Karr, 1987; Freemark and Collins, 1992).

La perte cumulative de types d'habitats généraux et de micro-habitats spécifiques nuit à la répartition et à l'abondance de certaines espèces d'oiseaux (Freemark and Merriam, 1986; Robbins *et al.*, 1989). Malgré son importance pour les espèces considérées individuellement, la composition floristique des habitats est relativement moins importante que la superficie des peuplements pour le nombre total d'espèces d'oiseaux (Martin, 1980; Freemark and Merriam, 1986; Warner, 1994). La modélisation et des résultats empiriques indiquent qu'un seuil important est franchi, pour ce qui est des espèces forestières, lorsque le couvert forestier tombe à moins de 30-50 % (Franklin and Forman, 1987;

Robbins *et al.*, 1989; Freemark and Collins, 1992). À ce point, l'habitat devient une mosaïque de fragments plutôt qu'un habitat forestier uniforme. Sur le plan écologique, la question ou le défi qui nous concernent le plus est sans aucun doute la validation de ce seuil et l'application de ce concept à d'autres types d'habitats et d'autres espèces.

Certains des effets les plus marqués de la fragmentation des habitats sont associés à des événements qui se produisent à l'écotone (zone de transition entre deux habitats contigus); c'est pourquoi il faut mieux connaître la dynamique de cette zone (Wiens, 1992). La géométrie des fragments d'habitat, ou leur arrangement géographique dans le paysage, a aussi des effets marqués sur la répartition des espèces (Gutzwiller and Anderson, 1992). Dans le cas des oiseaux, les fragments moins isolés supportent davantage d'espèces à grand domaine vital que les fragments isolés (Askins *et al.*, 1987; Robbins *et al.*, 1989; Gibbs *et al.*, 1991; Freemark and Collins, 1992). L'orientation des fragments à l'intérieur du paysage peut aussi influencer sur leur importance relative pour les sujets qui se dispersent ou qui migrent (Gutzwiller and Anderson, 1992). La nature et l'étendue de l'habitat qui sépare les fragments, la nature des limites créées par la juxtaposition d'habitats différents ainsi que la présence de couloirs qui aident au déplacement des sujets entre les fragments, exercent aussi un effet sur l'abondance, la composition et la richesse spécifique (Henderson *et al.*, 1985; Szaro and Jakle, 1985; Duelli, 1990; Hansen and di Castri, 1992). Par exemple, les habitats de prairies créés par l'exploitation agricole peuvent accroître la capacité de charge en prédateurs généralistes, en compétiteurs et en parasites des nids qui interagissent de manière négative avec les autres espèces dans les vestiges de l'habitat d'origine (Johnson and Temple, 1990; Wilcove and Robinson, 1990; Robinson, 1992).

Bien entendu, la valeur d'un fragment d'une taille donnée varie selon l'espèce considérée. Un espace qui pourrait être trop petit pour un oiseau ou un mammifère peut être tout à fait acceptable pour un insecte ou une plante. Il importe donc de toujours spécifier le ou les groupes d'organismes qu'on veut conserver et quelle échelle géographique on envisage. Cette perception de l'environnement en fonction de la taille des organismes complique l'application de mesures de protection. À ce jour, la majeure partie de la recherche sur la fragmentation des habitats

a porté sur des fragments forestiers nichés dans des paysages agricoles, et les résultats obtenus peuvent ne pas s'appliquer directement à des fragments forestiers dans un paysage forestier (Verner and Larson, 1989; Hansen *et al.*, 1992; Freemark *et al.*, 1993).

Les préoccupations soulevées par la fragmentation ont conduit au concept de métapopulation qui, bien qu'il ne soit pas restreint au niveau du paysage fragmenté, y est souvent associé.

2.13 Métapopulations

Les populations qui vivent dans des fragments formant une mosaïque à l'échelle du paysage peuvent connaître un déclin, disparaître localement et se rétablir par suite de la dispersion de sujets provenant d'autres fragments. Les groupes de populations locales qui sont en interaction sous le jeu de la dispersion de sujets ont été désignés par le terme de métapopulations (Merriam, 1988; Gilpin and Hanski, 1991; Opdam, 1991). Les éléments d'une telle structure (populations locales) sont ordinairement instables mais, collectivement, forment une entité plus stable, la métapopulation (Kalkhoven, 1993). Sous l'effet de la dynamique des populations locales sur les plans spatial et temporel, la répartition de la métapopulation change avec le temps. Il y a des indices empiriques à l'effet qu'il existe, à l'échelle des paysages, des métapopulations d'oiseaux (Fritz, 1979; Temple and Cary, 1988; Freemark, 1989; Robinson, 1992; Stacey and Taper, 1992; Villard *et al.*, 1992), de petits mammifères (Wegner and Merriam, 1979; Fahrig and Merriam, 1985; Hanski, 1986), d'amphibiens et de reptiles (Sjogren, 1991) et d'insectes (Shapiro, 1979; Fahrig and Paloheimo, 1988; Harrison *et al.*, 1988; Harrison, 1989; 1991; Thomas, 1991). Beaucoup de facteurs peuvent être à l'origine d'extinctions locales; ce sont notamment la maladie, la prédation, des mauvaises conditions météorologiques et la stochasticité appliquée à la démographie (c.-à-d. un rapport de sexes faussé). Les métapopulations et leur dynamique sont au coeur des travaux d'analyse de viabilité des populations. La structure du paysage, combinée à l'histoire naturelle de l'espèce considérée (p. ex., potentiel de dispersion, productivité, taux de survie adulte-juvénile), détermine en partie le nombre de populations isolées qui peuvent être en interaction, l'importance de ces populations, leur variabilité

dans le temps et, en définitive, la survie de la métapopulation (Merriam, 1988; Gilpin and Hanski, 1991 et les références qui y paraissent; Opdam, 1991; McKelvey *et al.*, 1993).

On a défini plusieurs types différents de métapopulations (Pulliam, 1988; Harrison, 1991; Howe *et al.*, 1991). Un type particulièrement intéressant est celui des métapopulations composées de populations déficitaires et en croissance, qu'on observe chez le papillon (Harrison, 1991) et chez l'avifaune sylvoicole (Fritz, 1979; Gibbs and Faaborg, 1990; Robinson, 1992; Villard *et al.*, 1992; Probst and Weinrich, 1994). Dans ces métapopulations, la descendance de populations en croissance, dont la productivité dépasse la mortalité, se disperse jusqu'aux populations déficitaires qui, en l'absence d'immigration, disparaîtraient localement. Certains auteurs considèrent que les haies et d'autres habitats offrant un couvert en bande dans les terrains agricoles abritent des populations déficitaires (Best, 1986; Rodenhouse *et al.*, 1993). Une population d'un secteur donné peut fluctuer entre les deux états, de populations en croissance à populations déficitaires, selon les variations du milieu. Des modèles informatiques de simulation montrent que les secteurs à populations déficitaires peuvent correspondre à une partie importante de la métapopulation et malgré tout contribuer considérablement à la longévité et à l'importance de la métapopulation (Pulliam, 1988; Howe *et al.*, 1991; McKelvey *et al.*, 1993).

Dans un fragment d'habitat, la probabilité de disparition est inversement proportionnelle à l'importance de la population, qui est elle-même proportionnelle à l'étendue et à la qualité de l'habitat qui forme le fragment. La probabilité de la recolonisation du fragment est proportionnelle à la proximité et à la connexité de fragments semblables ainsi qu'à la perméabilité de l'habitat qui les sépare. Dans le cas de fragments constitués de forêts et de milieux humides, par exemple, la proportion d'habitats semblables environnants et leur proximité sont des facteurs importants (Brown and Dinsmore, 1986; Freemark and Collins, 1992; Villard *et al.*, 1992), en partie au moins à cause de l'effet de «bouée de sauvetage» qu'exerce l'immigration par dispersion au sein des populations locales qui forment la «métapopulation». En général, on peut améliorer les probabilités de survie des métapopulations en augmentant le nombre, la superficie et la qualité des

fragments, et en diminuant la résistance des habitats qui les séparent par la création de couloirs et l'élimination des obstacles à la dispersion (Kalkhoven, 1993). Comme le nombre, l'étendue, la qualité et la distribution des fragments sont très variables, il s'ensuit que la dynamique de chaque métapopulation est à peu près unique. L'examen critique des articles sur les métapopulations montre qu'une disparition locale n'a pas la même importance partout (Harrison, 1991). De plus, la coexistence et la diversité de métapopulations qui composent une métacommunauté sont déterminées par l'interaction de plusieurs facteurs, p. ex., la compétition à l'intérieur des fragments, la dispersion entre eux et les perturbations à l'oeuvre à l'intérieur d'eux et entre eux.

2.14 Seuil des populations viables

Le concept de seuil de population viable peut être énoncé dans une perspective démographique (il est alors question d'une dimension critique au-dessous de laquelle la population disparaît rapidement) ou dans une perspective génétique (il est alors question d'une dimension critique sous laquelle l'endogamie et la perte de variation deviennent un problème) (Gilpin and Soulé, 1986; Soulé, 1987). Cette notion est utile parce qu'elle insiste sur la persistance des populations à long intervalle et sur la notion d'aspects critiques du comportement, de l'écologie et de l'environnement d'une population qui interviennent dans sa probabilité de survie (Gilpin and Soulé, 1986). Le concept de seuil de population viable peut s'appliquer à différentes échelles : la survie des couples, celle des populations aux niveaux local, régional et national, et la survie de l'espèce (Salwasser, 1988). La préservation des populations est un élément essentiel du maintien de la biodiversité. En beaucoup d'endroits dans le monde, la disparition de populations plutôt que d'espèces risque d'être la plus importante cause de l'érosion de la biodiversité (Ehrlich and Daily, 1993). Cela se vérifie spécialement dans les zones tempérées, où les espèces sont formées d'un nombre beaucoup plus considérable de populations car elles ont une très large répartition géographique. La disparition de populations nuit considérablement à la biodiversité à l'échelle locale et éventuellement, fait peser une menace sur elle à des échelles plus grandes. Il n'y a pas de chiffre magique, universellement

applicable à toutes les espèces ou populations (Simberloff, 1988). La viabilité d'une population dépend de caractéristiques spécifiques et même locales. Le cycle biologique des espèces (ou des populations), la répartition dans le temps ou dans l'espace de leurs effectifs ainsi que le degré de variation génétique font varier le niveau de population auquel on peut associer une probabilité donnée de survie (Gilpin and Soulé, 1986). Le concept de populations viables limites fait appel à des notions scientifiques et au jugement. La science peut aider à l'évaluation de problèmes génétiques et démographiques ou de risques associés à des niveaux de population donnés, chez une espèce et dans une région déterminées. Toutefois, c'est à la société de porter un jugement de valeur et de décider, par exemple, pendant combien de temps on veut assurer la survie d'une population (échancier d'aménagement) et du degré de probabilité de cette survie (Shaffer, 1981, 1987). Par exemple, on pourrait fixer à 99 % celle d'une population pendant 10 ans ou à 80 % celle de la même population pendant 100 ans. À chaque combinaison d'une probabilité et d'une durée de survie correspond une population viable limite différente.

Il n'y a pas toujours de coupure nette qui permette de déterminer facilement le seuil démographique d'une population viable; en fait, la viabilité varie sensiblement de manière continue avec la taille de la population, et il faut porter un jugement sur ce qui constitue un risque acceptable de disparition (Begon *et al.*, 1990). MacArthur and Wilson (1967) ont évalué à 10 sujets le seuil d'une population chez des espèces qui se reproduisent par scissiparité, et Shaffer (1981) évalue à environ 50 sujets le seuil auquel une population d'ours peut se maintenir pendant 100 ans avec une probabilité de 95 %. La survie d'organismes de plus petite taille nécessite de plus grandes populations car ces organismes sont généralement situés à un niveau inférieur du réseau trophique, vivent assez peu longtemps et ont des populations plus fluctuantes. En général, il faut de plus grandes populations pour des raisons génétiques qu'il n'en faut pour des raisons démographiques. Franklin (1980) et Soulé (1987) ont fourni des estimations approximatives de 500 sujets, tandis que les estimations de Lande and Barrowclough (1987) atteignent plusieurs centaines. Cela pourrait signifier que si l'on s'occupe du bien-être génétique d'une population, on assure sa vigueur démographique. Les chiffres présentés

ici sont pour une population de géniteurs; il se pourrait que la population totale doive être supérieure de quelques ordres de grandeur.

En isolant les populations, la fragmentation tend à produire des populations de géniteurs inférieures à la population totale (Maruyama and Kimura, 1980; Gilpin, 1987). Toutefois, lorsque des fragments sont en contact par suite de la dispersion, il existe alors une structure de métapopulation qui peut dans certains cas améliorer les chances de survie (Simberloff, 1988). En gros, on peut ranger les causes de disparition en deux catégories : les causes déterministes et les causes stochastiques. Il y a disparition d'origine déterministe lorsqu'un élément essentiel à une population est éliminé ou qu'un élément léthal y est introduit (pollution, prédation). Il y a disparition d'origine stochastique lorsque se produisent des perturbations du milieu ou des changements normaux *et aléatoires*. Les populations réduites sont généralement plus sensibles que les autres aux deux types de causes et, souvent, on observe un effet de synergie où un facteur accentue un autre et accélère le déclin de l'espèce (Gilpin and Soulé, 1986). Le cas de la tourtre (*Ectopistes migratorius*) est éloquent; malgré sa grande population, cette espèce est rapidement disparue sous l'effet d'une série de facteurs combinés (Blockstein and Tordoff, 1985). Dans une autre perspective, on peut aussi dire que les menaces sont internes (dans la mesure où elles se rapportent à la démographie et au cycle biologique de l'espèce) ou externes (pollution, invasion, la stochasticité du milieu). Les menaces internes sont le mieux atténuées par l'abondance des effectifs, les menaces externes par une vaste répartition de la population (Goodman, 1987; Salwasser, 1988).

En pratique, le concept de seuil de population viable n'est pas applicable à toutes les espèces. Soulé (1987) a recommandé d'y avoir recours au moment de procéder à un échantillonnage primaire car l'analyse de la viabilité d'espèces clés serait importante. Ces espèces ont un grand rôle à jouer dans le maintien de la structure et (ou) des processus qui s'exercent au niveau des communautés ou des écosystèmes. Enfin, le concept de seuil de population viable correspond au seuil du besoin d'une superficie pour la population. De manière générale, on peut dire que l'importance des effectifs du seuil d'une population viable est inversement proportionnelle à la taille de l'animal (plus les

animaux sont petits, plus ils doivent être nombreux), alors que le seuil du besoin d'une superficie serait plutôt en corrélation positive avec la taille de l'animal (plus l'animal est gros, plus il lui faut d'espace). Au mieux, le calcul du seuil de population viable est très approximatif et souffre toujours beaucoup de notre mauvaise connaissance de la dynamique qui pousse les populations sur la voie de la disparition. De plus, et c'est particulièrement vrai chez les grands mammifères, différents problèmes associés à la fragmentation compliquent les calculs puisqu'il faut faire intervenir des notions liées à la métapopulation (un champ de connaissances nouveau). Il faut comprendre que le concept de seuil de population viable est le niveau démographique dont il faut se tenir éloigné plutôt que celui qu'on doit chercher à conserver.

2.15 Gestion d'espèces prises isolément

Comme on le voit en foresterie et en agriculture, les recommandations en vue de la gestion d'espèces prises isolément et(ou) de la gestion à une fin unique peuvent avoir d'importantes conséquences sur la biodiversité. Celles-ci sont souvent proportionnelles à la superficie du secteur soumis à ce traitement spécifique. Les répercussions des activités forestières et agricoles sur la biodiversité sont étudiées en détail dans des chapitres distincts et il n'en sera plus question ici. La gestion de la faune axée sur une espèce prise isolément entraîne aussi la possibilité de graves conséquences pour la biodiversité. Les recommandations de gestion de la bécasse d'Amérique (*Scolopax minor*) privilégient la protection des premiers stades de succession en forêts de feuillus qui sont contiguës à des terrains dégagés pour favoriser la parade nuptiale (Sepik *et al.*, 1981; Gregg, 1984). Les stades de succession un peu plus avancés d'un peuplement de feuillus sont donnés comme de bons habitats pour la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) (Gullion, 1977; Robinson, 1984; Atwater and Schnell, 1989). Ces recommandations de gestion avantagent les premiers stades de succession et les espèces qui leur sont associées au détriment des espèces associées aux stades plus avancés (Back, 1982; Yahner, 1988). En soi, ce n'est pas une mauvaise chose; cela dépend de l'étendue, de l'emplacement et de la nature des habitats environnants. L'idée, c'est que toute

recommandation de gestion, ou l'inaction, ont toujours un effet (qu'il soit positif ou négatif) sur la biodiversité locale. Lorsqu'une action à l'échelle locale nuit à une espèce rare ou en danger de disparition, le problème se transpose rapidement à une échelle plus grande. De la même façon, si des recommandations de gestion sont appliquées à plus grande échelle, l'impact sur la biodiversité croît proportionnellement.

La gestion du gibier favorise souvent la création de lisières (Therres, 1993). Mais les nicheurs qui vivent au coeur de la forêt cherchent plutôt à les éviter (Chasko and Gates, 1982; Kroodsmas, 1984). On a mesuré des taux de parasitisme et de prédation supérieurs dans les lisières; cela a pour effet de réduire significativement la reproduction (Yahner, 1984, 1988; Reese and Ratti, 1988). L'effet de lisière est au coeur du débat sur la gestion du gibier par opposition à celle des espèces d'avifaune qui vivent au coeur de la forêt (Therres, 1993).

Il est bien connu que les habitats peu productifs ont souvent favorisé l'évolution d'espèces très spécialisées qui ne peuvent pas entrer en concurrence avec d'autres espèces trouvées dans des habitats plus productifs. Toute augmentation de la «qualité» et de la productivité d'un habitat s'accompagne souvent d'un glissement dans la composition spécifique. Comme la plupart des mesures de gestion du gibier ou du poisson ont pour objectif un accroissement de production, il existe toujours le danger inhérent de conséquences néfastes sur la biodiversité, d'où la nécessité de tenir compte de celle-ci dans les mesures de gestion du gibier et du poisson. C'est une façon parmi d'autres d'éviter des conséquences indésirables.

La gestion des ressources en vue de leur exploitation, comme les pêches, la chasse et le piégeage, peut aussi nuire à la biodiversité. Il y a eu une diminution des populations d'oiseaux de mer par suite de la pêche intensive des espèces qui leur servent de proies (Burger and Cooper, 1984; Montevecchi *et al.*, 1988). La chasse a été l'un des principaux facteurs de la disparition de la tourtre (Blockstein and Tordoff, 1985) et de l'extermination presque totale de la grue d'Amérique (Kuyt, 1977) et du cygne trompette (*Cygnus buccinator*) (Banko, 1960). Avec le piégeage et la lutte contre les prédateurs ou leur persécution, l'aire de répartition de plusieurs

prédateurs au Canada a diminué (Hummel and Pettigrew, 1991). Pareilles diminutions s'accompagnent d'une perte de biodiversité, dans les secteurs où l'espèce est disparue; cela se manifeste de deux façons : premièrement, une espèce est perdue, deuxièmement, sa fonction dans l'écosystème est perdue. La disparition d'un prédateur situé au sommet de la pyramide alimentaire a souvent des effets majeurs sur la dynamique de la communauté, et mène à une augmentation du nombre de prédateurs secondaires et de l'abondance des espèces qui servent de proies. La hausse de densité des herbivores peut avoir de profonds effets sur la structure et la composition spécifique de l'habitat (Huot, 1982). L'exploitation de communautés marines déclenche de profonds changements dans la dynamique et la structure de ces communautés qu'on comprend toujours mal (May, 1984).

Il est regrettable que les biologistes spécialisés dans la gestion d'espèces prises isolément n'évaluent pas toujours les impacts possibles des mesures d'aménagement qu'ils adoptent au-delà de ceux obtenus sur les espèces qui les occupent, ou n'en tiennent pas toujours compte (Groves and Unsworth, 1993). Cela vaut particulièrement pour les biologistes de la pêche et de la chasse. L'introduction d'espèces de poissons, des programmes trop ambitieux d'ensemencement des lacs et l'empoisonnement de ceux-ci ont tous modifié la biodiversité locale dans plusieurs lacs et même, dans certains cas, conduit à la disparition d'espèces (McPhail, 1980; McPhail and Lindsey, 1986).

2.16 Conclusions

Le concept de biodiversité dépasse de beaucoup celui du simple dénombrement des espèces, pour englober les gènes, les populations, les communautés ainsi que les écosystèmes, et il touche aux aspects structurels, fonctionnels et de composition. Bref, la caractérisation de la biodiversité est très malaisée, eu égard spécialement aux dimensions spatiales et temporelles. Les recommandations et les mesures relatives à la biodiversité vont différer selon l'échelle spatiale et le niveau d'organisation considérés. Dans certaines régions, la perte d'espèces peut ne pas avoir trop d'incidences néfastes, mais des pertes de populations et de diversité génétique peuvent être un problème.

L'organisation de la vie selon une structure hiérarchique rend nécessaire d'envisager sérieusement les répercussions des effets cumulatifs. Ce qui peut être sans importance à l'échelle locale et à un moment donné dans un contexte régional peut devenir très important avec le temps ou à d'autres échelles.

L'échantillonnage primaire devrait être parmi les premières démarches prises en vue d'assurer la préservation de la biodiversité. S'il y a perte d'habitats, alors une multitude d'organismes seront aussi perdus. D'ordinaire, il est plus facile d'observer et de mesurer les niveaux supérieurs d'organisation que les autres. D'autres moyens pourraient être l'utilisation durable de nos écosystèmes exploités et le maintien de leur intégrité fonctionnelle. Il est aussi nécessaire d'adopter une démarche hiérarchique pour tenir compte adéquatement des échelles spatiales. Il faut élaborer de grands principes pour orienter les mesures prises à des échelles inférieures.

La simplification à outrance de questions complexes comporte toujours des dangers. Ce court aperçu des grands concepts associés à la biodiversité devrait aider à mieux comprendre celui de la biodiversité. Les préoccupations qui se font jour quant à la préservation de la biodiversité au Canada et dans le monde ont mis en évidence la nécessité d'adopter une démarche globale pour s'attaquer aux enjeux économiques, sociaux et environnementaux de l'heure. Les stratégies de maintien et de préservation de la biodiversité peuvent être classées en deux grandes catégories essentielles : en premier, il faut un réseau bien pensé de zones protégées et, en deuxième, mais c'est l'élément le plus important, il faut parvenir à un développement durable à l'intérieur des paysages exploités de sorte qu'on puisse là aussi maintenir la biodiversité. Ces questions sont reprises dans les chapitres suivants.

2.17 Certaines notions de référence

- Il faut tenir compte des dimensions spatiales et temporelles (des échelles) lorsqu'on traite de biodiversité puisque, sous pratiquement tous ses aspects, le concept de biodiversité est lié à celui d'échelles.

- La notion de préservation et de maintien de la biodiversité doit être intégrée à un système hiérarchique de décision dans lequel les niveaux supérieurs déterminent, à différents degrés, les mesures adoptées aux niveaux inférieurs.
- Il faut toujours évaluer à plusieurs échelles et niveaux hiérarchiques les mesures prises en vue du maintien ou de l'enrichissement de la biodiversité, de manière à prévoir ou éviter des développements non voulus.
- Les répercussions sur la biodiversité de différentes interventions (extraction et exploitation des ressources) doivent être examinées à différentes échelles. C'est ce qui permettra d'évaluer les impacts cumulatifs.
- Il est nécessaire de procéder par gestion décloisonnée (entre organismes, disciplines, utilisations du territoire) afin de bien tenir compte de la biodiversité.
- On doit tenir compte plus sérieusement des impacts cumulatifs car ils montrent l'importance de tenir compte des échelles et de la hiérarchie lorsqu'on traite de la biodiversité.
- On doit appliquer les indices de diversité avec prudence car, en définitive, ils correspondent à une simple tentative de simplifier des systèmes complexes et ils peuvent souvent mal décrire ce qu'ils devaient simplifier.
- On doit toujours évaluer la maximisation de la diversité au sein d'un habitat en mesurant ses répercussions sur la diversité entre habitats car il y a risque que cette dernière ne soit réduite par contrecoup.
- Lorsqu'il est pris seul, le nombre des espèces est une donnée simpliste et une façon souvent trompeuse d'évaluation de la biodiversité; il faut tenir compte du type des espèces observées pour évaluer la diversité à la plupart des échelles.
- Il faut accorder une attention accrue à la diversité structurelle et fonctionnelle car elles sont importantes pour le maintien de la diversité de composition.
- Il faut toujours définir l'importance, ou la valeur, d'une espèce en fonction d'échelles spatiales et temporelles car elle change beaucoup avec les échelles.
- Le cas échéant, on doit appliquer le principe de la prudence, qui dit que, lorsqu'il y a des menaces de dommages graves ou irréversibles, le fait de ne pas être parvenu à une totale certitude, sur le plan scientifique, ne doit pas servir de prétexte pour retarder l'adoption de mesures visant à éviter des dommages à l'environnement.
- La méthode par échantillonnage primaire devrait être une mesure initiale de préservation de la biodiversité.
- Cette même démarche devrait être complétée par des interventions plus précises (l'échantillonnage sélectif) axées, par exemple, sur les espèces.
- Il n'existe pas une relation simple et claire entre la diversité et la stabilité; c'est pourquoi les énoncés relatifs à celles-ci doivent être formulés avec le plus grand soin, les termes définis avec précision et l'échelle indiquée, cela afin d'éviter toute confusion.
- Il faut user de prudence avec le concept de seuil de population viable car il fait appel à des éléments scientifiques ainsi qu'au jugement.
- La détermination des seuils de population viable, dans la mesure où elle est inexacte, doit être prudente, du fait qu'on connaît mal la dynamique de la disparition des populations.
- Il faut percevoir le concept de seuil de population viable comme un seuil dont il faut se tenir éloigné plutôt qu'un seuil à conserver.
- Il faut utiliser avec discernement les termes de «communauté» et d'«écosystème» car il en existe plusieurs définitions et ce sont des concepts étroitement associés à la notion d'échelles de grandeur.
- Toute question ou toute réponse relative à la biodiversité doit être formulée à l'intérieur d'un cadre spatio-temporel précis, pour qu'elle soit intelligible.
- Il est essentiel de bien définir les objectifs et les buts, lorsqu'on traite de biodiversité, puisque plusieurs valeurs paramétriques varient selon des objectifs choisis. Par exemple, les raisons qu'on a de vouloir contrôler la biodiversité déterminent ce qu'on doit mesurer.

- La gestion par espèces prises isolément ne doit se faire qu'après considération de son impact sur la biodiversité.
- Il faut faire preuve de la plus grande prudence lorsqu'on fait appel à des espèces à titre d'indicateurs puisque chacune a une écologie distincte et qu'elle est influencée par une multitude de facteurs autres que ceux que l'espèce doit indiquer.

Remerciements

Je tiens à remercier J.N.M. Smith, A.W. Diamond, P. Krannitz, L. Bélanger, A. Desrochers, J. Huot, K. Freemark et H. Boyd ainsi que les membres de l'équipe d'évaluation scientifique de la biodiversité, qui ont commenté les différentes versions de ce chapitre. Les collaborateurs ont eu la première main dans certaines sections. T.B. Reynoldson a largement contribué à la section sur les indicateurs et K. Freemark a contribué à la section sur la fragmentation et la section sur les métapopulations.

Ouvrages cités

- Adams, N.J., P.J. Seddon, and Y.M. Van Heezik. 1992. Monitoring of seabirds in the Benquela upwelling system: can seabirds be used as indicators and predictors of change in the marine environment? *S. Afr. J. Mar. Sci.* 12:959-974.
- Addicott, J.F., J.M. Aho, M.F. Antolin, M.F. Padilla, J.S. Richardson, and D.A. Soluk. 1987. Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. *Oikos* 49:340-346.
- Alatalo, R. and R. Alatalo. 1977. Components of diversity: multivariate analysis with interaction. *Ecology* 58:900-906.
- Allen, T.F.H. and T.W. Hoekstra. 1990. The confusion between scale defined levels and conventional levels of organisation in ecology. *J. Veg. Sci.* 1:5-12.
- Allen, T.F.H. and T.B. Starr. 1982. *Hierarchy: perspectives for ecological complexity*. University of Chicago Press, Chicago.
- Armitage, P.D., I. Pardo, M.T. Furse, and J.F. Wright. 1990. Assessment and prediction of biological quality, a demonstration of a British macro-invertebrate-based method in two Spanish rivers. *Limnetica* 6:147-156.
- Askins, R.A., M.J. Philbrick, and D.S. Sugeno. 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biol. Conserv.* 39:129-152.
- Atwater, S. and J. Schnell. 1989. *The wildlife series: Ruffed Grouse*. Stackpole Books, Harrisburg, Pa. 370 p.
- Back, G.N. 1982. Impacts of management for Ruffed Grouse and pulpwood on nongame birds. Ph.D. dissertation, University of Minnesota. St. Paul, Minn. 96 p.
- Banko, W.E. 1960. *The Trumpeter Swan: its history, habits, and population in the United States*. North American Fauna 63, Washington Bureau of Sport, Fisheries and Wildlife.
- Begon, M., J.L. Harper, and C.R. Townsend. 1990. *Ecology, individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications, Boston.
- Berendse, F. 1993. Ecosystem stability, competition and nutrient cycling. Pages 411-431 in E.-D. Schulze and H.A. Mooney (ed.). *Biodiversity and ecosystem function*. Springer-Verlag, New York.
- Best, L.B. 1986. Conservation tillage: ecological traps for nesting birds? *Wild. Soc. Bull.* 14:308-317.
- Birks, H.J.B. 1987. Recent methodological developments in quantitative descriptive biogeography. *Ann. Zool. Fenn.* 24:165-178.
- Blake, J.G. 1986. Species-area relationship of migrants in isolated woodlots in east-central Illinois. *Wilson Bull.* 98:291-296.
- Blake, J.G. and J.R. Karr. 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationships. *Ecology* 68:1724-1734.
- Block, W.M., L.A. Brennan, and R.J. Gutierrez. 1986. The use of guilds and guild-indicator species for assessing habitat suitability. Pages 109-113 in J. Verner, M.L. Morrison and C.J. Ralph (eds.), *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Blockstein, D.E. and H.B. Tordoff. 1985. Gone forever, a contemporary look at the extinction of the Passenger Pigeon. *Am. Birds* 39:845-851.

- Bond, W.J. 1993. Keystone species. Pages 237–253 in E.D. Schulze and H.A. Mooney (eds.), *Biodiversity and ecosystem function*. Springer-Verlag, New York.
- Boyle, T.P., G.M. Smillie, J.C. Anderson, and D.R. Beeson. 1990. A sensitivity analysis of nine diversity and seven similarity indices. *Res. J. Water Pollut. Control Fed.* 62:749–762.
- Brown, M. and J.J. Dinsmore. 1986. Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *J. Wildl. Manage.* 50:392–397.
- Bryant, A.A., J.P.L. Savard, and R.T. MacLaughlin. 1993. Avian communities in old-growth and managed forests of Western Vancouver Island, British Columbia. Tech. Rep. Ser. No. 167, Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region.
- Burger, A.E. and J. Cooper. 1984. The effects of fisheries on seabirds in South Africa and Namibia. Pages 150–161 in D.N. Nettleship, G.A. Sanger, and P.F. Springer (eds.), *Marine birds: their feeding ecology and commercial fisheries relationships*. Can. Wildl. Serv., Spec. Publ., Ottawa.
- Cairns, D.K. 1992. Bridging the gap between ornithology and fisheries science: use of seabird data in stock assessment models. *Condor* 94:811–824.
- Cairns, J., Jr. 1986. The myth of the most sensitive species. *BioScience* 36:670–672.
- Cairns, S.J. and S.J. Schwager. 1987. A comparison of association indices. *Anim. Behav.* 35:1454–1469.
- Calder, W.A. 1984. *Size, function, and life history*. Harvard University Press, Cambridge, Mass.
- Cameron, T. and J. Abouchar. 1991. The precautionary principle: a fundamental principle of law and policy for the protection of the global environment. *Boston Coll. Int. Comp. Law Rev.* 14:1–27.
- Chasko, G.C. and J.E. Gates. 1982. Avian habitat suitability along a transmission-line corridor in an oak–hickory forest region. *Wildl. Monogr.* No. 82.
- Clark, J.S. 1990. Integration of ecological levels: individual plant growth population mortality and ecosystem processes. *J. Ecol.* 78:275–299.
- Clements, F.E. 1916. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Publ. No. 242, Carnegie Institute, Washington, D.C.
- Connell, J.H. and W.P. Sousa. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *Am. Nat.* 121:789–824.
- Cooley, J. 1993. Is Lake Erie changing again? *Focus, Int. Joint Comm.* 18(2):5–6.
- Council of Great Lakes Research Managers. 1991. A proposed framework for developing indicators of ecosystems health for the Great Lakes region. International Joint Commission, Windsor.
- Cousins, S.H. 1990. Countable ecosystems deriving from a new food web entity. *Oikos* 57:270–275.
- Cracraft, J. 1992. Explaining patterns of biological diversity: integrating causation at different spatial and temporal scales. Pages 59–76 in N. Eldredge (ed.), *Systematics, ecology, and the biodiversity crisis*. Columbia University Press, New York.
- Currie, D.J. 1991. Energy and large-scale patterns of animal and plant-species richness. *Am. Nat.* 137:27–49.
- Daily, G.C., P.R. Ehrlich, and N.M. Haddad. 1993. Double keystone bird in a keystone species complex. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 90:592–594.
- Dayton, P.K. and M.J. Tegner. 1984. The importance of scale in community ecology: a kelp forest example with terrestrial analogs. Pages 457–481 in P.W. Price, C.N. Slobodchikoff, and W.S. Gaud (eds.), *A new ecology: novel approaches to interactive systems*. John Wiley & Sons, New York.
- De Angelis, D.L. 1991. *Dynamics of nutrient cycling and food webs*. Chapman and Hall, London, U.K.
- De Jong, T.M. 1975. A comparison of three diversity indices based on their components of richness and evenness. *Oikos* 26:222–227.
- Duelli, P. 1990. Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biol. Conserv.* 54:193–207.
- Dustman, E.H., W.E. Martin, R.G. Heath, and W.L. Reichel. 1971. Monitoring pesticides in wildlife. *Pestic. Monit. J.* 5:50–52.
- Ehrlich, P. 1961. Has the biological species concept outlived its usefulness? *Syst. Zool.* 10:167–176.

- Ehrlich, P.R. and G.C. Daily. 1993. Population extinction and saving biodiversity. *Ambio* 22:64–68.
- Elton, C.S. 1958. *The ecology of invasion by animals and plants*. Methuen, London, U.K.
- Environment Canada. 1992. Indicator purposes, definitions, frameworks, and selection criteria: a background paper. Draft report, State of the Environment Reporting Branch, Ottawa.
- Evans, F.C. 1956. Ecosystems as the basic unit in ecology. *Science* 123:1127–1128.
- Faaborg, J., M. Brittingham, T. Donovan, and J. Blake. 1993. Habitat fragmentation in the temperate zone: A perspective for managers. Pages 331–338 in D.M. Finch and P.W. Stangel (eds.), *Status and management of neotropical migratory birds*. Gen. Tech. Rep. RM–229, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Flagstaff, Ariz.
- Fahrig, L. 1992. Relative importance of spatial and temporal scales in a patchy environment. *Theor. Popul. Biol.* 41:300–314.
- Fahrig, L. and G. Merriam. 1985. Habitat connectivity and population survival. *Ecology* 66:1762–1768.
- Fahrig, L. and J. Paloheimo. 1988. Effect of spatial arrangement of habitat patches on local population size. *Ecology* 69:468–475.
- Franklin, I.A. 1980. Evolutionary change in small populations. Pages 135–142 in M.E. Soulé and B.A. Wilcox (eds.), *Conservation biology: an evolutionary–ecological perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Franklin, J. and R.T.T. Forman. 1987. Creating landscape patterns by logging: ecological consequences and principles. *Landsc. Ecol.* 1:5–18.
- Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes. *Ecol. Appl.* 3:202–205.
- Freemark, K.E. 1989. Landscape ecology of forest birds in the northeast. Pages 7–12 in R.M. DeGraaf and W.M. Healy (eds.), *Is forest fragmentation a management issue in the Northeast?* Gen. Tech. Rep. NE-140, Northeastern Forest Experiment Station, U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Freemark, K.E. and B. Collins. 1992. Landscape ecology of birds breeding in temperate forest fragments. Pages 443–454 in J.M. Hagan III and D.W. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Freemark, K.E. and H.G. Merriam. 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biol. Conserv.* 36:115–141.
- Freemark, K.E., J.R. Probst, J.B. Dunning, and S.J. Hejl. 1993. Adding a landscape ecology perspective to conservation and management planning. Pages 346–352 in D. Finch and P. Stangel (eds.), *Status and Management of Neotropical Migratory Birds*. USDS Forest Service, General Technical Report RM–229, Rocky Mountain Forest & Range Experiment Station, Flagstaff, AZ. 422.
- Fritz, R.S. 1979. Consequences of insular population structure: Distribution and extinction of spruce grouse populations. *Oecologia (Berlin)* 42:57–65.
- Frontier, S. et D. Pichot-Viale. 1993. *Écosystèmes : structure, fonctionnement, évolution*. Masson, Paris. 428 p.
- Gardner, M.R. and W.R. Ashby. 1970. Connectance of large dynamic (cybernetic) systems: critical values for stability. *Nature (London)* 228:784.
- Garrod, D.J. and B.W. Jones. 1974. Stock and recruitment relationship in the N.E. Atlantic cod stock and the implications for management of the stock. *J. Con. Int. Explor. Mer* 173:128–144.
- Gibbs, J.P. and J. Faaborg. 1990. Estimating the viability of Ovenbird and Kentucky Warbler populations in forest fragments. *Conserv. Biol.* 4:193–196.
- Gibbs, J.P., J.R. Longcore, D.G. McAuley, and J.K. Ringelman. 1991. Use of wetland habitats by selected nongame water birds in Maine. *Fish Wildl. Res.* 9, U.S. Fish and Wildlife Services. Washington, D.C.
- Gilpin, M.E. 1987. Spatial structure and population vulnerability. Pages 125–140 in M.E. Soulé (ed.), *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, New York.
- Gilpin, M.E. and I. Hanski (eds.). 1991. *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press, New York.
- Gilpin, M.E. and M.E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. Pages 19–34 in M.E. Soulé (ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Gleason, M.A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bull. Torrey Bot. Club* 53:1–20.

- Goodman, D. 1987. The demography of chance extinction. Pages 11–34 in M.E. Soulé (ed.), *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, New York.
- Gosy, J.R. and P.J.H. Sharps. 1989. Broad-scale concepts for interactions of climate, topography, and biota at biome transitions. *Landsc. Ecol.* 3:229–243.
- Graber, J.W. and R.R. Graber. 1983. Feeding rates of warblers in spring. *Condor* 85:139–150.
- Green, R.H. 1980. Multivariate approaches in ecology: the assessment of ecological similarity. *Am. Rev. Ecol. Syst.* 11:1–14.
- Gregg, L. 1984. Population ecology of Woodcock in Wisconsin. Tech. Bull. No. 144, Department of Natural Resources, Madison, Wis.
- Groves, C.R. and J.W. Unsworth. 1993. Wapiti and warblers: integrating game and non game management in Idaho. Pages 408–417 in D.M. Finch and P.W. Stangel (eds.), *Status and management of neotropical migratory birds*. Gen. Tech. Rep. RM-229, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Fort Collins, Colo.
- Gullion, G.W. 1977. Forest manipulation for Ruffed Grouse. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 42:449–458.
- Gutzwiller, K.J. and S.H. Anderson. 1992. Interception of moving organisms: influences of patch shape, size, and orientation on community structure. *Landsc. Ecol.* 6:293–303.
- Hansen, A.J. and F. diCastri (eds.). 1992. *Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flows*. Ecological Studies 92. Springer-Verlag, New York. 452 p.
- Hansen, A.J., D.L. Urban, and B. Marks. 1992. Avian community dynamics: the interplay of landscape trajectories and species life histories. Pages 170–195 in A.J. Hansen and F. di Castri (eds.), *Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flows*. Ecological Studies 92. Springer-Verlag, New York.
- Hanski, I. 1986. Population dynamics of shrews on small islands in accord with the equilibrium model. *Biol. J. Linn. Soc.* 28:23–36.
- Harper, J.L. 1981. The measurements of rarity. Pages 187–203 in H. Synge (ed.), *The biological aspects of rare plant conservation*. John Wiley & Sons, Toronto.
- Harrison, S. 1989. Long-distance dispersal and colonization in the bay checkerspot butterfly. *Ecology* 70:1236–1243.
- Harrison, S. 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biol. J. Linn. Soc.* 42:73–88.
- Harrison, S., D.D. Murphy, and P.R. Ehrlich. 1988. Distribution of the bay checkerspot butterfly, *Euphydryas editha bayensis*: evidence for a metapopulation model. *Am. Nat.* 132:360–382.
- Hawksworth, D.L. and F. Rose. 1976. *Lichens as pollution monitors*. Edward, Arnold, London, U.K.
- Henderson, M.T., G. Merriam, and J. Wegner. 1985. Patchy environments and species survival: chipmunks in an agricultural mosaic. *Biol. Conserv.* 31:95–105.
- Herkert, J.R. 1991. Prairie birds of Illinois: population response to two centuries of habitat change. *Ill. Nat. Hist. Surv. Bull.* 34:393–399.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 4:1–23.
- Howe, R.W., G.J. Davis, and V. Mosca. 1991. Demographic significance of sink populations. *Biol. Conserv.* 57:239–255.
- Hughes, R.M. and R.F. Noss. 1992. Biological diversity and biological integrity: current concerns for lakes and streams. *Fisheries* 17:11–19.
- Hummel, M. and S. Pettigrew. 1991. *Wild hunters: predators in peril*. Key Porter Books, Toronto.
- Hunsaker, C.T., D. Carpenter, and J. Messer. 1990. Ecological indicators for regional monitoring. *Bull. Ecolo. Soc. North Am.* 3:165–172.
- Hunter, M.L., Jr. 1990. *Wildlife forests and forestry: principles of managing forests for biological diversity*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.
- Hunter, M.L., Jr. 1991. Coping with ignorance: the coarse-filter strategy for maintaining biodiversity. Pages 266–281 in K.A. Kohn (ed.), *Balancing on the brink of extinction*. Island Press, Washington, D.C.
- Hunter, M.L., Jr., G.L. Jacobson, Jr., and W. Thompson, III. 1988. Paleocology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. *Conserv. Biol.* 2:375–385.

- Huntley, B.J. 1988. Conserving and monitoring biotic diversity, some African examples. Pages 248–260 in E.O. Wilson and F.M. Peter (eds.), Biodiversity. National Academy Press, Washington, D.C.
- Huot, J. 1982. Body conditions and food resources of White-tailed deer on Anticosti Island, Quebec. Ph.D. dissertation, University of Alaska, Fairbanks. 240 p.
- Hurlbert, S.H. 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52:577–586.
- Janson, S. and J. Vegelius. 1981. Measures of ecological association. *Oecologia (Berlin)* 49:371–376.
- Johnson, R.G. and S.A. Temple. 1990. Nest predation and brood parasitism of tallgrass prairie birds. *J. Wildl. Manage.* 54:106–111.
- Johnsson, K. 1993. The Black Woodpecker (*Dryocopus martius*) as a keystone species in forest. Rep. No. 24, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Science.
- Kalkhoven, J.T.R. 1993. Survival of populations and the scale of the fragmented agricultural landscape. Pages 83–90 in R.G.M. Bunes, L. Ryzlowski, and M.G. Paoletti (eds.), Landscape ecology and agroecosystems. Lewis Publishers, Ann Arbor, Mich.
- Karr, J.R. 1993. Measuring biological integrity: lessons from streams. Pages 83–104 in S. Woodley, J. Kay, and G. Francis (eds.), Ecological integrity and the management of ecosystems. Heritage Resource Centre, University of Waterloo, Waterloo.
- Karr, J.R. and K.E. Freemark. 1985. Disturbance and vertebrates: an integrative perspective. Pages 153–168 in S.T.A. Pickett and P.S. White (eds.), The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York.
- Kempton, R.A. and R.W.M. Wedderburn. 1978. A comparison of three measures of species diversity. *Biometrics* 34:25–37.
- King, A.W. 1993. Considerations of scale and hierarchy. Pages 19–45 in S. Woodley, J. Kay, and G. Francis (eds.), Ecological integrity and the management of ecosystems. Heritage Resource Centre, University of Waterloo, Waterloo.
- Kroodasma, R.L. 1984. Effect of edge on breeding forest bird species. *Wilson Bull.* 96:426–436.
- Kuyt, E. 1977. The continuing story of the Whooping Crane. Pages 109–111 in T. Mosquin and C. Suchal (eds.), Canada's threatened species and habitats. Canadian Nature Federation and World Wildlife Fund, Ottawa.
- Lande, R. and G.F. Barrowclough. 1987. Effective population size, genetic variation, and their use in population management. Pages 87–123 in M.E. Soulé (ed.), viable populations for conservation. Cambridge University Press, New York.
- Landres, P.B. 1983. Use of the guild concept in environmental impact assessment. *Environ. Manage.* 7:393–398.
- Landres, P.B., J. Verner, and J.W. Thomas. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conserv. Biol.* 4:316–328.
- Lathan, R.E. and R.E. Ricklefs. 1993. Global patterns of tree species richness in moist forests: energy diversity theory does not account for variation in species richness. *Oikos* 67:325–333.
- Lawton, J.H. and V.K. Brown. 1993. Redundancy in ecosystems. Pages 256–270 in E.D. Schulze and H.A. Mooney (eds.), Biodiversity and ecosystem function. Springer-Verlag, New York.
- LeBlanc, F. and J. De Sloover. 1970. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* 48:1485–1496.
- Lord, J.M. and D.A. Norton. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conserv. Biol.* 4:197–202.
- MacArthur, R.H. 1955. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology* 36:533–536.
- MacArthur, R.H. 1972. Geographical ecology. Patterns in the distribution of species. Harper & Row, New York.
- MacArthur, R.H. and E.O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Main, A.R. 1981. Ecosystem theory and function. *J. R. Soc. West. Aust.* 64:1–4.
- Mannan, R.W., M.L. Morrison, and E.C. Meslow. 1984. The use of guilds in forest bird management. *Wildl. Soc. Bull.* 12:426–430.
- Margalef, R. 1968. Perspectives in ecological theory. University of Chicago Press, Chicago.

- Margules, C.R., A.J. Higgs, and R.W. Rafe. 1982. Modern biogeographic theory: are there any lessons for nature reserve design. *Biol. Conserv.* 24:115–128.
- Martin, T.E. 1980. Diversity and abundance of spring migratory birds using habitat islands on the Great Plains. *Condor* 82:430–439.
- Maruyama, M. and K. Kimira. 1980. Genetic variability and effective population size when local extinction and recolonization of subpopulations are frequent. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 77:6710–6714.
- May, R.M. 1973. *Stability and complexity in model ecosystems*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- May, R.M. 1984. *Exploitation of marine communities*. Life Sciences Research Report 32. Springer-Verlag, New York.
- Mayr, E. 1970. *Populations, species, and evolution: an abridgement of animal species and evolution*. Harvard University Press, Cambridge, Mass.
- McKelvey, K., B.R. Noon, and R.H. Lamberson. 1993. Conservation planning for species occupying fragmented landscapes: the case of the Northern Spotted Owl. Pages 424–450 in P.M. Kareiva, J.G. Kingslover, and R.B. Huey (eds.), *Biotic interactions and global change*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- McNaughton, S.J. 1977. Diversity and stability of ecological communities: a comment on the role of empiricism in ecology. *Am. Nat.* 111:515–525.
- McPhail, J.D. 1980. Distribution and status of freshwater fishes in British Columbia. Pages 138–145 in R. Stace-Smith, L. Johns, and P. Joslin (eds.), *Threatened and endangered species and habitats in British Columbia and the Yukon*. Fish and Wildlife Branch, B.C. Ministry of Environment, Victoria.
- McPhail, J.D. and C.C. Lindsey. 1986. Zoogeography of the freshwater fishes of Cascadia. Pages 615–637 in C. Hocutt and E.O. Wiley (eds.), *The zoogeography of North American freshwater fishes*. John Wiley & Sons, New York.
- Merriam, G. 1988. Landscape dynamics in farmland. *Trends Ecol. Evol.*, 3:16–20.
- Middleton, J. and G. Merriam. 1983. Distribution of woodland species in farmland woods. *J. Appl. Ecol.* 20:625–644.
- Milne, A. 1993. The perils of green pessimism. *New Sc.* 138:34–37.
- Montevicchi, W.A., V.L. Birt, and D.K. Cairns. 1988. Dietary changes of seabirds associated with local fisheries failures. *Biol. Oceanogr.* 5:153–161.
- Morris, D.W. 1987. Ecological scale and habitat use. *Ecology* 68:362–369.
- Morrison, M.L., B.G. Marcot, and R.W. Mammann. 1992. *Wildlife–habitat relationships: concepts and applications*. University of Wisconsin Press, Madison. 343 p.
- Morrison, M.L. 1986. Bird populations as indicators of environmental change. *Curr. Ornith.* 3:429–451.
- Myers, N. 1993. Biodiversity and the precautionary principle. *Ambio* 22:74–79.
- Norton, B.G. 1986. *The preservation of species: the value of biological diversity*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Norton, B.G. and R.E. Ulanowicz. 1992. Scale and biodiversity policy: a hierarchical approach. *Ambio* 21:244–249.
- Noss, R.F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at the Nature Conservancy (U.S.A.). *Biol. Conserv.* 41:11–37.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4:355–364.
- Noss, R.F. 1991. From endangered species to biodiversity. Pages 227–246 in K.A. Kohan (ed.), *Balancing on the brink of extinction*. Island Press, Washington, D.C.
- Noss, R.F. 1992. Issues of scale in conservation biology. Pages 240–250 in P.L. Fidler and S.K. Jain (eds.), *Conservation biology*. Chapman and Hall, New York.
- Noss, R.F. and L.D. Harris. 1986. Nodes, networks and MUMs: preserving diversity at all scales. *Environ. Manage.* 10:299–309.
- Odum, E.P. 1971. *Fundamentals of ecology*. Saunders, Philadelphia.
- Odum, E.P. 1975. Diversity as a function of energy flow. Pages 11–14 in W.H. van Dobben and R.H. Lowe-McConnell (eds.), *Unifying concepts in ecology*. Dr. W. Junk B.V. Publishers, The Hague.
- Odum, H.T. 1983. *Systems ecology: an introduction*. John Wiley & Sons, New York.

- O'Neill, R.V. 1989. Perspectives in hierarchy and scale. Pages 140–156 in J. Roughgarden, R.M. May, and S.A. Levin (eds.), *Perspectives in ecological theory*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- O'Neill, R.V., D.L. De Angelis, J.B. Waide, and T.F.H. Allen. 1986. A hierarchical concept of ecosystems. *Monographs in Population Biology* 23. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Opdam, P. 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landsc. Ecol.* 5:93–106.
- Orians, G. 1975. Diversity, stability and maturity in natural ecosystems. Pages 139–159 in W.H. van Dobben and R.H. Lowe-McConnell (eds.), *Unifying concepts in ecology*. Dr. W. Junk B.V. Publishers, The Hague.
- O'Riordan, T. 1992. The precautionary principle in environmental management. In U.E. Simonis and R.U. Ayres (eds.), *Sustainable development in industrial economies*. United Nations University Press, Tokyo.
- Paine, R.T. 1966. Food web complexity and species diversity. *Am. Nat.* 100:65–75.
- Pate, J.S. and S.D. Hopper. 1993. Rare and common plants in ecosystems, with special reference to the south-west Australian flora. Pages 293–323 in E.-D. Schulze and H.A. Mooney (eds.), *Biodiversity and ecosystem function*. Springer-Verlag, New York.
- Patten, B.C. 1975. Discussion. Pages 183 in W.H. van Dobben and R.H. Lowe-McConnell (eds.), *Unifying concepts in ecology*. Dr. W. Junk B.V. Publishers, The Hague.
- Peet, R. 1974. The measurement of species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 5:285–302.
- Peterken, G.F. 1974. A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biol. Conserv.* 6:239–245.
- Peters, R.H. 1992. *A critique for ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Phillips, D.J.H. 1980. Quantitative aquatic biological indicators: their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. Applied Science Publishers, London, U.K.
- Pianka, E.R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *Am. Nat.* 100:33–46.
- Pielou, E.C. 1975. *Ecological diversity*. Wiley, New York.
- Pielou, E.C. 1984. *The interpretation of ecological data*. Wiley, New York.
- Pimm, S.L. 1982. *Food webs*. Chapman and Hall, London, U.K.
- Pimm, S.L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307:321–326.
- Pimm, S.L. 1986. Community stability and structure. Pages 309–329 in M.E. Soulé (ed.), *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer associates, Sunderland, Mass.
- Pimm, S.L. 1988. Energy flow and trophic structure. Pages 263–278 in L.R. Pomeroy and J.J. Alberts (eds.), *Concepts of ecosystem ecology, a comparative view*. Springer-Verlag, New York.
- Pimm, S.L. 1993. Biodiversity and the balance of nature. Pages 347–359 in E.-D. Schulze and H.A. Mooney (eds.), *Biodiversity and ecosystem function*. Springer-Verlag, New York.
- Pimm, S.L. and J.H. Lawton. 1980. Are food webs divided into compartments? *J. Anim. Ecol.* 49:879–898.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross, and R.M. Hughes. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA/444/4-89-001, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Porneluzi, P., J.C. Bednary, L.J. Goodrich, N. Zawada, and J. Hoover. 1993. Reproductive performance of territorial ovenbirds occupying forest fragments and a contiguous forest in Pennsylvania. *Conserv. Biol.* 7:618–622.
- Probst, J.R. and J. Weinrich. 1994. Relating Kirtland's warbler population to changing landscape composition and structure. *Landsc. Ecol.* 8:257–271.
- Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *Am. Nat.* 132:652–661.
- Rabinowitz, D. 1981. Seven forms of rarity. Pages 205–217 in H. Synge (ed.), *The biological aspects of rare plant conservation*. John Wiley & Sons, Toronto.
- Rabinowitz, D., S. Cairns, and T. Dillon. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. Pages 182–204 in M.E. Soulé (ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.

- Rahel, F.J. 1990. The hierarchical nature of community persistence: a problem of scale. *Am. Nat.* 136:328–344.
- Rahel, F.J., J.D. Lyons, and P.A. Cochran. 1984. Stochastic or deterministic regulation of assemblage structure? It may depend on how the assemblage is defined. *Am. Nat.* 124:583–589.
- Rapport, D.J., H.A. Regier, and G.E. Hutchinson. 1985. Ecosystem behaviour under stress. *Ame. Nat.* 125:617–640.
- Ratcliffe, D.A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. *Nature* 215:208–210.
- Ratcliffe, D.A. 1986. Selection of important areas for wildlife conservation in Great Britain: the Nature Conservancy Council's approach. Pages 136–159 in M.B. Usher (ed.), *Wildlife conservation evaluation*. Chapman and Hall, London, U.K.
- Reese, K.P. and J.T. Ratti. 1988. Edge effect: a concept under scrutiny. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 53:127–136.
- Reichle, D.E., R.V. O'Neill, and W.F. Harris. 1975. Principles of energy and material exchange in ecosystems. Pages 27–43 in W.H. Van Dobben and R.H. Lowe-McConnell (eds.), *Unifying concepts in ecology*, Dr. W. Junk, B.V. Publishers, The Hague.
- Reynoldson, T.B., D.W. Schloesser, and B.A. Manny. 1989. Development of a benthic invertebrate objective for mesotrophic Great Lakes waters. *J. Great Lakes Res.* 15:669–686.
- Rice, K. 1992. Theory and conceptual issues. *Agric. Ecosyst. Environ.* 42:9–26.
- Richardson, J.L. 1980. The organismic community: resilience of an embattled ecological concept. *BioScience* 30:465–471.
- Ricklefs, R.E. and D. Schluter (eds.). 1993. *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. University of Chicago Press, Chicago. 414 p.
- Robbins, C.S., D.K. Dawson, and B.A. Dowell. 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the Middle Atlantic States. *Wildl. Monogr. No.* 103. 34 p.
- Robinson, S.K. 1992. Population dynamics of breeding Neotropical migrants in a fragmented Illinois landscape. Pages 408–418 in J.M. Hagan III and D.W. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Robinson, W.L. 1984. Ruffed Grouse management: state of the art in early 1990's. *The North-Central Section of the Wildlife Society and the Ruffed Grouse Society*.
- Rodenhouse, N.L., L.B. Best, R.J. O'Connor, and E.K. Bollinger. 1993. Effects of temperate agriculture on Neotropical migrant landbirds. Pages 280–295 in D. Finch and P. Stangel (eds.), *Status and management of neotropical migratory birds*. Gen. Tech. Rep. RM-229, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Flagstaff, Ariz.
- Rohde, K. 1978. Latitudinal gradients in species diversity and their causes. I. A review of the hypotheses explaining the gradients. *Biol. Zentralbl.* 97:393–403.
- Rohde, K. 1992. Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. *Oikos* 65:514–527.
- Rojas, M. 1992. The species problem and conservation: what are we protecting. *Conserv. Biol.* 6:170–178.
- Routledge, R.D. 1979. Diversity indices: which ones are admissible. *J. Theor. Biol.* 76:503–515.
- Ryder, R.A. and C.J. Edwards. 1985. A conceptual approach for the application of biological indicators of ecosystem quality in the Great Lakes basin. Great Lakes Science Advisory Board, International Joint Commission, and the Great Lakes Fishery Commission, Windsor. 169 p.
- Salwasser, H. 1988. Managing ecosystems for viable populations of vertebrates: a focus for biodiversity. Pages 87–107 in J.K. Agee and D.R. Johnson (eds.), *Ecosystem management for parks and wilderness*. University of Washington Press, Seattle.
- Salwasser, H., J.W. Thomas, and F.B. Samson. 1984. Applying the diversity concept to national forest management. Pages 59–69 in J.L. Cooley and J.H. Cooley (eds.), *Natural diversity in forest ecosystems*. Institute of Ecology, University of Georgia, Athens.
- Schamberger, M. 1988. Monitoring wildlife habitat — a critique of approaches. *Stat. J. U. N. Econ. Comm. Eur. (ECE)* 5:303–313.
- Schoener, T.W. 1986. Overview: kinds of ecological communities — ecology becomes pluralistic. Pages 467–479 in J. Diamond and T.J. Case (eds.), *Community ecology*. Harper and Row, New York.

- Schoenly, K.A. and W. Reid. 1987. Dynamics of heterotrophic succession in Carrion arthropod assemblages: discrete seres or a continuum of change? *Oecologia* (Berlin) 73:192-202.
- Schulze, E.-D. and H.A. Mooney. 1993. Ecosystem function of biodiversity: a summary. Pages 497-510 in E.-D. Schulze and H.A. Mooney (eds.), *Biodiversity and ecosystem function*. Springer-Verlag, New York.
- Schulze, E.D. and H. Zwolfer. 1987. Synthesis. Pages 416-424 in E.D. Schulze and H. Zwolfer (eds.), *Potentials and limitations of ecosystem analysis*. Ecological Studies 61. Springer, Berlin.
- Scott, J.M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T.C. Edwards, Jr., J. Ulliman, and G. Wright. 1993. Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildl. Monogr.* No. 123.
- Seppik, G.F., R.B. Owen, Jr., and M.W. Coulter. 1981. A landowner's guides to woodcock management in the northeast. *Univ. Maine Life Sci. Agric. Exp. Stn. Misc. Rep.* 253. 23 p.
- Severinghaus, W.D. 1981. Guild theory development as a mechanism for assessing environmental input. *Environ. Manage.* 5:187-190.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* 31:131-134.
- Shaffer, M.L. 1987. Minimum viable populations: coping with uncertainty. Pages 69-86 in M.E. Soulé (ed.), *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, New York.
- Shapiro, A.M. 1979. Weather and the lability of breeding populations of the checkered white butterfly, *Pieris protodice* Boisduval and LeConte. *J. Res. Lepid.* 17:1-23.
- Sherry, T.W. and R.T. Holmes. 1988. Habitat selection by breeding American Redstarts in response to a dominant competitor, the Least Flycatcher. *Auk* 105:350-364.
- Shugart, H.H. and D.L. Urban. 1988. Scale, synthesis, and ecosystem dynamics. Pages 279-290 in L.R. Pomeroy and J.J. Alberts (eds.), *Concepts of ecosystem ecology, a comparative view*. Springer-Verlag, New York.
- Simberloff, D. 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 19:473-511.
- Sjogren, P. 1991. Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). *Biol. J. Linn. Soc.* 42:135-147.
- Smith, R.L. 1966. *Ecology and field biology*. Harper and Row, New York.
- Soulé, M.E. 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, New York.
- Southwood, T.R.E. 1978. *Ecological methods*. Chapman and Hall, London, U.K.
- Spellerberg, I.F. 1991. *Monitoring ecological change*. Cambridge University Press, New York.
- Stacey, P.B. and M. Taper. 1992. Environmental variation and the persistence of small populations. *Ecol. Appl.* 2:18-29.
- Stauffer, D.F. and L.B. Best. 1980. Habitat selection by birds of riparian communities: evaluating effects of habitat alterations. *J. Wildl. Manage.* 44:1-15.
- Stevens, G. 1992. Spilling over the competitive limits to species coexistence. Pages 40-58 in N. Eldredge (ed.), *Systematics, ecology and the biodiversity crisis*. Columbia University Press, New York.
- Szaro, R.C. 1986. Guild management: an evaluation of avian guilds as a predictive tool. *Environ. Manage.* 10:681-688.
- Szaro, R.C. and M.D. Jakle. 1985. Avian use of a desert riparian island and its adjacent scrub habitat. *Condor* 87:511-519.
- Tansley, A.G. 1935. *Systems ecology: an introduction*. John Wiley & Sons, New York.
- Temple, S.A. and J.R. Cary. 1988. Modeling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.* 2:340-347.
- Temple, S.A. and B.A. Wilcox. 1986. Introduction: predicting effects of habitat patchiness and fragmentation. Pages 261-262 in J. Verner, M.L. Morrison, and C.J. Ralph (eds.), *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Therres, G.D. 1993. Integrating management of forest interior migratory birds with game in the Northeast. Pages 402-407 in D.M. Finch and P.W. Stangal (eds.), *Status and management of neotropical migratory birds*. Gen. Tech. Rep. RM-229, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colo.

- Thiery, R.G. 1982. Environmental instability and community diversity. *Biol. Rev.* 57:671-710.
- Thomas, C.D. 1991. Spatial and temporal variability in a butterfly population. *Oecologia (Berlin)* 87:577-580.
- Thomas, J.W., E.D. Forsman, J.B. Lint, E.C. Meslow, B.R. Noon, and J. Verner. 1990. A conservation strategy for the Northern Spotted Owl: report of the Interagency Scientific Committee to address the conservation of the Northern Spotted Owl. 1990-791-171/20026, U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- Turner, J.R., C.M. Gatehouse, and C.A. Corey. 1987. Does solar energy control organic diversity? Butterflies, moths and British climate. *Oikos* 48:195-205.
- U.S. Department of the Interior. 1980. Habitat evaluation procedures (HEP). Ecological Services Manual No. 102, Division of Ecological Services, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- Verner, J. 1984. The guild concept applied to management of bird populations. *Environ. Manage.* 8:1-14.
- Verner, J. and T.A. Larson. 1989. Richness of breeding bird species in mixed-conifer forests of the Sierra Nevada, California. *Auk* 106:447-463.
- Villard, M.-A., K.E. Freemark, and H.G. Merriam. 1992. Metapopulation theory and neotropical migrant birds in temperate forests: an empirical investigation. Pages 474-482 in J.M. Hagan III and D.W. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Walker, B.H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conserv. Biol.* 6:18-23.
- Walters, S.M. 1961. The shaping of Angiosperm taxonomy. *New Phytol.* 60:74-84.
- Ward, D.V. 1978. Biological environmental impact studies: theory and methods. Academic Press, New York.
- Warner, R.E. 1992. Nest ecology of grassland passerines on road rights-of-way in central Illinois. *Biol. Conserv.* 59:1-7.
- Warner, R.E. 1994. Agricultural land use and grassland habitat in Illinois: future shock for midwestern birds? *Conserv. Biol.* 8:147-156.
- Wegner, J.F. and G. Merriam. 1979. Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. *J. Appl. Ecol.* 16:349-357.
- Weitzman, M.L. 1992. On diversity. *Qu. J. Econ.* 2:363-405.
- West, N.E. 1993. Biodiversity of rangelands. *J. Range Manage.* 46:2-13.
- Westman, W.E. 1978. Measuring the inertia and resilience ecosystems. *BioScience* 28:705-710.
- Whittaker, R.H. 1953. A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. *Ecol. Monogr.* 23:41-78.
- Whittaker, R.H. 1975. The design and stability of plant communities. Pages 169-181 in W.H. Van Dobben and R.H. Lowe-McConnell (eds.), *Unifying concepts in ecology*. Dr. W. Junk, B.V. Publishers, The Hague.
- Whittaker, R.H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. *Evol. Biol.* 10:1-67.
- Wiens, J.A. 1986. Spatial scale and temporal variation in studies of shrubsteppe birds. Pages 154-172 in J. Diamond and T.J. Case (eds.), *Community ecology*. Harper and Row, New York.
- Wiens, J.A. 1989a. *The ecology of bird communities: foundations and patterns*. Cambridge University Press, New York.
- Wiens, J.A. 1989b. *The ecology of bird communities: processes and variation*. Cambridge University Press, New York.
- Wiens, J.A. 1989c. Spatial scaling in ecology. *Funct. Ecol.* 3:385-397.
- Wiens, J.A. 1992. Ecological flows across landscape boundaries: a conceptual overview. Pages 217-235 in A.J. Hansen and F. di Castri (eds.), *Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flows*. Ecological Studies 92. Springer-Verlag, New York.
- Wiens, J.A., J.F. Addicott, T.J. Case, and J. Diamond. 1986. Overview: the importance of spatial and temporal scale in ecological investigations. Pages 145-153 in J. Diamond and T.J. Case (eds.), *Community ecology*. Harper and Row, New York.
- Wikum, D.A. and M.K. Wali. 1974. Analysis of a North Dakota gallery forest: vegetation in relation to topographic and soil gradients. *Ecol. Monogr.* 44:441-464.

- Wilcove, D.S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66:1211–1214.
- Wilcove, D.S. and S.K. Robinson. 1990. The impact of forest fragmentation on bird communities in eastern North America. Pages 319–331 in A. Keast (ed.), *Biogeography and ecology of forest bird communities*. SPB Academic Publishers, The Hague.
- Wilcox, B.A. and D.D. Murphy. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.* 125:879–887.
- Wilson, M.V. and C.L. Mohler. 1983. Measuring compositional change along gradients. *Vegetatio* 54:129–41.
- Wilson, M.V. and A. Shmida. 1984. Measuring beta diversity with presence–absence data. *J. Ecol.* 72:1055–1064.
- Wolda, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia (Berlin)* 50:296–302.
- Woodley, S., J. Kay, and G. Francis. 1993. *Ecological integrity and the management of ecosystems*. Heritage Resource Centre, University of Waterloo, Waterloo. 220 p.
- World Conservation and Monitoring Centre. 1992. *Global biodiversity: status of the earth's living resources*. Chapman and Hall, London, U.K.
- Yahner, R.H. 1984. Effects of habitat patchiness created by a ruffed grouse management plan on breeding bird communities. *Am. Midl. Nat.* 111:409–413.
- Yahner, R.H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conserv. Biol.* 2:333–339.
- Yahner, R.H. and D.P. Scott. 1988. Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. *J. Wildl. Manage.* 52:158–161.

Compatibilité
des principales utilisations des terres
avec la protection
de la biodiversité

Troisième chapitre

Pressions sur la biodiversité — une brève analyse des principaux conflits
associés à la mise en valeur du territoire

Quatrième chapitre

Effets de la foresterie sur la biodiversité au Canada

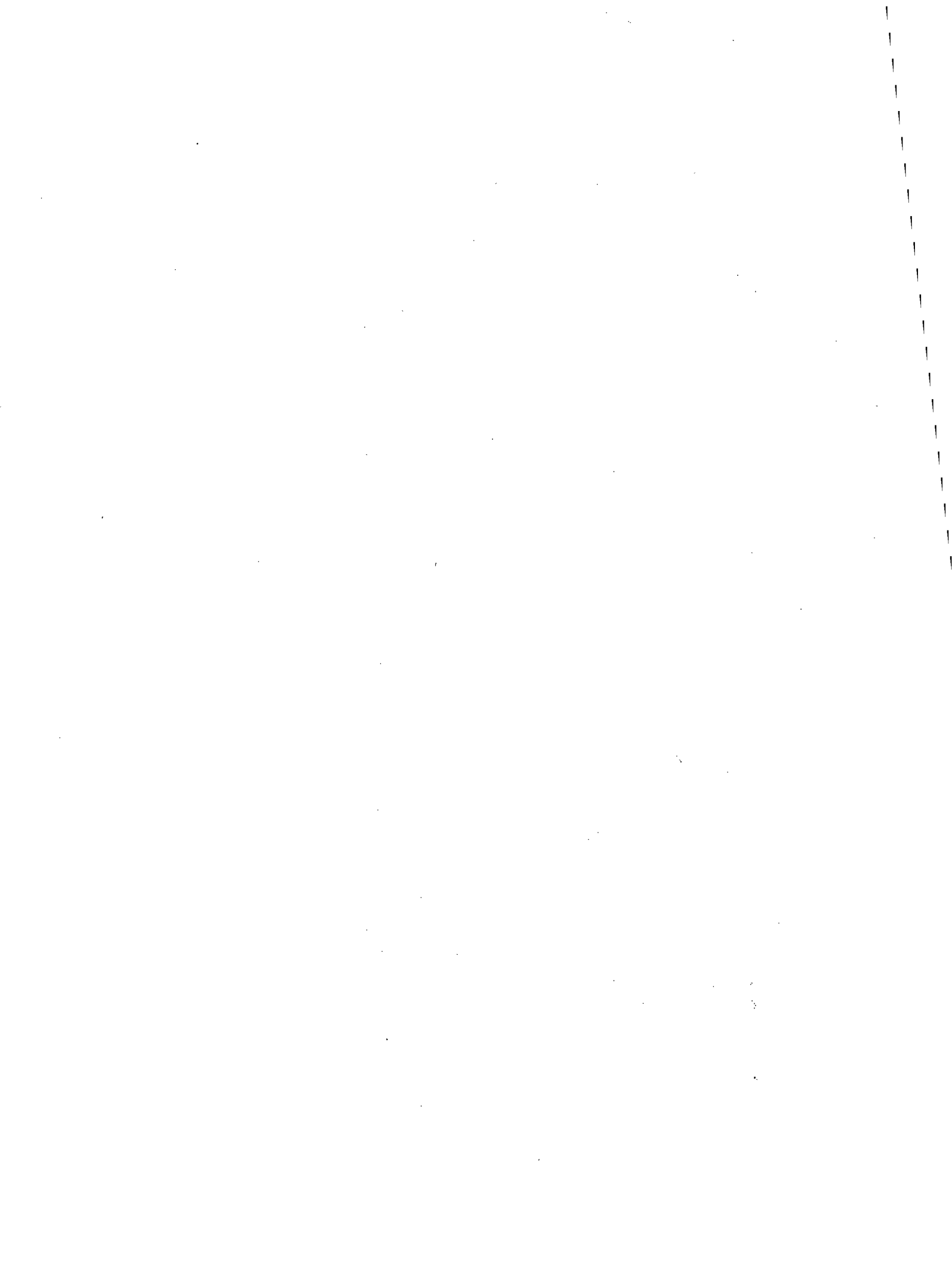
Cinquième chapitre

Effets de l'agriculture sur la biodiversité au Canada

Sixième chapitre

Effets de l'urbanisation sur la biodiversité au Canada

On reconnaît que dans les modifications imposées par l'espèce humaine sur le paysage il existe un potentiel qui affecte la diversité biologique. Cette évaluation scientifique analyse trois principales activités relatives à l'utilisation des terres : la foresterie, l'agriculture et l'urbanisation. On reconnaît qu'il existe d'autres activités, comme par exemple les projets hydroélectriques ou pétrolifères, les corridors de transport, les exploitations minières, etc. Cependant, la foresterie, l'agriculture et l'urbanisation sont des activités si importantes au point de créer la plus grande menace à l'égard de la biodiversité. Le troisième chapitre fait une brève analyse qui permet de situer ces activités de l'utilisation des terres dans le contexte des écorégions du Canada. Les quatrième, cinquième et sixième chapitres sont consacrés à la foresterie, à l'agriculture et à l'urbanisation, respectivement.



Troisième chapitre

Pressions sur la biodiversité — une brève analyse des principaux conflits associés à la mise en valeur du territoire

Pierre Mineau

Service canadien de la faune, Environnement Canada

Tony Turner

Rapport sur l'état de l'environnement, Environnement Canada

John Middleton

Institute of Urban and Environmental Studies, Brock University

Kathryn Freemark

*Service canadien de la faune, Environnement Canada
c/o Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Agency*

Résumé	48
3.1 Introduction	48
3.2 Modélisation du risque de perte de biodiversité au Canada	50
3.3 Politiques et avenues de recherche	53
Ouvrages cités	53
Tableau 3.1 Degré du risque de perte de biodiversité, par écorégion	50
Figure 3.1 Écorégions du Canada	51
Figure 3.2 Risque de perte de biodiversité au Canada	52

Résumé

Par ses activités, l'être humain perturbe une large partie de la surface continentale de la Terre. Au Canada, l'agriculture, l'exploitation forestière et l'urbanisation sont trois des principaux modes de mise en valeur économique du territoire. Étant donné leurs effets généralisés, toutes trois y sont susceptibles de faire naître des conflits entre l'activité économique humaine et la biodiversité.

On a fait, au Canada, une première tentative pour identifier les régions qui comportent un risque élevé de perte de biodiversité en évaluant celle-ci en regard de l'exploitation du territoire par l'être humain. Ces calculs ont été faits pour les 177 écorégions du pays. Le modèle indique que, sur 7 % du territoire, il existe un risque élevé de perte de biodiversité. Seulement 25 % de la superficie totale du Canada (24 % des écorégions) est jugée peu exposée.

Les progrès technologiques, comme ceux qui rendent possibles l'imagerie satellitaire et les systèmes d'information géographique, commencent à nous permettre d'observer directement, et éventuellement de gérer, la mise en valeur du territoire ainsi que ses effets sur la biodiversité à l'échelle de grandes régions.

3.1 Introduction

On estime que la race humaine s'approprié 40 % de la production primaire totale de la biosphère. De plus, 95 % de l'environnement terrestre est perturbé par ses activités, principalement l'agriculture et l'extraction des fibres, et environ 25 % sert aux zones urbaines et autres établissements humains (Paoletti *et al.*, 1992). Ces trois secteurs d'activité sont donc à la source de la plupart des pertes et de la majeure partie de la fragmentation d'habitats à l'échelle planétaire. Le lecteur est renvoyé à la section 2.12 pour une analyse de la fragmentation et de son incidence sur la biodiversité. C'est l'un des concepts fondamentaux qu'il faut connaître pour bien comprendre ce chapitre.

Dans la Stratégie mondiale de la conservation (UICN, 1980), on évoquait l'image d'un iceberg en trois parties pour illustrer le rapport entre la mise

en valeur du territoire et la biodiversité. La pointe de l'iceberg correspond à la protection des espèces à l'extérieur de leur domaine vital (dans les jardins zoologiques, les banques de semences, etc.). C'est une partie évidente et importante du travail, mais qui demeure mineure par rapport à l'ensemble de la question des ressources biologiques. Dans cette comparaison, la partie médiane correspond à la protection sur place, dans des parcs et des réserves (consulter le chapitre 12). Les régions protégées forment un élément encore plus important, mais toujours insuffisant, de la réponse à la nécessité de conserver les ressources biologiques. La masse de l'iceberg est sa partie la moins apparente : c'est la coexistence des valeurs économiques et des valeurs de la biodiversité dans la vaste partie du paysage qui ne fait pas l'objet d'une protection spéciale. La reconnaissance, ces dernières années, que les politiques qui coordonnent le développement humain et celles qui s'appliquent à la biodiversité ne peuvent pas être disjointes, parce qu'elles sont comme les deux faces de la même pièce, constitue l'un des plus grands progrès dans le domaine de la biodiversité. C'est le principe directeur de la Stratégie mondiale de la conservation, du concept du développement durable, de la Convention sur la diversité biologique, ainsi que de ce chapitre (UICN, 1980; Commission mondiale de l'environnement et du développement, 1988; PNUE, 1992).

Puisque les valeurs associées à la biodiversité et les valeurs économiques ont la même assise géographique, elles doivent avoir en commun les mêmes systèmes de gestion. Il n'est plus possible de faire place aux valeurs liées à la biodiversité hors du cadre des activités humaines car, à toutes fins pratiques, ce cadre est à peu près aboli. Heureusement, les terrains forestiers, les terres agricoles et même les villes du Canada sont toujours riches sur le plan de la diversité biologique naturelle lorsqu'on les compare à ceux de pays plus peuplés. Le défi est d'assurer la protection et la promotion de cette richesse, dans le cadre des activités économiques courantes.

La création d'instruments de mesure quantitative adaptés à la biodiversité à une échelle compatible avec les décisions de gestion est une grande priorité dans le domaine de la préservation de la biodiversité. En l'absence de telles mesures, les

décisions seront fondées presque exclusivement sur des valeurs quantifiées — par exemple, les valeurs économiques — comme ce fut largement le cas jusqu'à maintenant. C'est seulement lorsque des mesures pratiques de la biodiversité seront couramment applicables qu'il deviendra possible de les prendre comme critères explicites de la préparation de plans de mise en valeur, de la vérification des résultats obtenus et de la modification des pratiques d'aménagement pour s'assurer que les valeurs économiques ainsi que celles liées à la biodiversité sont conservées indéfiniment (Walters, 1986).

Les technologies qui nous apportent l'imagerie satellitaire et les systèmes d'information géographique (SIG) nous accordent maintenant de nouvelles et importantes possibilités de quantifier la biodiversité à l'échelle de l'écosystème au Canada. Beaucoup d'agences fédérales et provinciales rassemblent sous forme numérique des données sur la mise en valeur du territoire afin d'en assurer une grande diffusion (Whitewood and MacIver, 1991; Canada Centre for Remote Sensing, 1993). Bientôt, il sera possible d'incorporer la configuration des paysages à titre de variable dans les plans de gestion, et de mesurer directement les résultats à intervalles réguliers et à faible coût. Cette nouvelle capacité peut conduire à une percée dans l'intégration des valeurs associées à la biodiversité et des valeurs économiques, dans le cadre de plans de mise en valeur du territoire.

La technologie SIG est appliquée dans le GAP Analysis Program (GAP) du U.S. Fish and Wildlife Service, pour localiser les régions différenciées sur le plan de la diversité biologique dans 28 États (à ce jour) par superposition de cartes indiquant la répartition de types végétaux (identifiés à partir d'images satellitaires et de cartes existantes) et de cartes de répartition des vertébrés, selon les espèces, et, plus récemment, de papillons (Pennisi, 1993; pour plus de détails, consulter Scott *et al.*, 1993). Ces données sont couplées à des renseignements sur la mise en valeur du territoire (p. ex., régions protégées, tenure, densité des populations humaines, niveau de développement) pour identifier les types de végétaux, les espèces ou les régions différenciées sur le plan de la diversité biologique et qui ne sont pas adéquatement pro-

tégées ou sont exposées à un risque associé à un stress anthropique. À partir de cela, il est possible d'élaborer et d'évaluer des scénarios de rechange pour la création de réseaux de régions protégées.

Le GAP fonctionne essentiellement à l'échelle régionale et à des échelles inférieures. Un consortium pour la recherche sur la biodiversité, qui réunit (à ce jour) le U.S. Fish and Wildlife Service, le U.S. Forest Service, le U.S. Geological Survey, la U.S. Environmental Protection Agency ainsi que Nature Conservancy, a récemment été formé et doit évaluer, à l'échelle nationale, selon une hiérarchie géographique et en se fondant sur le risque, la diversité biologique aux États-Unis (Kiestler *et al.*, 1993). L'approche adoptée est de catégoriser, cartographier et analyser la diversité spécifique (vertébrés, papillons, moules d'eau douce, arbres, végétaux rares et invertébrés), la diversité selon des critères environnementaux (p. ex., le climat et la topographie), les caractéristiques des paysages (établies à partir de l'imagerie satellitaire) ainsi que des données sur les facteurs de stress (p. ex., l'application de pesticides et d'engrais, la densité des populations humaines, la présence d'espèces exotiques, la fragmentation des habitats) à l'intérieur de chacun des hexagones de 635 km² qui couvrent les États contigus des États-Unis. Cette évaluation devrait permettre d'identifier les secteurs prioritaires de protection de la biodiversité et de l'habitat (voir l'exemple donné dans Pennisi, 1993). Prendergast *et al.* (1993) (voir aussi le commentaire de Kareiva, 1993) ont illustré l'utilité d'avoir recours à une vaste gamme de taxons pour déterminer quelles sont les régions prioritaires. Le consortium pour la recherche sur la biodiversité a combiné ses travaux à l'échelle nationale à d'autres travaux de recherche pour préparer et évaluer des plans précis d'aménagement à des échelles géographiques plus fines (p. ex., l'État, la région et le niveau local). En étendant le réseau des hexagones, il compte créer un réseau mondial de cellules d'échantillonnage et d'analyse de surface égale, ce qui permettrait d'évaluer à l'échelle planétaire les risques comparatifs de perte de biodiversité.

Une première tentative de procéder à une évaluation des risques qui pèsent sur la biodiversité au Canada est décrite dans la section suivante.

3.2 Modélisation du risque de perte de biodiversité au Canada

Pour décrire la situation au Canada et identifier des régions où il y a un fort risque de perte de la biodiversité, Rubec *et al.* ont proposé un modèle qui s'appuie sur les hypothèses suivantes :

- Le risque d'une perte de biodiversité est une fonction directe du degré d'altération des écosystèmes par l'être humain (par suite de la fragmentation et des utilisations concurrentes du sol).
- Le nombre d'espèces de mammifères et d'oiseaux menacées et en danger de disparition dans ces écosystèmes est une indication du risque global de perte de biodiversité.
- L'importance des superficies protégées, à l'intérieur d'un écosystème, est en corrélation inverse avec le risque de perte de biodiversité.

Rubec *et al.* ont fait porter leur analyse au niveau des écodistricts et des écorégions du Canada, deux niveaux trouvés dans le cadre hiérarchique national créé par le Comité canadien sur la classification écologique du territoire (Wiken, 1986; Wiken *et al.*, 1993). Ce cadre fait actuellement l'objet d'un réexamen et il sera perfectionné. Une écorégion (il y en a 177 au Canada) se caractérise par sa réponse écologique distincte au climat, qui s'exprime dans la végétation, les sols, l'eau et la faune. La figure 3.1 donne une carte des écorégions du Canada. Un écodistrict (environ 5 400 au Canada) fait partie d'une écorégion et se caractérise par le caractère particulier de son relief, de sa géologie, de sa végé-

tation, de sa pédologie, de son hydrologie et de sa faune. Le cadre écologique se prête idéalement à l'évaluation de la biodiversité puisque la diversité des écosystèmes est un élément essentiel de la biodiversité.

Le modèle a eu comme intrants des données sur : 1) plusieurs formes de mise en valeur du territoire, notamment l'agriculture, les couloirs de transport et l'urbanisation, par écodistrict, 2) le nombre d'espèces de mammifères et d'oiseaux menacés et en danger de disparition, par écorégion; et 3) l'importance du territoire protégé, par écorégion.

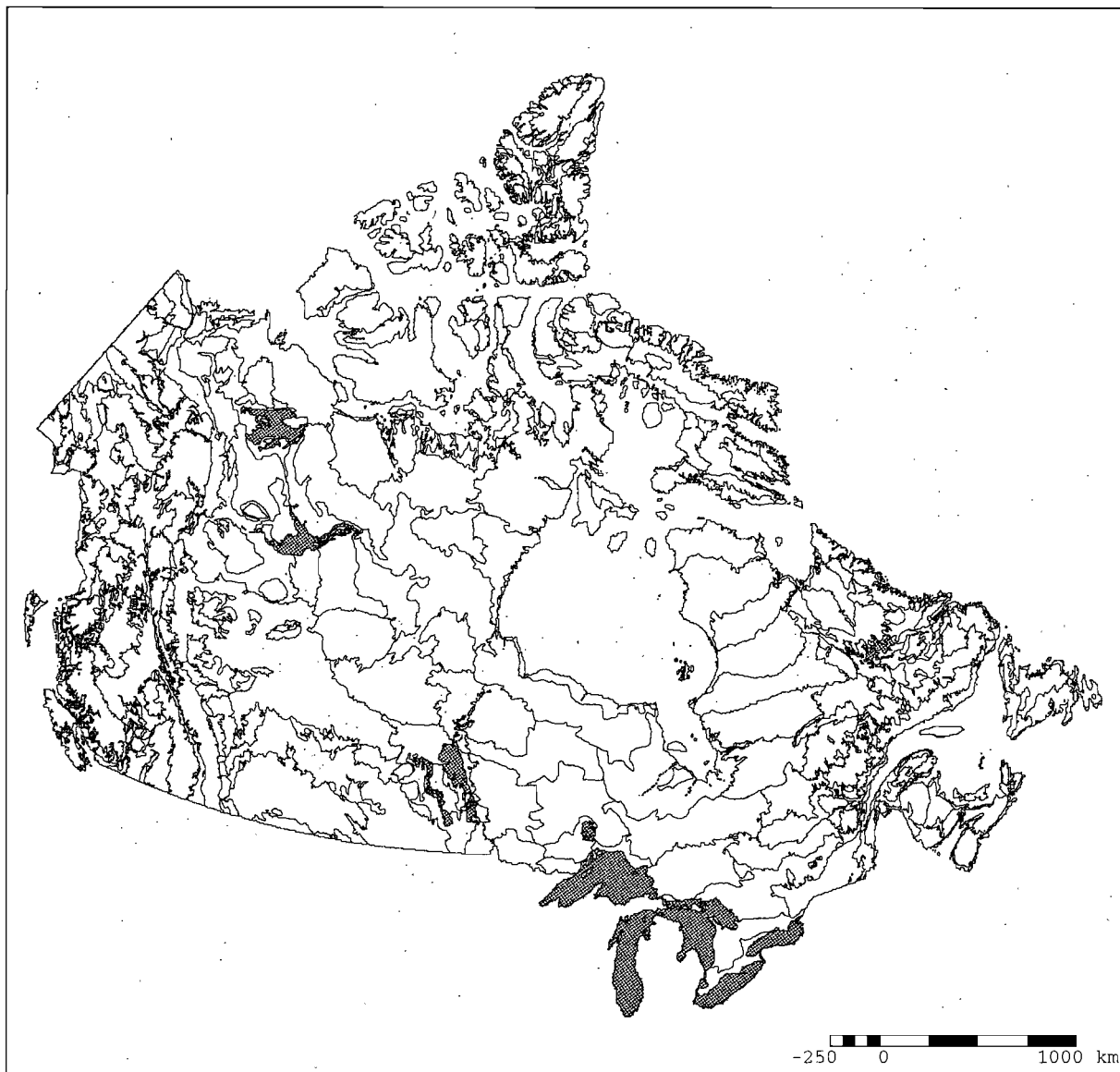
On s'y attendait, le modèle montre (tableau 3.1, figure 3.2) que les régions situées dans le sud du Canada sont davantage exposées à une perte de biodiversité par suite d'une perte et d'une fragmentation d'habitats. Ces écosystèmes sont aussi ceux où on observe le plus grand nombre de populations d'oiseaux et de mammifères menacées et en danger de disparition, dont le déclin, dans la plupart des cas, est directement attribuable à ces mêmes actions humaines. Pour compliquer encore les choses, ce sont les mêmes écosystèmes vulnérables qui ont le moins de secteurs protégés, ceux-ci pouvant contribuer à la préservation des espèces menacées et en danger de disparition. Une lacune évidente du modèle est qu'il n'est pas en mesure d'offrir une évaluation du risque associé à l'extraction des fibres dans des écosystèmes qu'on juge trop rares (p. ex., les vieilles forêts ombrophiles de l'Ouest, les peuplements de pin blanc dans l'Est, etc.).

Tableau 3.1
Degré du risque de perte de biodiversité, par écorégion

Degré de risque	Nombre d'écorégions	% superficie du Canada
Élevé	14	7,0
Moyen	120	68
Faible	43	25
Total	177	100

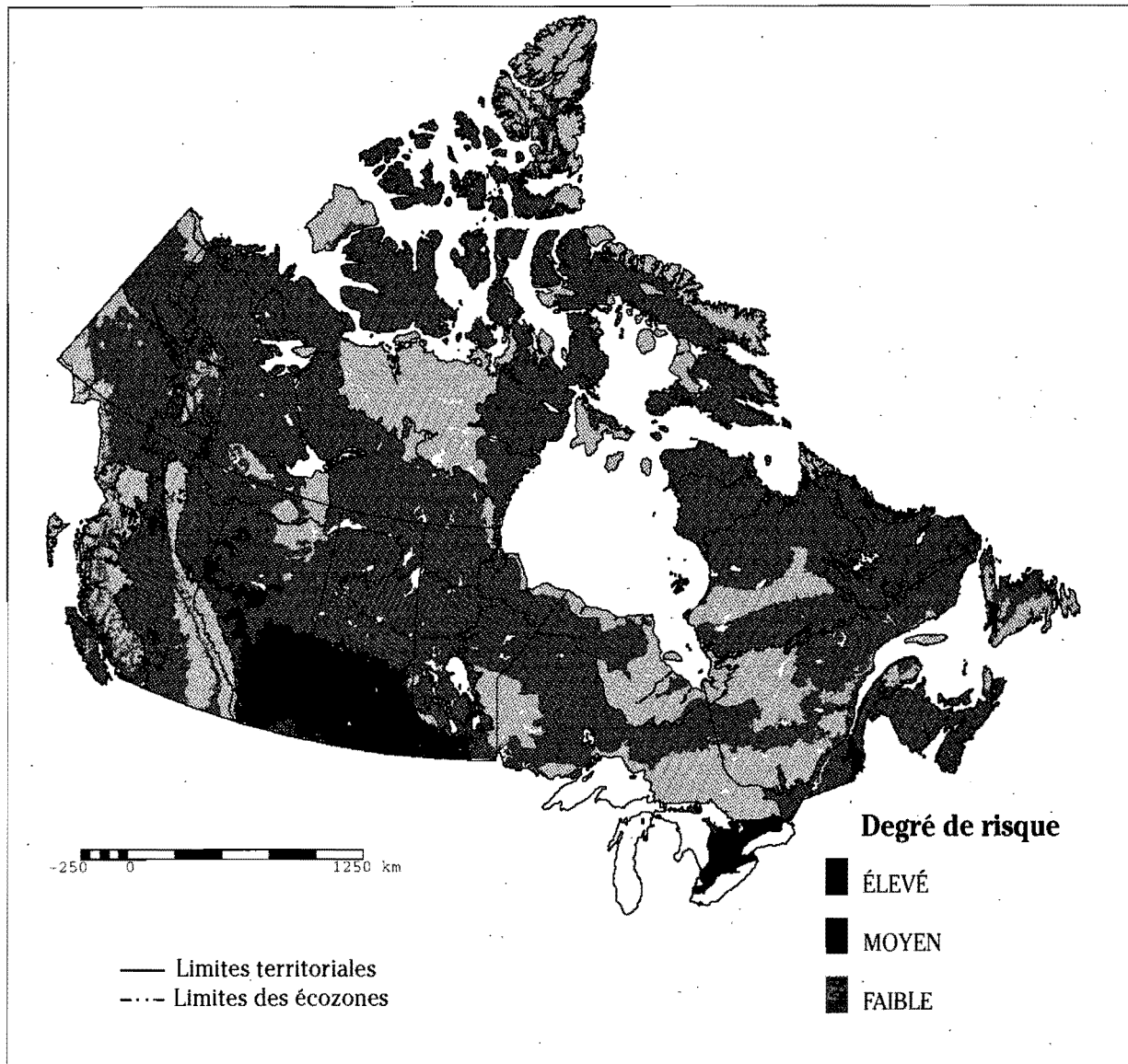
Source : Rubec *et al.* (1992)

Figure 3.1
Écorégions du Canada.



Source : *État de l'environnement, Environnement Canada*

Figure 3.2
Risque de perte de biodiversité au Canada.



Source : État de l'environnement, Environnement Canada

Néanmoins, ces résultats montrent que les efforts de préservation de la biodiversité devraient être concentrés sur ces écosystèmes davantage exposés plutôt que sur les écosystèmes où l'influence humaine est minimale. Ce modèle n'est pas encore au bout de ses possibilités et des raffinements ont été proposés. Une évaluation plus complète du risque de perte de biodiversité au Canada devrait sans doute permettre d'ajouter de nouvelles régions où la situation est préoccupante, telles que des écosystèmes forestiers; de plus, elle améliorera la définition, ajoutera peut-être des niveaux de risque et accroîtra la confiance dans les cotes attribuées aux différentes écorégions exposées à un risque de perte de biodiversité. D'ici là, cependant, il s'agit de savoir s'il existe une volonté politique d'action par l'application judicieuse de politiques et d'encouragements relatifs à la mise en valeur du territoire pour assurer la coexistence durable des activités économiques et de la diversité biologique dans les régions qui sont sources de préoccupations.

3.3 Politiques et avenues de recherche

- Développer des moyens de mesure quantitative de la biodiversité pour une vaste gamme de taxons et à toute une hiérarchie d'échelles adaptées aux décisions de gestion confiées à de très nombreux organismes fédéraux, provinciaux, régionaux, municipaux et privés qui se partagent la responsabilité de la préservation et de l'aménagement des ressources naturelles ainsi que de la protection de l'environnement au Canada.
- Mettre au point des techniques pratiques d'intégration routinière des valeurs associées à la biodiversité à la gestion de la mise en valeur du territoire.
- Incorporer la foresterie et l'extraction des fibres au modèle existant de l'évaluation du risque de perte de biodiversité par région.
- Étudier les possibilités d'ajouter de nouveaux raffinements au modèle d'évaluation du risque de perte de biodiversité (peut-être des niveaux d'endémisme) et, plus spécialement, ceux qui permettraient d'identifier les secteurs particulièrement vulnérables au niveau de l'écodistrict ou tout au moins au niveau de la sous-région.
- Explorer les possibilités d'harmoniser les efforts faits au Canada avec ceux d'autres pays.

Ouvrages cités

- Canada Center for Remote Sensing. 1993. GCNet — Quick Reference Guide. Energy, Mines, and Ressources Canada.
- Commission mondiale de l'environnement et du développement. 1988. Notre avenir à tous. Les Éditions du Fleuve et les Publications du Québec, Montréal.
- Kareiva, P. 1993. No shortcuts in new maps. *Nature (London)* 365:292-293.
- Kiester, A.R., D. White, E.M. Preston, L.L. Master, T.R. Lovelend, D.F. Bradford, B.A. Csuti, R.J. O'Connor, F.W. Davis, and D.M. Stoms. 1993. Research Plan for the pilot studies of the Biodiversity Research Consortium. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oreg. 68 p.
- Paoletti, M.G., D. Pimentel, B.R. Stinner, and D. Stinner. 1992. Agroecosystem biodiversity: matching production and conservation biology. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40:3-23.
- Pennisi, E. 1993. Filling in the gaps: computer mapping finds unprotected species. *Sci. News* 144:248-251.
- PNUE (Programme des Nations Unies pour l'environnement). 1992. Convention sur la diversité biologique.
- Prendergast, J.R., R.M. Quinn, J.H. Lawton, B.C. Eversham, and D.W. Gibbons. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature (London)* 365:335-337.

- Rubec, C.D.A., A.M. Turner, and E.B. Wiken. 1992. Integrated modelling for protected areas and biodiversity assessment in Canada. Proceedings, Canadian Society for Landscape Ecology and Management, Workshop '92, Edmonton.
- Scott, J.M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T.C. Edwards, Jr., J. Ulliman, and G. Wright. 1993. Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildl. Monogr.* 123:1-41.
- UICN (Union internationale de la conservation de la nature et de ses ressources). 1980. *Stratégie mondiale de la conservation*. Gland, Suisse.
- Walters, C. 1986. *Adaptive management of renewable resources*. Macmillan, New York.
- Whitewood, B. and D.C. MacIver. 1991. *Forest climate of Ontario*. Ontario Ministry of Natural Resources.
- Wiken, E.B. (compilateur). 1986. *Écozones terrestres du Canada*. Rapport n° 19, Série de la classification écologique. Environnement Canada, Hull. 26 p. + carte.

Quatrième chapitre

Effets de la foresterie sur la biodiversité au Canada

John Middleton

Environmental Policy Institute, Brock University

Résumé	56
4.1 Forêts, foresterie et populations humaines	56
4.2 Cadre de référence pour l'exploitation durable des forêts du Canada	57
4.3 Répercussions des pratiques forestières sur la biodiversité	58
4.3.1. Changements dans la conformation des écosystèmes	58
4.3.2 Impacts directs	60
4.3.3 Autres tendances qui peuvent être importantes	61
4.4. Politiques et avenues de recherche	61
Remerciements	62
Ouvrages cités	62

Résumé

Les forêts occupent près de la moitié de la superficie du Canada et dominent le paysage dans la plupart des régions peuplées du pays. Il est impossible de préserver la biodiversité au Canada sans préserver les essences et les écosystèmes forestiers qui la constituent en partie. Les forêts du Canada sont essentielles à la survie de certaines espèces à l'échelle planétaire. Elles ont aussi une importance mondiale par leurs effets sur les cycles de l'eau et du carbone notamment. Elles constituent l'un des pivots de la vie économique et sociale du Canada : plus de 800 000 Canadiens et 350 communautés dépendent de l'industrie forestière dont les exportations se chiffrent à 18 milliards de dollars par année.

Les valeurs liées à la biodiversité et celles liées à l'extraction des fibres ligneuses dans les forêts du Canada, sont à l'origine de nombreux et vifs conflits. Néanmoins, il y a très bon espoir que les conflits puissent être résolus dans le contexte d'une mise en valeur forestière durable. Même si le chemin à parcourir demeure long, il y a déjà eu beaucoup de progrès fait sur la préparation d'un cadre de référence théorique, sur les instruments techniques de mise en oeuvre et, surtout, sur l'obtention d'un consensus au sein de tous les intéressés.

Beaucoup de forêts du Canada (notamment les forêts boréales), sont dominées par des perturbations naturelles comme le feu. L'exploitation forestière peut assurer la prospérité de l'industrie forestière sans que la biodiversité soit compromise pourvu que l'exploitation imite le régime des perturbations naturelles. La quantité de fibres ligneuses extraite doit être compensée par une repousse correspondante ailleurs, et la conformation du paysage doit demeurer intacte (on pense notamment à la proportion des blocs à différents stades de régénération, y compris les vieux peuplements, et leurs rapports dans l'espace). Le paysage stable auquel on peut parvenir en principe est essentiel au maintien des valeurs économiques et de biodiversité. Les instruments techniques (p. ex., l'imagerie par satellite comme moyen de gestion courante et les systèmes d'information géographique) ont atteint ou presque le niveau de développement auquel ils peuvent être appliqués à

la planification et à l'aménagement des forêts à l'échelle du paysage, et peuvent appuyer les méthodes classiques de foresterie. Les initiatives du Conseil canadien des ministres des Forêts, de la Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie ainsi que de différentes commissions provinciales ont conduit à l'émergence d'un remarquable consensus chez les décideurs.

Sur le plan scientifique, il reste beaucoup de problèmes à régler qui ont trait aux effets de la foresterie sur la biodiversité, même dans le cadre de référence optimiste que nous présentons ici. Ce sont notamment les différences qui existent entre les effets d'un feu et d'une coupe rase, les effets d'infrastructures comme les routes, les effets des épandages phytosanitaires, les effets à long terme du reboisement artificiel ainsi que les besoins des espèces qui dépendent des vieux peuplements, du bois mort sur pied ou d'autres traits particuliers. Les forêts qui ne sont pas dominées par de fréquentes perturbations naturelles sont la source de problèmes particuliers. Par exemple, l'âge moyen des peuplements de la Colombie-Britannique dépasse les cent ans; ces forêts sont trop vieilles pour être exploitées de manière rentable sans entraîner de grands changements permanents à l'écosystème et à sa biodiversité. La nécessité de procéder à des recherches en écologie afin de déterminer les conditions nécessaires à la protection de la biodiversité forestière, se fait particulièrement sentir dans ces cas-là.

4.1 Forêts, foresterie et populations humaines

Le Canada est dépositaire du dixième de toutes les forêts du monde. Près de la moitié de la superficie terrestre du pays est couverte de forêts et cette proportion est significativement supérieure dans la partie sud. La majorité des espèces trouvées au Canada dépend des forêts pour sa survie. Ce ne sont pas seulement les 131 essences forestières, mais des centaines d'espèces de vertébrés et des milliers d'espèces d'invertébrés, d'autres végétaux et des microorganismes. Les forêts du Canada supportent les dernières populations importantes, à l'échelle mondiale, d'un bon nombre d'espèces, et on peut penser au loup *Canis lupus*.

Les fonctions écologiques des forêts du Canada sont essentielles à la biodiversité par-delà nos frontières. Par exemple, ces forêts produisent près de 20 % de la réserve mondiale d'eau douce et leur fonction de fixation du carbone importe pour la stabilité du climat mondial (chapitre 11). Enfin, les forêts du Canada sont essentielles à la survie de beaucoup d'espèces d'oiseaux migrateurs qui nichent dans les forêts.

Plus de 800 000 Canadiens trouvent de l'emploi dans le secteur forestier ou des secteurs connexes. Au-delà de 350 communautés dépendent totalement du secteur forestier et 600 autres en dépendent dans une certaine mesure. Ce secteur d'activités apporte plus de 20 milliards de dollars par année à l'économie du Canada. L'exportation des produits forestiers apporte plus de 18 milliards de dollars par année à la balance commerciale du Canada : sur ce plan, c'est le secteur qui dépassa tous les autres. Il faut aussi tenir compte de l'importante activité touristique, une façon différente d'exploiter les forêts. Quel que soit l'étalon de comparaison choisi, nos forêts ont un poids économique énorme.

Environ 46 % des forêts du Canada sont classées comme étant des terrains forestiers productifs; un peu plus de la moitié de cette superficie est aménagée à l'heure actuelle. Environ 11 % du total (p. ex., certains terrains en pente raide) est soustrait à l'exploitation en vertu de politiques même s'il s'agit de secteurs protégés qui ne sont pas choisis parce qu'ils sont représentatifs de certains éléments qui composent la biodiversité (chapitre 12).

Les Canadiens accordent de plus en plus de poids aux autres valeurs importantes, et non liées à l'exploitation forestière, qu'ils prêtent aux forêts, notamment celles associées à la biodiversité. De nos jours, il est généralement admis que ces autres valeurs ont toujours été négligées par les responsables de l'aménagement forestier et les législateurs.

4.2 Cadre de référence pour l'exploitation durable des forêts du Canada

À cause de l'importance des enjeux (grandes superficies, populations importantes, vastes sommes d'argent, variété des valeurs), on a accordé

beaucoup d'attention à la foresterie au Canada au cours des dernières années. Les enjeux ont fait l'objet d'une longue analyse et d'une bonne documentation par de nombreux groupes multilatéraux. Parmi les importants résumés de ces analyses, mentionnons la Stratégie nationale sur les forêts du Conseil canadien des ministres des forêts (1992), la Table ronde sur le développement durable des forêts (National Round Table on the Environment and the Economy, 1993), et le Plan d'action global des politiques forestières pour l'Ontario (Ontario Forest Policy Panel, 1993). Des analyses similaires sont en cours un peu partout au pays. Ces divers documents s'appuient sur des documents et des rapports qui comptent des dizaines de milliers de pages. Ils sont le fondement de ce chapitre.

Un remarquable consensus fait surface, du moins pour les questions de principe :

- L'écosystème forestier, pas seulement le bois, doit être au coeur de l'aménagement et des politiques qu'il suppose.
- La préservation de l'écosystème doit être la grande priorité, non seulement en termes de biodiversité, mais aussi de valeurs économiques liées à l'extraction des fibres ligneuses.
- La biodiversité telle qu'on la connaît et sous toutes ses formes (espèces, écosystèmes, composantes génétiques) peut et doit être gardée à l'intérieur des limites naturelles de variation; cet objectif est parfaitement compatible avec celui d'un secteur forestier vigoureux au niveau actuel d'exploitation et à un niveau supérieur.
- Pour passer à l'application de ces principes, il est essentiel d'avoir une base de données étendue, qui s'applique à l'ensemble des valeurs associées aux forêts, et à toute une série d'échelles de temps et d'espace. Le Conseil canadien des ministres des Forêts (1992) s'est engagé à présenter avant 1995 des définitions pratiques de la biodiversité applicables aux forêts du Canada, et d'élaborer un système de bilans nationaux de la biodiversité forestière.

Les forêts du Canada pourraient servir d'excellents exemples concrets du développement durable, mais pour cela, il faut encore de gros progrès. Au minimum, il faut faire des priorités de recherche des trois questions suivantes :

- Les pratiques forestières dans les peuplements exploités causent-elles des changements irréversibles (au-delà de la plage de variation des régimes naturels de perturbation)?
- Les formes d'exploitation sont-elles à l'origine de changements directionnels permanents dans la conformation du paysage (au-delà de la plage de variation des régimes naturels de perturbation)?
- Comment doit-on s'y prendre pour présenter les données sur la biodiversité forestière de manière à ce qu'elles puissent être incorporées de manière routinière dans les plans d'aménagement forestier et les systèmes de surveillance?

4.3 Répercussions des pratiques forestières sur la biodiversité

4.3.1. Changements dans la conformation des écosystèmes

Dans plus de 90 % des cas, l'exploitation forestière au Canada prend la forme de la coupe rase, c'est-à-dire le prélèvement de tous les arbres de valeur commerciale dans une partie de la forêt au cours d'une même opération. Bien entendu, le secteur duquel on enlève toute la végétation ligneuse ou presque est profondément modifié. Cependant, on peut adopter une perspective plus vaste et l'on voit qu'une aire soumise à une coupe rase (dans la mesure où elle se régénère rapidement, que ce soit de manière naturelle ou artificielle) constitue un élément d'un paysage qui compte d'autres aires parvenues à différents stades de leur régénération. Contrairement à l'agriculture ou à l'urbanisation, la foresterie n'entraîne pas nécessairement un changement permanent du territoire. Il est essentiel de bien garder en tête cette notion d'échelle (le peuplement par rapport au paysage) si l'on veut juger des effets de la foresterie sur la biodiversité. La foresterie durable qui fait une place à la coupe rase n'est justifiable qu'à l'échelle du paysage.

Pour qu'elle soit durable, la foresterie nécessite une prompte régénération des aires exploitées. Ce n'est toujours pas le cas au Canada. Au cours des années 1980, environ les deux tiers seulement des aires exploitées ont été régénérés avec succès, cela

même dans l'étroite perspective de l'extraction des fibres. Des progrès sont notés et on estime que la régénération est maintenant supérieure à 80 %. Cela ne suffit toujours pas, mais on s'attend à d'autres progrès issus de la recherche technique en sylviculture.

Bon nombre des forêts du Canada sont naturellement «morcelées», c'est-à-dire qu'elles sont formées d'une mosaïque de peuplements d'âges différents. Cela se vérifie particulièrement dans le cas de la grande ceinture de forêt boréale qui s'étend de la Colombie-Britannique à Terre-Neuve. Cette configuration des forêts est attribuable à des perturbations naturelles, spécialement le feu, qui détruisent la vieille végétation dans un territoire et provoquent la pousse de jeunes arbres. Dans ces forêts, la foresterie de production durable est possible, en principe, lorsque la perturbation naturelle (le feu, etc.) est supprimée et qu'une perturbation artificielle (l'exploitation) y est substituée.

Pour que la foresterie soit durable, il faut enlever les arbres de telle sorte que le caractère du paysage ne soit pas transformé. Pour cela, il faut que la quantité de végétation ligneuse enlevée soit au moins remplacée par la croissance naturelle de matériel ligneux ailleurs. Il faut aussi que la conformation du paysage reste telle qu'elle est, par exemple, que la proportion des aires à différents stades de régénération (y compris les peuplements vieux), que la superficie moyenne des aires ainsi que les rapports dans l'espace entre les aires d'âges différents, etc. restent constants. Ce sont tous des facteurs faciles à mesurer et à quantifier. Il est tout aussi important de prévoir et d'évaluer d'avance l'effet d'autres plans d'aménagement et d'exploitation.

En planifiant l'exploitation des aires de façon à ce que la dynamique et le caractère de la forêt naturelle soient maintenus, il est possible, en principe, de faire coexister toutes les valeurs de la biodiversité et celles de l'exploitation forestière. En outre, la forêt stable ainsi obtenue est essentielle à la performance économique de ce secteur industriel.

Grâce aux progrès techniques, il devient maintenant réalisable de pratiquer une planification intégrée de l'aménagement forestier à l'échelle du

paysage. Toutes les forêts du Canada ont été numériquement cartographiées à partir de données fournies par satellite à une définition de 1 km et avec assez de détails pour permettre de distinguer entre les forêts de résineux, de feuillus, mixtes et de transition (de succession), et de reconnaître des formes attribuables à l'activité humaine comme les pâturages, les terres agricoles et les villes (Manitoba Remote Sensing Centre, 1991). L'Ontario aura bientôt complété une carte beaucoup plus détaillée de son territoire, sous forme numérique et à une définition de 30 m. Les systèmes d'information géographique (SIG) peuvent directement appliquer ces données numériques à la préparation de plans d'aménagement. Certains plans de travail de cette nature ont déjà été produits, grâce à ces outils, au Nouveau-Brunswick et en Ontario (Ontario Ministry of Natural Resources, 1991). Le recours à ces outils devrait être plus fréquent d'ici très bientôt (Environnement Canada, 1991a; Interagency Committee on Geomatics, 1991; Statistique Canada, 1992).

L'exploitation forestière et le feu (ainsi que d'autres perturbations naturelles) sont similaires en ce qu'ils suppriment des peuplements, mais ils diffèrent dans leurs effets par de nombreux détails, par exemple, le degré de perturbation du sol. Si ces différences sont à l'origine d'effets cumulatifs, l'ensemble du modèle de foresterie durable risque d'être invalidé. Tout changement permanent et important de l'écosystème forestier qui est attribuable à des différences entre la coupe rase et le feu, doit avoir des effets sur toutes les espèces qui composent l'écosystème. Les études comparées sont d'intérêt prioritaire.

Les vieilles forêts prêtent singulièrement à controverse. Une définition récente en fut donnée : «Les vieilles forêts sont des écosystèmes caractérisés par la présence de vieux arbres et de leurs plantes, animaux et processus écologiques associés. Ce sont des témoins de la forêt antérieure à la colonisation» (Ontario Ministry of Natural Resources, 1993). Au Canada, beaucoup de ces peuplements ont été éliminés et ont été remplacés par des peuplements plus jeunes, à la croissance plus rapide et de plus grande valeur commerciale. Au Nouveau-Brunswick, par exemple, les peuplements de 100 à 160 ans ont été pratiquement éliminés (Regier and Baskerville, 1986). Bon nombre des controverses qui font présentement rage portent sur les plans d'exploitation de vieux peuplements, comme à

Temagami (Ontario) et à Carmanah (C.-B.), par exemple (B.C. Ministry of Environment, Lands, and Parks, 1993; Ontario Ministry of Natural Resources, 1993).

Contrairement à la croyance populaire, les vieux peuplements ne sont pas nécessairement très riches en espèces, mais certaines en dépendent étroitement; c'est le cas du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), de l'Alque marbrée (*Brachyramphus marmoratus*) et de la Chouette tachetée (*Strix occidentalis*). L'élimination des vieux peuplements ne cadre pas avec la préservation de la biodiversité. Au Canada, on apporte une attention spéciale à la protection des vieilles forêts dans toutes les initiatives actuelles de réglementation du secteur forestier. Il faudra poursuivre la recherche pour savoir quelles espèces dépendent des vieilles forêts au Canada, quels sont leurs besoins et quelles sont leurs tendances démographiques; cela nous permettra de prévoir à quels niveaux se fixeront leurs populations au regard de différents scénarios de mise en valeur.

Les forêts canadiennes ne sont pas toutes conformes à ce modèle. Certaines comme les forêts de feuillus ou forêts mixtes du sud de l'Ontario et du Québec, ainsi que les forêts côtières de la Colombie-Britannique, sont formées d'aires de bien plus petite taille, qui résultent souvent de la mort d'arbres formant le couvert végétal. Dans ce type de forêts, les principes de la foresterie durable sont les mêmes, mais les interventions au niveau de l'aménagement diffèrent, puisqu'il faut exploiter des aires beaucoup plus petites ou procéder par abattage sélectif. Moins de 7 % du bois récolté au Canada l'est de cette façon (par sélection ou aménagement de forêt inéquienne), mais antérieurement, ce pourcentage était plus élevé (Environnement Canada, 1991b). L'abattage sélectif, comme on le pratiquait auparavant, d'essences comme le grand pin blanc émergent de l'Est (*Pinus strobus*), a causé des changements permanents dans les forêts même si les peuplements n'ont jamais fait l'objet de coupes rases. Sur de vastes superficies du Canada central, une nouvelle génération de pins blancs commence à peine à émerger du couvert de feuillus, un écho des choix d'exploitation du XIX^e siècle. De conserver la répartition par groupes d'âges à de plus petites échelles temporelles et spatiales constitue un défi de gestion moderne au moyen de cette technique.

Les forêts de la Colombie-Britannique posent des défis particuliers au niveau de la compréhension et de la gestion des effets de la foresterie sur la biodiversité. Dans l'ensemble de la province, l'âge prédominant des peuplements forestiers est de plus de 100 ans; cela est très supérieur à l'âge des peuplements, de 40 à 80 ans, qui prédomine dans la plupart des autres régions du pays. Sur la côte du Pacifique, au-delà de 50 % des peuplements ont plus de 250 ans (B.C. Ministry of Environment, Lands, and Parks, 1993). Cela nous indique que les perturbations conduisant au remplacement des peuplements ne sont pas le facteur écologique dominant dans cette région. Cela étant, les pratiques de foresterie vont s'inscrire plus mal dans la dynamique naturelle de cette forêt qu'ailleurs au pays, dans la mesure où les contraintes économiques de ce secteur industriel ne permettent pas l'adoption d'une période de planification supérieure à 100 ans. La décision de permettre ou non l'exploitation forestière dans un secteur donné prendra un caractère politique plus évident qu'ailleurs, du fait que l'exploitation cause à toutes fins pratiques un changement permanent dans l'écosystème (chapitres 5 et 6). La coupe réelle et les estimations de coupe ont toutes deux diminué du tiers depuis la fin des années 1980 sous la combinaison de facteurs politiques et techniques (B.C. Ministry of Environment, Lands, and Parks, 1993).

Même si en Colombie-Britannique, bon nombre des décisions seront prises en fonction de valeurs humaines, la recherche écologique a tout de même une fonction importante. Elle devra notamment permettre de déterminer dans quelle mesure, de quelle façon et à quel moment la conversion des vieux peuplements permet d'assurer la conservation de populations permanentes d'espèces indigènes (des végétaux, des animaux et des microorganismes). La majeure partie de cette recherche sera centrée sur des espèces ou des groupes taxonomiques pris isolément, dans la mesure où l'objectif «à courte échéance» de stabiliser la conformation du paysage semble moins réalisable ici qu'en de nombreuses autres forêts du Canada. Par conséquent, la recherche requise sera beaucoup plus intensive et plus coûteuse (pour parvenir à un degré souhaité de prédictivité) qu'ailleurs au pays.

4.3.2 Impacts directs

Même si, dans la majeure partie du Canada, l'impact principal de la foresterie sur la biodiversité se fait sentir à l'échelle de l'écosystème (ou du paysage), d'autres activités associées à la foresterie peuvent avoir d'autres types d'effets sur les espèces sauvages.

Environ 2 % de tous les produits phytosanitaires utilisés au Canada sont appliqués dans les forêts pour contrôler les populations d'insectes herbivores ou de végétaux qui sont en concurrence avec les essences commerciales (chapitre 10). Certains de ces produits, notamment l'herbicide 2,4-D et l'insecticide fénitrothion, ont alimenté la controverse et suscité d'importantes préoccupations. Il faut une recherche assidue pour évaluer les incidences et l'utilisation de pesticides chimiques dans le contexte de la foresterie durable, notamment à l'échelle de l'écosystème. Une utilisation prudente peut accélérer la régénération, par exemple, corriger des déséquilibres à l'échelle du paysage qui résultent d'erreurs faites antérieurement. Cependant, il y a des indices à l'effet que dans certains cas, l'application d'insecticides peut prolonger les infestations d'insectes, notamment par la réduction des populations de prédateurs, et conduire de la sorte à un cercle vicieux d'une dépendance sans cesse accrue des pesticides. Par exemple, les traitements intensifs contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) semblent provoquer une suppression locale et temporaire des dommages à l'environnement forestier, mais seulement au prix de leur intensification à plus grande échelle spatiale et temporelle (Peterman *et al.*, 1979; Regier and Baskerville, 1986).

Les activités forestières de routine peuvent avoir une variété d'effets secondaires qui ont de l'importance sur la plan de la biodiversité. Par exemple, les chemins forestiers ouvrent de nouveaux territoires et donnent accès à de nouvelles populations aux chasseurs, et peuvent causer la perte de qualité des cours d'eau. La réglementation sur la sécurité au travail peut nécessiter l'enlèvement des arbres morts sur pied (chicots), même si on sait qu'ils sont essentiels à la reproduction de certaines espèces. Des nids ou des tanières peuvent être détruits ou abandonnés à la suite de la coupe ou du bruit qui l'accompagne. Aucune de ces choses ne

peut être gérée à l'échelle du paysage. En principe, on les comprend toutes assez bien et aucune nouvelle recherche ne paraît justifiée. Cependant, il faut insister sur le point suivant : l'habileté et la sensibilité à ces questions des travailleurs forestiers et des gestionnaires de terrain continueront d'être un élément essentiel de toute tentative de concilier la foresterie et la biodiversité.

4.3.3 Autres tendances qui peuvent être importantes

En principe, la coupe enlèverait peu de nutriments si la majeure partie du feuillage, où ils sont concentrés, était abandonnée sur les lieux. Au Canada, dans la plupart des cas, les petites pertes qui seraient quand même encourues pourraient être compensées par une altération naturelle du sol tout au long de la période d'exploitabilité subséquente. Mais de nos jours, on transporte communément l'arbre entier, y compris son feuillage riche en nutriments. Il a été établi que ce mode d'exploitation forestière accroît considérablement la perte de nutriments, presque certainement au-delà de la capacité naturelle de remplacement. Cette technique forestière est un facteur à l'origine d'un danger grave d'épuisement des sols, ce qui aurait pour effet de nuire au potentiel de régénération de la forêt. Cette pratique peut faire peser une menace grave sur la biodiversité en réduisant les possibilités de parvenir à une foresterie durable. La détermination des bilans des nutriments dans le cas des pratiques actuelles comme dans celui de toute nouvelle technique d'exploitation forestière, mais avant qu'elle ne soit mise en oeuvre, devrait constituer une priorité de recherche (Freedman, 1981; Environnement Canada, 1991b).

Lorsqu'une régénération naturelle succède à la récolte, les nouveaux arbres sont recrutés dans le voisinage immédiat de l'aire exploitée et ils sont le produit du pool génétique qui s'est constitué dans ce secteur. Lorsque le reboisement est artificiel, les semences ou les plantules peuvent provenir de stations éloignées. Cela peut modifier la diversité génétique de la forêt et pourrait la détacher des conditions particulières qui règnent à cette station. Dans certains cas, le type forestier peut être profondément modifié (p. ex., passage de l'épinette au pin). La régénération naturelle dans les secteurs

exploités est à nouveau en augmentation au Canada, à la fois dans une tentative de réduire les coûts et aussi de protéger la diversité; elle correspond maintenant à environ la moitié de la superficie exploitée chaque année. Les effets sur la biodiversité, notamment la diversité génétique, de la régénération artificielle qu'on a pratiquée pendant des décennies, méritent d'être étudiés. Cette attitude serait conforme à l'attention qu'on porte à la diversité génétique autant que spécifique et écosystémique dans la Convention sur la diversité biologique (UNEP, 1992). Le Conseil canadien des ministres des forêts (1992) a pris la décision d'«assurer que tous les secteurs exploités soient promptement et adéquatement régénérés par des espèces adaptées à la station». Une autre mission de recherche scientifique est la cueillette ou la production, sous une forme utile, de renseignements sur la variation génétique des semences; les résultats pourraient servir à l'objectif du Conseil (section 11.5).

La grande majorité des arbres récoltés au Canada est constituée d'espèces indigènes, contrairement à la situation dans de nombreux autres pays. Dans les cas extrêmes, encore rares ici, peut-on voir des espèces exotiques (p. ex., le pin sylvestre *Pinus sylvestris*) se substituer à la forêt naturelle. Les pépinières d'arbres de Noël et les plantations de peupliers hybrides appartiennent à la même catégorie. Ces plantations monoculturelles sont ordinairement associées à des techniques sylvicoles intensives et devraient davantage se ranger dans une catégorie de l'agriculture plutôt que dans une catégorie d'aménagement forestier au Canada (chapitre 5) puisqu'il n'est question d'aucune façon d'intégrer ces espèces dans la dynamique naturelle des paysages.

4.4. Politiques et avenues de recherche

- Déterminer comment donner accès aux renseignements sur la biodiversité forestière (à l'échelle de l'écosystème, de l'espèce et des gènes) mais sous une forme qui permette leur intégration courante dans des plans concrets d'aménagement forestier et dans les systèmes de surveillance (section 4.2).

- Avoir recours seulement à des pratiques d'exploitation forestière durable :
 - déterminer quelles pratiques forestières dans les peuplements exploités causent des changements irréversibles sur les lieux (au-delà de la plage de variation du régime naturel de perturbation), et préparer ainsi que mettre en oeuvre des solutions de recharge (section 4.2);
 - préparer et mettre en oeuvre des plans d'exploitation forestière qui ne causent pas de changements permanents dans la conformation du paysage (au-delà de la plage de variation du régime naturel de perturbation) (section 4.2);
 - déterminer les effets écologiques relatifs de la coupe rase (et des techniques sylvicoles apparentées) ainsi que du feu (ou d'autres perturbations naturelles) au niveau du peuplement (section 4.3.1);
 - évaluer le recours aux pesticides dans le contexte de la foresterie durable, notamment à l'échelle de l'écosystème (section 4.3.2);
 - veiller à ce que les techniques d'exploitation forestière ne causent pas une perte nette de nutriments du sol (section 4.3.3);
 - s'assurer que tous les secteurs exploités sont promptement et adéquatement régénérés avec des espèces adaptées à la station (section 4.3.3).
- L'effet de la foresterie sur les vieux peuplements (vieilles forêts, peuplements passés l'âge d'exploitabilité) fait l'objet d'une vive controverse au Canada :
 - déterminer dans quelle mesure des espèces dépendent des peuplements vieux et déterminer les effets de solutions de recharge pour l'exploitation de ces peuplements (section 4.3.1);
 - déterminer dans quelle mesure, de quelle façon et à quel moment la conversion des vieux peuplements permet d'assurer la conservation de populations permanentes d'espèces indigènes (végétaux, animaux et micro-organismes) (section 4.3.1);
 - veiller particulièrement à étudier la gamme des différentes options dans le cas des vieilles forêts très étendues de la Colombie-Britannique (section 4.3.1);
 - formuler explicitement les compromis entre les valeurs associées à la biodiversité et celles associées à l'extraction, lorsqu'ils sont inévitables (section 4.3.1).

Remerciements

Je tiens à remercier David Brown, Raymond Chipeniuk, Gray Merriam, Kathy Freemark, Rod Carrow, Tom Clark, Keith Hobson, Tony Diamond, Ole Henrickson, Pan Krannitz, Marc Saner, Dan Welsh, les membres de l'équipe d'évaluation scientifique de la biodiversité et tous ceux qui ont participé à la rédaction et à l'évaluation de ce rapport.

Ouvrages cités

- B.C. Ministry of Environment, Lands, and Parks. 1993. State of the environment report for British Columbia. Victoria.
- Conseil canadien des ministres des forêts. 1992. Durabilité des forêts : un engagement canadien. Ministre des Approvisionnement et Services Canada, Ottawa.
- Environnement Canada. 1991a. Envirosource : répertoire des fonds de renseignements. Ministre des Approvisionnement et Services Canada, Ottawa.
- Environnement Canada. 1991b. L'état de l'environnement au Canada. Ministre des Approvisionnement et Services Canada, Ottawa.

- Freedman, B. 1981. Intensive forest harvest; a review of nutrient budget considerations. Maritime Forest Research Centre, Fredericton.
- Inter-Agency Committee on Geomatics. 1991. Report on current status and trends in federal digital geographic data in Canada. Energy, Mines, and Ressources Canada, Ottawa.
- Manitoba Remote Sensing Centre. 1991. Remote sensing products and services. Manitoba Department of Natural Resources. Winnipeg.
- National Round Table on the Environment and the Economy. 1993. Forest round table on sustainable development — a progress report. Ottawa. 24 p.
- Ontario Forest Policy Panel. 1993. Diversity: forests, people, communities Queen's Printer for Ontario, Toronto. 147 pp. — a comprehensive forest policy framework for Ontario.
- Ontario Ministry of Natural Resources. 1991. Locus focus — Geographical Information Systems. Information Resources Division, Toronto. 8 p.
- Ontario Ministry of Natural Resources. 1993. Summary of the interim report on conserving old growth red and white pine. Sudbury.
- Peterman, R., W. Clark, and C. Holling. 1979. The dynamics of resilience: shifting stability domains in fish and insect systems. *Symp. Bri. Ecol. Soc.* 20:321-341.
- PNUE (Programme des Nations Unies pour l'environnement). 1992. Convention sur la diversité biologique. New York.
- Regier, H. and G. Baskerville. 1986. Sustainable redevelopment of regional ecosystems degraded by exploitive development. Pages 75-103 *in* W. Clark and R. Munn (eds.), Sustainable development of the biosphere. Cambridge University Press. Cambridge.
- Statistique Canada. 1992. Bases de données pour l'analyse environnementale : gouvernement du Canada. Industrie, Sciences et Technologie Canada, Ottawa.

Cinquième chapitre

Effets de l'agriculture sur la biodiversité au Canada

Pierre Mineau

Service canadien de la faune, Environnement Canada

Alison McLaughlin

Sagittaria Ecological Services, Hull

Collaborateurs:

Céline Boutin

Service canadien de la faune, Environnement Canada

Matthew Evenden

Department of History, Queen's University

Kathryn Freemark

Service canadien de la faune, Environnement Canada

Peter Kevan

Enviroquest Ltd., Cambridge, Ontario

Glen McLeod

Direction générale de la recherche, Agriculture et Agro-alimentaire Canada

Alan Tomlin

Direction générale de la recherche, Agriculture et Agro-alimentaire Canada

Résumé	67
5.1 Agriculture et territoires agricoles en contexte	72
5.2 Agronomie et conservation — vers des objectifs communs	76
5.3 Conservation de la biodiversité en agriculture	78
5.3.1 Biodiversité des sols — fondement d'une agriculture durable	78
5.3.2 Avantages d'une plus grande diversité végétale	79
5.3.3 Avantages d'une diversité de macro-invertébrés	79
5.3.4 Oiseaux et autres vertébrés — conséquences d'une plus grande diversité	80
5.4 Obstacles et possibilités pour la conservation de la biodiversité dans les territoires agricoles	81
5.5 Effets de diverses pratiques culturales sur la biodiversité en milieu agricole	84
5.5.1 Labour, récolte et autres opérations mécaniques	84
5.5.1.1 Détérioration du sol et labour favorable à la conservation	85
5.5.1.2 Incidences sur la diversité végétale	86
5.5.1.3 Incidences sur la diversité des invertébrés	86
5.5.1.4 Incidences sur la diversité des vertébrés	87
5.5.2 Engrais	88
5.5.2.1 Incidences sur la diversité végétale	89
5.5.2.2 Incidences sur la microfaune du sol	90
5.5.2.3 Incidences sur la diversité des vertébrés	90
5.5.2.4 Incidences sur la biodiversité aquatique	90
5.5.3 Pesticides et leur application	91
5.5.3.1 Incidences sur la diversité végétale	91
5.5.3.2 Incidences sur la diversité des invertébrés	92
5.5.3.3 Incidences sur la diversité des vertébrés	92
5.5.3.4 Biodiversité dans une agriculture à intrants réduits	94
5.5.3.5 Tendances dans l'utilisation des pesticides au Canada	95
5.5.4 Autres méthodes	98
5.5.4.1 Drainage	98
5.5.4.2 Culture intercalaire	98
5.5.4.3 Rotation	99
5.6 Incidence du pâturage sur la biodiversité des prés de parcours	100
5.6.1 Incidences sur les végétaux	100
5.6.2 Incidences sur les invertébrés	101
5.6.3 Incidences sur les vertébrés	101
5.7 Création, conservation, protection, remise en état et restauration des habitats fauniques en milieu agricole	102
5.7.1 Création d'habitats dans les haies et les lisières des champs	102
5.7.1.1 Incidences sur les végétaux	103
5.7.1.2 Incidences sur les invertébrés	104
5.7.1.3 Incidences sur les vertébrés	105
5.7.2 Protection des habitats riverains	106
5.7.3 Remise en état et restauration des terres agricoles pour la protection de la biodiversité	106
5.8 Recommandations	107
Remerciements	109
Ouvrages cités	109
Figure 5.1 Superficie cultivée, par grande région géopolitique, 1971-1991	73
Figure 5.2 Superficie traitée pour la folle avoine dans l'Ouest du Canada	75
Figure 5.3 Pourcentage de la superficie cultivée avec emploi d'engrais chimiques, 1970-1990	88
Figure 5.4 Intensité des herbicides dans deux grandes cultures en Ontario, 1978-1988	96
Figure 5.5 Pourcentage de la superficie cultivée ou en jachère, et traitée aux herbicides, 1970-1990	97
Figure 5.6 Pourcentage de la superficie cultivée et traitée aux insecticides et aux fongicides, 1970-1990	97

Résumé

Biodiversité en milieu agricole

- 1) Au Canada, l'agriculture exerce une forte influence sur la biodiversité par sa prédominance sur une si vaste portion du territoire, spécialement dans quelques biomes du Sud, en raison du type intensif de gestion associé aux méthodes agricoles modernes et parce que les effets de certaines pratiques de gestion (p. ex. l'utilisation des pesticides et des engrais) se font sentir au-delà de la zone cultivée (section 5.1).
- 2) Le territoire agricole peut contribuer positivement au maintien de la biodiversité, spécialement dans les régions où les terres font l'objet d'utilisations concurrentes et plus perturbatrices, comme l'urbanisation. L'adoption de pratiques culturales favorisant l'intégration des espèces sauvages au milieu agricole peut étayer solidement les efforts de conservation (section 5.2).
- 3) Une part importante de l'habitat indigène a été convertie en terres agricoles : moins de 13 % de la prairie à herbes courtes, 19 % de la prairie mixte, 16 % de la tremblaie-parc et presque aucune portion de la prairie à herbes hautes, au Canada, demeurent dans leur état original. Le drainage des terres humides demeure une pratique agricole courante. Au Canada, un nombre disproportionnellement élevé d'espèces sont menacées de disparition par les pertes d'habitat (section 5.1).
- 4) On prévoit une diminution de la superficie du territoire agricole nécessaire à la satisfaction des besoins futurs en productions végétales. Les plus récentes analyses publiées sur l'agriculture au Canada indiquent un maintien de la tendance constatée vers l'intensification croissante des pratiques agricoles et vers une conversion agricole des terres peu productives ou importantes pour la conservation (zones humides, boisés). Cette tendance peut, en partie du moins, être contrebalancée par les initiatives et les programmes découlant actuellement du Plan vert, comme le Programme d'établissement d'une couverture végétale permanente. Souvent, les efforts de conservation sont favorables à la mise en valeur et la préservation des habitats non agricoles; la disparition de ces habitats minerait gravement le potentiel de conservation présenté par les terres agricoles (section 5.1).
- 5) Les milieux agricoles sont hautement artificiels; en agriculture classique, on plante, sur de vastes étendues, des variétés uniformes de cultures qui ne présentent aucune relation évolutionnaire avec les espèces sauvages habitant la même région. De nouvelles variétés sont conçues pour réagir favorablement à l'application de pesticides et d'engrais exerçant des effets néfastes non voulus sur les espèces sauvages (section 5.1).
- 6) Dans de nombreux habitats, il s'est tissé une interrelation écologique forte et virtuellement irréversible entre d'une part les espèces indigènes, et d'autre part les espèces non indigènes ou indigènes et déplacées. Le recours aux pesticides est en bonne partie imputable aux espèces introduites. Cependant, les espèces introduites peuvent mériter d'être préservées lorsqu'elles soutiennent maintenant de complexes communautés fauniques (section 5.1).
- 7) Divers indicateurs témoignent que le territoire agricole est aux prises avec de graves problèmes environnementaux : pertes massives de sol, altération de la qualité des sols et de l'eau, contamination des bassins versants récepteurs, et réduction ou même disparition locale d'espèces traditionnellement associées au milieu agricole (oiseaux de prairie et d'arbustaie et insectes pollinisateurs) (section 5.2). Certaines tendances récentes, notamment la popularité croissante de la réduction du travail du sol, peuvent contribuer à atténuer certains problèmes (p. ex. l'érosion du sol), mais en exacerber d'autres, comme la destruction des habitats en périphérie des champs.
- 8) Selon la Commission mondiale sur l'environnement et le développement, non seulement les politiques agricoles devraient refléter les questions socio-économiques, mais en plus elles devraient tenir compte de la conservation du

Politique agricole

- 8) Selon la Commission mondiale sur l'environnement et le développement, non seulement les politiques agricoles devraient refléter les questions socio-économiques, mais en plus elles devraient tenir compte de la conservation du

capital-ressource agricole et des conséquences environnementales à long terme de l'activité agricole. Le Régime d'assurance du revenu brut (RARB), le système de contingentement de la Commission canadienne du blé, l'octroi de subventions gouvernementales pour le drainage des terres humides et les régimes d'imposition et de fixation des prix en matière foncière au Canada sont tous des éléments dont on a critiqué, pour diverses raisons, le caractère dissuasif pour la conservation. En outre, l'inflexibilité des programmes actuels complique la tâche des producteurs d'aliments biologiques, dont l'efficacité est amoindrie par de nombreux obstacles d'infrastructure (section 5.4).

- 9) En raison de leur caractère universel, les politiques et les programmes agricoles exercent des pressions similaires sur toutes les exploitations agricoles, sans égard aux facteurs locaux (type de sol, érodabilité, configuration des pluies, régime de drainage, étendue d'habitat indigène conservée). En Ontario, le plan Environmental Farm Plan, financé en vertu du Plan vert du Canada, constitue une importante opération d'incitation au respect de l'environnement dans l'agriculture grâce à l'évaluation des ressources locales. Le Plan vert a récemment engendré d'autres initiatives de conservation, comme le Programme national de conservation des sols et des eaux et le Programme d'établissement d'une couverture végétale permanente, mais on ne peut encore évaluer dans quelle mesure elles contribueront à renverser les effets négatifs des politiques agricoles (section 5.4).
- 10) On peut faire en sorte que l'agriculture contribue davantage au maintien de la biodiversité et, éventuellement, soit moins exigeante en combustibles fossiles, en adoptant des mesures (rotation, diversification des cultures, cultures intercalaires, réduction de la taille des champs) visant à réintroduire l'hétérogénéité dans le territoire agricole actuel (section 5.1).

Incidences de certaines pratiques agricoles sur la biodiversité

Labour

- 11) Les champs dont le sol est travaillé dans une optique de conservation plutôt que de façon classique semblent abriter des populations d'invertébrés plus diverses et comportant davantage d'espèces prédatrices. Le travail de conservation du sol peut profiter aux vertébrés, particulièrement aux oiseaux; cependant, le moment des opérations d'ensemencement et de récolte ainsi que le type de machinerie employé contribuent également pour beaucoup à la prévalence de la mortalité accidentelle et à l'importance de la destruction des nids. On pourrait rééchelonner certains travaux agricoles pour permettre aux oiseaux d'achever leur cycle de nidification, aux dépens toutefois, éventuellement, d'une certaine baisse de la qualité nutritive des récoltes (section 5.5.1).
- 12) Le labour qui favorise la conservation diminue l'érosion, stimule l'infiltration d'eau, réduit le ruissellement, abaisse les frais de combustible et augmente les rendements (principalement grâce à l'augmentation de l'humidité du sol). Dans la phase de transition entre un régime classique de labour et un régime de semis direct (culture sans labour), il semble nécessaire de recourir davantage aux herbicides; plus tard, dans le maintien du régime de semis direct, la quantité d'herbicides chimiques employée est semblable ou inférieure à celle qu'exigent les champs travaillés de façon classique. Le fait de conjuguer des traitements très vigoureux en bordure des champs au labour qui favorise la conservation peut causer des problèmes pour les espèces sauvages (section 5.5.1).
- 13) La perte d'habitat non agricole, l'emploi des pesticides et l'homogénéisation croissante de l'espace agricole affectent non seulement les gros animaux mais également les insectes. Il existe une corrélation entre la baisse de la biodiversité des arthropodes et la disparition des processus naturels de répression des ravageurs, de pollinisation et même de décomposition (section 5.3.3).

Engrais

- 14) En présence d'un taux minimum d'éléments nutritifs, les sols plus pauvres abritent généralement des espèces végétales plus diversifiées ou plus rares. L'épandage d'engrais réduit habituellement la diversité globale des espèces végétales et peut également accroître la vulnérabilité des plantes aux maladies (section 5.5.2).
- 15) Il faut éviter d'épandre des doses d'engrais supérieures à la quantité nécessaire pour un rendement maximum. Les mesures anti-érosion aident à conserver aussi bien les sols que les habitats aquatiques, lesquels, dans de nombreuses régions du Canada, souffrent gravement du ruissellement des engrais. Dans les pâturages, il existe un équilibre entre d'une part l'accroissement initial de la biomasse végétale et les gains qualitatifs d'habitat, et d'autre part la forte baisse de diversité des espèces pouvant résulter d'une intensification de l'engraissement (section 5.5.2).
- 16) La croissance de l'industrie de l'élevage du bétail s'est accompagnée de l'alourdissement du problème des déchets animaux, dont l'élimination pose de graves difficultés aux agriculteurs. La méthode d'élimination la plus écologiquement saine consiste à les incorporer aux terres arables. Le coût croissant des engrais inorganiques incite de nombreux agriculteurs à reconsidérer l'emploi des engrais organiques (section 5.5.2).
- 17) L'épandage répété d'engrais inorganiques finit par empêcher la production de certains enzymes du sol qui jouent un rôle dans le cycle des éléments nutritifs. On a avancé que la baisse initiale de productivité des récoltes, durant la conversion entre un régime agricole basé sur l'usage intensif des produits chimiques et un régime différent, pourrait être attribuable à une diminution de la capacité biologique des sols traités classiquement d'intégrer et de minéraliser efficacement les nutriments organiques. La hausse de teneur en matières organiques résultant de l'épandage de fumier profite généralement à la faune du sol (section 5.5.2).

- 18) Outre leur teneur en éléments nutritifs, les déchets animaux sont profitables pour le pH du sol, sa structure, sa résistance à l'érosion, sa température, sa teneur en matières organiques et sa capacité d'infiltration par l'eau et de rétention d'eau. La lente libération des grandes quantités d'azote présentes dans les déchets organiques peut considérablement améliorer la fertilité du sol à moyen et à long termes. Des études comparatives effectuées en Allemagne révèlent qu'après plusieurs années, les champs traités avec une combinaison de fumier organique et d'engrais inorganiques produisaient des rendements significativement plus élevés que les champs traités exclusivement à l'aide d'engrais inorganiques (section 5.5.2).

Pesticides

- 19) La monoculture peut élever certaines espèces au rang de «grands ravageurs» en leur offrant de vastes champs uniformes où elles peuvent se nourrir. La pratique de la culture intercalaire aide à briser la structure monoculturelle et peut contribuer à réprimer les ravageurs et les mauvaises herbes, à réduire l'érosion éolienne et à accroître l'infiltration d'eau. En pratique, les effets de la culture intercalaire doivent être évalués de façon ponctuelle; on a toutefois obtenu des résultats probants dans le cas du maïs et de la fève de soya, ainsi que du trèfle et du blé (section 5.5.4).
- 20) La majorité (environ 70 %) des pesticides utilisés au Canada sont des herbicides, et on connaît très mal leur effet sur les espèces végétales non cibles, spécialement les espèces rares ou endémiques. Au Québec, l'épandage d'herbicides a réduit la diversité et le couvert végétal, dans des transects de cinq mètres s'étendant depuis la bordure des champs jusqu'aux haies et aux terres boisées sises hors des champs. La toxicité des herbicides est aussi reconnue pour certaines populations d'invertébrés (section 5.5.3).
- 21) Actuellement, l'utilisation d'herbicide vise une éradication complète des mauvaises herbes. Cependant, celles-ci peuvent jouer un rôle très utile dans les champs en ramenant vers la couche arable les minéraux du sous-sol, en

ameublissant le sol, en empêchant les minéraux d'être entraînés par le vent ou le lessivage, et en accroissant l'humidité du sol. Avant d'appliquer des herbicides, il faudrait évaluer plus soigneusement la concurrence réelle que se livrent les cultures et les plantes indésirables (section 5.3.2).

- 22) Les insecticides sont par définition plus toxiques que les herbicides pour la faune du sol. En raison de la dynamique des populations prédateurs-proies, les espèces indésirables d'invertébrés phytophages sont généralement les premières à se rétablir après des applications d'insecticides, ce qui diminue partiellement la valeur du traitement. Par conséquent, l'application d'insecticide ne constitue pas à elle seule une solution satisfaisante au problème des insectes nuisibles (section 5.5.3).
- 23) L'utilisation des pesticides à large spectre d'action représente naturellement la plus grave menace à la biodiversité dans les champs agricoles et aux alentours. Si nous sommes réellement déterminés à préserver la biodiversité, nous devons nous pencher très sérieusement sur le problème des insecticides et des herbicides non sélectifs qui détruisent des espèces non cibles (section 5.5.3).

Agriculture à intrants réduits

- 24) Selon une étude comparative portant sur des exploitations agricoles classiques et des exploitations de type biologique dans divers pays européens, on constate une abondance significativement plus élevée de nombreuses espèces communes d'oiseaux dans les exploitations biologiques. En général, les terres cultivées dans une optique biologique abritent davantage d'insectes phytophages et non phytophages reconnus comme une importante source d'alimentation pour les oiseaux, ainsi que davantage d'espèces végétales importantes pour la survie de ces insectes. Au Canada, les résultats préliminaires d'études semblables faites en Ontario et dans l'Ouest dénotent les mêmes tendances (section 5.5.3).
- 25) Il est assez difficile d'évaluer les tendances dans l'utilisation des pesticides au Canada, en raison de la diversité des méthodes employées

pour signaler leur emploi et de l'irrégularité des rapports. Le nombre d'hectares traités aux herbicides semble avoir atteint un plateau et pourrait décliner dans certaines régions, sauf pour la superficie traitée pour la folle avoine, qui augmente peut-être encore. Par ailleurs, l'utilisation des insecticides et des fongicides est en progression, et certaines grandes récoltes comme le soya connaissent une intensification de l'emploi des herbicides (section 5.5.3).

Drainage

- 26) Le drainage bouleverse les types d'espèces végétales et animales. L'eau provenant des champs drainés peut contenir de fortes concentrations de sel, des pesticides agricoles, des engrais, des métaux lourds et d'autres contaminants qui peuvent altérer la biodiversité en aval. Dans le sud-ouest de l'Ontario, environ 90 % des terres humides primitives ont été drainés; dans les Prairies, jusqu'à 70 % des terres humides primitives ont disparu (section 5.5.4).
- 27) La préservation de l'habitat marécageux encore existant est devenue essentielle. Malgré cela, on apprenait dans une étude récente qu'en moyenne 17 % des agriculteurs dont les terres contenaient encore des zones humides en avaient drainé une ou plusieurs entre 1990 et 1992 (section 5.4).

Pâturage

- 28) La présence du bétail, qui piétine et dévore les plantes, en plus de compacter le sol, se répercute directement sur les communautés végétales des prés de parcours. Le surpâturage est sans conteste nuisible à la biodiversité végétale et animale. Cependant, le bétail peut pâturer le sol sans nécessairement nuire à la biodiversité ou à l'intégrité écologique du milieu, spécialement lorsqu'il assume le rôle écologique joué par des espèces sauvages brouteuses comme le bison des plaines (*Bison bison*). Certaines stratégies de pâturage, tel le régime de «repos-rotation», semblent favoriser une meilleure coexistence des animaux domestiques et des animaux sauvages (section 5.6.1).

29) Sur les prés de parcours, les arbustes et la végétation arborescente constituent un habitat essentiel pour des espèces d'invertébrés et de vertébrés. On a constaté que la compaction du sol par le bétail rend cet habitat inadéquat pour certains invertébrés et, par conséquent, nuit aux petits animaux qui se nourrissent de ces invertébrés. L'habitat riverain abrite une part disproportionnellement élevée du biote dans les prairies, comme dans la majorité des écosystèmes; il faudrait donc tenir le bétail domestique à l'écart des habitats riverains (section 5.6.2).

30) Il est préférable de réensemencer les prés de parcours avec une combinaison d'herbes indigènes plutôt que d'introduire de nouvelles espèces végétales ou de pratiquer une monoculture. L'agropyre à crête (*Agropyron cristatum*), fréquemment utilisé dans les opérations de revégétalisation, produit un sol plus sec qui s'érode davantage que les sols réensemencés en herbes indigènes. À l'heure actuelle, il existe un seul producteur de graines indigènes dans tout l'Ouest canadien (section 5.6.3).

Préservation et création d'habitats non agricoles

31) L'aménagement de haies et d'autres éléments d'habitat similaires offre un certain compromis entre d'une part la nécessité de créer un habitat non cultivé dans les milieux agricoles peu diversifiés, et d'autre part la nécessité, pour l'agriculteur, d'appliquer des mesures peu coûteuses pour prévenir l'érosion du sol et en conserver l'humidité sans sacrifier une trop grande surface cultivée (section 5.7.1).

32) La gestion des haies devrait faire l'objet de recherches spécifiquement canadiennes. On a déjà commencé à le faire, à tout le moins dans les Prairies. On cherche notamment à déterminer les espèces qui conviennent le mieux comme habitats fauniques, et à préciser l'effet de ces zones sur les terres agricoles. Certains groupes prônent la lutte contre les mauvaises herbes dans les limites des champs, mais aucune étude exhaustive n'en démontre la réelle nécessité. Des recherches laissent croire

qu'une telle obstruction le long des limites encourage les espèces de mauvaises herbes les plus réfractaires, au détriment des espèces plus bénignes (section 5.7.1).

33) On a constaté que les habitats non cultivés qui bordent les terres agricoles sont importants pour le maintien de la diversité des espèces végétales et pour la survie des insectes prédateurs utiles. Dans les habitats non cultivés, les insectes pollinisateurs jouent un rôle écologique essentiel et de nombreuses espèces de mammifères et d'oiseaux dépendent de ces insectes, lesquels, grâce à la pollinisation, fournissent des sources de nourriture hivernale et printanière (section 5.7.1).

34) Des études ont montré que l'épandage de pesticides, la destruction de l'habitat et la concurrence exercée par les abeilles domestiques se répercutaient négativement sur les pollinisateurs indigènes. La diversité des espèces et l'abondance des pollinisateurs indigènes augmentent avec l'éloignement des vergers. Il faut créer davantage d'habitat non agricole et réduire l'utilisation de pesticides, aussi bien dans les vergers que sur les terres arables (section 5.7.1).

35) Généralement, les populations d'oiseaux sont plus diversifiées dans les haies larges que dans les haies étroites, dans les zones tampons non perturbées que dans les tampons perturbés, dans les tampons boisés que dans les tampons herbacés, et dans les habitats riverains que dans les habitats non riverains. Après avoir étudié la possibilité que les habitats tels que les haies constituent des «puits» de population, on estime maintenant que, de toute évidence, les haies continuent de jouer un rôle bénéfique pour les oiseaux et autres petits vertébrés (section 5.7.1).

36) La modification des corridors riverains influe sur la qualité de l'eau, le biote aquatique et les communautés fauniques terrestres associées à cet habitat. La présence de corridors riverains non perturbés représente un atout particulièrement précieux pour la préservation de la biodiversité (section 5.7.2).

37) En l'absence de réserves suffisantes d'aires naturelles, il y a la possibilité de remettre en

état les terres agricoles en friche et de les restaurer comme habitats naturels. Cette option mérite d'être sérieusement envisagée, particulièrement si, comme prévu, il se produit une réduction sensible de l'espace agricole nécessaire dans le prochain siècle (section 5.7.3).

5.1 Agriculture et territoires agricoles en contexte

Les auteurs de diverses recensions scientifiques récentes s'entendent tous pour affirmer que l'agriculture a exercé, et continue d'exercer, une forte influence sur la biodiversité mondiale (Dahlberg, 1992; Gall and Orians, 1992; Gilpin *et al.*, 1992; Paoletti *et al.*, 1992). D'après eux, l'agriculture a influencé la biodiversité indigène par différents mécanismes : 1) par sa prédominance sur une aussi vaste portion du territoire (chapitre 3); 2) en raison du caractère intensif des pratiques modernes d'aménagement agricole; 3) parce que les incidences de certaines techniques d'aménagement (p. ex. l'épandage d'engrais ou de pesticides) se font sentir au-delà de la limite des champs.

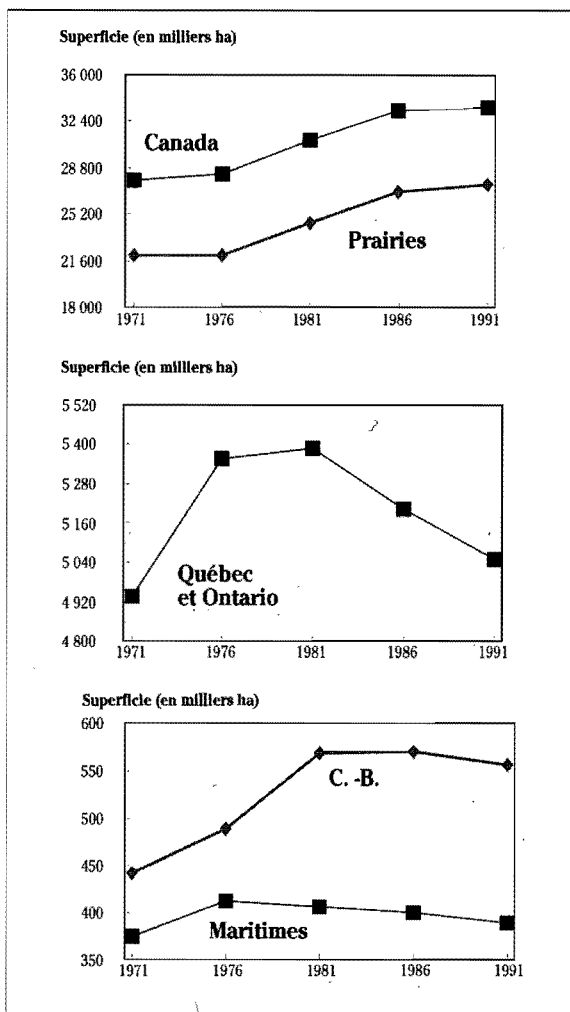
Peut-on évaluer l'incidence de l'agriculture sur la biodiversité indigène au Canada? Dans un contexte historique, il est quelquefois difficile de séparer l'agriculture des autres activités associées à la colonisation du Canada par les Européens. L'effet combiné du déboisement à grande échelle des forêts de l'Est et de l'exploitation agricole subséquente des prairies de l'Ouest, ainsi que la disparition de certaines espèces dominantes comme la tourte (*Ectopistes migratorius*) et le bison des plaines (Bison bison), ont indéniablement changé la physiographie du territoire canadien et la proportion relative des espèces sauvages restantes. Le changement subi par l'avifaune de l'Est, où prédominaient originalement des espèces spécialistes de l'intérieur des forêts maintenant remplacées par des espèces capables d'utiliser les clairières et les lisières, a été bien étudié (Jones, 1974). Il est raisonnable de postuler que d'autres groupes d'espèces moins bien connus ont subi des changements parallèles. Ces évolutions ont été remarquablement rapides : vu la rapidité de la colonisation en Amérique du Nord, l'agriculture n'a

mis que deux siècles à créer des changements qui, en Europe, se sont étendus sur deux millénaires environ (Jones, 1974).

L'évolution a été encore plus rapide dans l'Ouest canadien. La création de la province du Manitoba, en 1870, et le parachèvement de la voie ferrée du Canadien Pacifique, dans les années 1880, ont ouvert les Prairies à la colonisation agricole. À peine 100 ans plus tard, moins de 13 % de la prairie à herbes courtes, 19 % de la prairie mixte, 16 % de la tremblaie-parc et presque aucune portion de la prairie à herbes hautes, au Canada, demeurent dans leur état primitif (Millar, 1986). Même si l'on ignore pour l'instant dans quelle proportion il faut préserver chacun de ces types d'habitat, des études indiquent que, du point de vue biodiversité, la situation actuelle est insatisfaisante. Un nombre disproportionnellement élevé d'espèces en danger de disparition au Canada s'explique par l'amenuisement de l'habitat de prairie; la moitié des oiseaux et des mammifères canadiens en danger de disparition ou menacés habitent les prairies (Holroyd, 1991).

Considérant le rythme actuel d'accroissement de la population humaine, on estime qu'il faut augmenter, chaque année, de 15 millions d'hectares la superficie agricole nécessaire pour répondre aux besoins alimentaires de l'humanité (Pimentel *et al.*, 1992). En Amérique du Nord, cependant, on prévoit une réduction pouvant atteindre 50 % dans la superficie nécessaire à la production agricole d'ici l'année 2030 (Girt, 1990). Même si l'étendue du «territoire agricole total» au Canada n'a pas changé de façon appréciable depuis les années 1930, la superficie des terres en culture a constamment augmenté jusqu'au milieu des années 1980 (figure 5.1). L'intensification agricole qu'ont connue les prairies canadiennes entre 1976 et 1986 s'est surtout faite aux dépens des régions boisées encore existantes (Benzing-Purdie *et al.*, 1991). Comme la plupart des bonnes terres agricoles étaient déjà cultivées, l'intensification a dû se produire en majeure partie soit sur des terres marginales; soit sur des terres importantes pour la conservation. Selon le Conseil des grains du Canada (Weaver *et al.*, 1982), environ le quart de l'augmentation prévue dans la production céréalière canadienne (d'environ 35 millions de tonnes en 1980 à 50 millions de tonnes en 1990) devait provenir de

Figure 5.1
Superficie cultivée, par grande région géopolitique, 1971-1991.



Source : Statistique Canada (1993)

nouvelles terres mises en culture. Sheehan et al. (1987) ont analysé les incidences de la mise en culture des terres marginales (classe 4 et moins) sur la sauvagine nicheuse des prairies.

Selon le plus récent recensement de l'agriculture au Canada (Statistique Canada, 1993), en 1991, la superficie totale cultivée ou en jachère s'était stabilisée dans les prairies, et avait même légèrement

régressé ailleurs. On estime aujourd'hui que près d'un demi-million d'hectares de terres agricoles marginales font partie du Programme d'établissement d'une couverture végétale permanente, en vertu d'ententes contractuelles d'une durée de 10 à 21 ans (J.S. Vaisey, Agriculture et Agro-alimentaire Canada, comm. pers.), ce qui représente environ 1,2 % du territoire actuellement cultivé ou en jachère. Maintenant, les pressions s'exerceront très probablement sur les habitats restants de grande importance pour la conservation. De nombreux gouvernements provinciaux et groupes de conservation estiment déjà que les terres humides, les marges des champs en hautes-terres et les zones riveraines soulèvent des inquiétudes particulières (Environmental Management Associates, 1993).

Des 20 principales cultures vivrières mondiales, aucune n'est indigène au Canada, ou même à l'Amérique du Nord au nord du Mexique (Kloppenburg and Kleinman, 1987). Ainsi, le processus de mise en culture, par définition, mène inévitablement à une réduction de la biodiversité indigène, à tout le moins dans le territoire cultivé comme tel, où l'on s'efforce de canaliser au maximum vers des cultures à haut rendement l'énergie, l'eau et les éléments nutritifs disponibles, et d'en priver les espèces concurrentes ou prédatrices de ces cultures. La phytogénétique moderne, qui privilégie les variétés uniformes et auto-fécondées, a encouragé la tendance d'une monoculture à grande échelle (Biswas, 1984). Par exemple, on estimait qu'au début des années 1980, seulement quatre variétés produisaient 75 % du blé cultivé dans les prairies canadiennes; une seule variété, la Neepawa, couvrait la moitié de ce territoire (Biswas, 1984). La très faible variabilité génétique des espèces cultivées dans le monde ne fera pas l'objet d'une analyse plus approfondie dans cette évaluation¹; cependant, il est important d'avoir une idée des vastes ramifications écologiques que comportent la faible diversité des cultures et les pratiques agricoles concomitantes. Les nouvelles variétés sont conçues pour réagir favorablement à l'apport de pesticides, d'engrais et d'autres agents (Odum, 1978; Biswas, 1984; Myers *et al.*, 1984) qui, à leur

¹ Plusieurs auteurs de recension ont indiqué que la diversité génétique de nos cultures alimentaires, ainsi que la protection du germoplasme présentant une utilité potentielle pour l'agriculture canadienne, préoccupent sérieusement Agriculture et Agro-alimentaire Canada, et qu'elles constitueront des éléments importants dans la stratégie de ce ministère visant à satisfaire aux objectifs de biodiversité énoncés dans la Convention de Rio.

tour, peuvent affecter de vastes segments de l'écosystème et avoir des effets imprévus sur la biodiversité (section 5.5). Par définition, on ne peut laisser les milieux cultivés, spécialement lorsqu'il s'agit de cultures annuelles, se transformer en milieux auto-régulés et en auto-perpétuation. L'objectif est de les maintenir dans un état de production maximale, tout en évitant que cette capacité profite surtout à d'autres espèces que celles exploitées. L'intervention constante de l'être humain dans les milieux agricoles empêche souvent les espèces sauvages appartenant à ces systèmes de nouer les complexes relations évolutionnistes caractérisant les écosystèmes naturels (May, 1978).

Dans ce chapitre, et ailleurs dans la présente évaluation scientifique de la biodiversité, l'accent est mis sur les habitats plutôt que sur les espèces. La principale raison de cette optique est exposée dans l'étude Canada Country Study, soumise au Programme des Nations Unies pour l'environnement avant la rédaction de la Convention sur la diversité biologique (Mosquin and Whiting, 1992), à savoir la pauvreté extrême de nos connaissances sur la majorité des espèces composant notre faune et notre flore indigènes. De nombreux milieux agricoles se caractérisent par un nombre relativement faible d'espèces animales et végétales sauvages, même si les espèces présentes peuvent être abondantes (Moore, 1977). De nombreux groupes d'espèces en milieu agricole, spécialement celles qui vivent en permanence au-dessus du sol, trouvent l'habitat nécessaire dans les haies, les brise-vent, les bordures des champs et les autres lieux non cultivés. C'est pourquoi les mesures de conservation en agriculture favorisent souvent la mise en valeur et la préservation de ces habitats non cultivés.

Le problème, dans l'accélération de l'intensification agricole, réside souvent dans la perte d'habitat cumulative. Ratti and Scott (1991) ont remarqué que même les espèces d'oiseaux ou de mammifères les plus communes en milieu agricole étaient presque totalement absentes là où les champs sont labourés jusqu'au bord immédiat des routes et des cours d'eau, où les flancs de coteau abrupts sont labourés et où les sols en friche sont brûlés, fauchés ou traités au moyen d'herbicides non sélectifs. Benzing-Purdie *et al.* (1991) ont conclu que, considérant la perte d'habitat faunique dans les zones agricoles canadiennes et vu l'érosion des

principaux types d'habitat telles les zones humides, il fallait maintenant conserver et améliorer la totalité des habitats fauniques encore existants en secteur agricole. De récentes recommandations d'ordre stratégique prônent clairement la protection des habitats (Federal-Provincial Agriculture Committee on Environmental Sustainability, 1990; Gouvernement du Canada, 1991), quoiqu'on ignore au juste comment les propriétaires fonciers seront incités à protéger les habitats fauniques vitaux situés sur leur terrain, ou plus généralement comment on pourra les récompenser de gérer leur terrain avec le souci de l'environnement (section 5.4).

Un grand nombre d'organismes nuisibles — mauvaises herbes, insectes, moisissures, etc. — introduits par inadvertance avec les cultures composent aujourd'hui une vaste part du paysage agricole canadien. Ces espèces ont trouvé un habitat idéal dans ces grands espaces dégagés et perturbés par l'homme que constitue le milieu agricole. Dès 1672, les agriculteurs de la Nouvelle-Angleterre étaient aux prises avec des mauvaises herbes d'origine européenne. Les Indiens avaient donné au plantain (*Plantago major*) le nom de «Pied de l'Anglais», parce qu'il poussait partout où l'homme blanc marchait. On encourageait les premiers immigrants dans le Nouveau Monde à amener avec eux du trèfle et des herbes, en raison de la piètre qualité nutritive du fourrage poussant dans les boisés de l'est de l'Amérique du Nord (Jones, 1974). Aujourd'hui, au Canada, on sait qu'environ 90 % des mauvaises herbes du pays proviennent d'Asie et d'Europe (Mulligan, 1965). Le caractère artificiel et la simplicité du paysage agricole expliquent partiellement le caractère envahissant des espèces introduites (Saunders and Hobbs, 1989; Carroll, 1990). Cependant, comme on le voit au chapitre 8, d'autres facteurs — dont certains ne sont pas compris — déterminent si les espèces introduites, y compris les espèces indigènes déplacées de leur zone géographique d'origine, sont susceptibles de survivre et de déplacer, ou à tout le moins de concurrencer, les espèces indigènes. On a même vu des plantes cultivées se transformer en mauvaises herbes envahissantes après avoir été cultivées durant des centaines d'années sans incident.

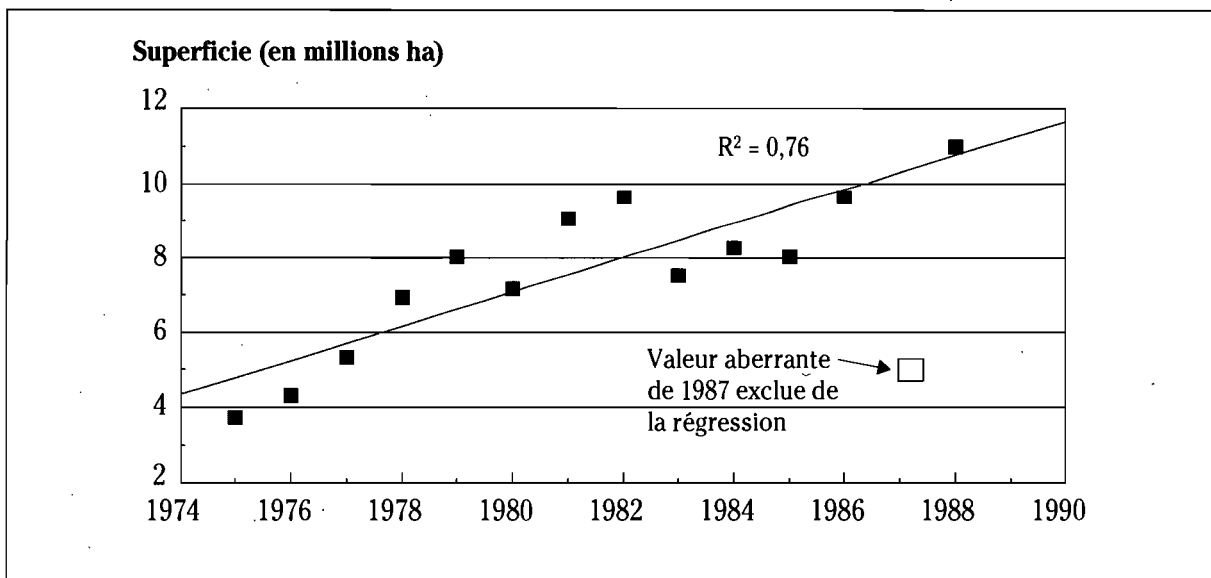
Quelles que soient les facteurs en jeu, les monocultures semblent créer des conditions parfaites pour

l'invasion et le foisonnement des mauvaises herbes, et la majorité — mais non la totalité — des espèces exotiques sont des mauvaises herbes ou des espèces pionnières (chapitre 8). On estime que 16 % des 1456 espèces d'insectes introduites par erreur aux États-Unis sont devenues des espèces nuisibles et nécessitent l'application de pesticides (Sailer, 1983). La figure 5.2 indique la superficie de l'Ouest canadien traitée chaque année pour une seule espèce de mauvaise herbe eurasiennne, la folle avoine (*Avena fatua*). On peut en conclure qu'un des incidences indirectes exercées par l'introduction d'espèces exotiques sur la biodiversité réside dans un accroissement de l'épandage de pesticides, qui affecte à son tour les espèces indigènes (section 5.5.3). Ironiquement, certaines espèces végétales introduites abritent aujourd'hui de grandes communautés d'espèces indigènes d'insectes, d'oiseaux, etc. Ainsi, le chénopode blanc (*Chenopodium album*), un envahisseur européen (Frankton and Mulligan, 1987), est considéré comme une importante source de nourriture pour la faune nord-américaine (Martin *et al.*, 1951). On peut logiquement en conclure que même les habitats dominés par des espèces non indigènes ou indigènes et déplacées peuvent mériter d'être protégés, puisqu'ils abritent maintenant des commu-

nautés indigènes d'insectes, d'oiseaux et d'autres organismes.

Alors que l'étude des incidences de la foresterie sur la biodiversité portait surtout sur la protection et la conservation des portions d'habitat représentatives et existantes, et sur la mise au point de méthodes d'abattage simulant les perturbations naturelles (chapitre 4), nous devons aborder le milieu agricole selon une optique quelque peu différente. Dans de nombreux cas — p. ex. la zone carolinienne du Canada, la prairie à herbes hautes, les terres humides de la plupart des biomes méridionaux du Canada —, la superficie d'habitat restante ne suffit peut-être pas à représenter adéquatement ou à préserver la diversité biologique locale ou régionale. Souvent, en milieu agricole, la protection de la biodiversité exigera d'énergiques efforts de regroupement, de restauration et d'amélioration des habitats : création de tournières non traitées, remise en état de terrains boisés et aménagement de brise-vent, protection intégrale des zones humides, des secteurs riverains et des autres habitats-clé offrant une grande biodiversité indigène (section 5.7), et arrêt de la production agricole sur les terres marginales. Idéalement, ces stratégies devraient s'accompagner

Figure 5.2
Superficie traitée pour la folle avoine dans l'Ouest du Canada (données cumulatives pour le Manitoba, la Saskatchewan, l'Alberta et la Colombie-Britannique).



Source : Manitoba Department of Agriculture (1974-89)

de mesures visant à accroître la pérennité de nos milieux agricoles, comme la réintroduction de l'hétérogénéité dans le territoire agricole existant par la rotation et la diversification des cultures, la culture intercalaire et la réduction de la taille des champs. Les pâturages de l'Ouest sont probablement ceux qui se prêtent le mieux aux pratiques de gestion simulant les perturbations naturelles (Nykoluk, 1993). Une bonne stratégie de pâturage du bétail peut se substituer à la fonction assumée jadis par le bison des plaines dans l'écologie des prairies de l'Ouest (section 3.3.6).

Au Canada, la plupart des recherches menées en milieu agricole ont eu une visée agronomique. Dans la préparation de la présente Évaluation scientifique de la biodiversité et à l'occasion de recensions connexes, (Sheehan *et al.* 1987; Freemark *et al.* 1991), on a constaté une réelle pénurie de recherches canadiennes sur le thème de la biodiversité indigène en milieu agricole. Il est de plus en plus évident que nous devons réorienter nos efforts de recherche et de conservation, ainsi que le recommandent divers énoncés de politique récents (Federal-Provincial Committee on Environmental Sustainability, 1990). Cependant, Environnement Canada est mal placé pour participer à cet effort de recherche.

Les spécialistes semblent être unanimes à penser que les populations d'oiseaux de prairie et d'arbus-taie subissent un déclin constant (Askins, 1994; Downes, 1994). Dans l'hypothèse où les oiseaux peuvent servir d'indicateurs de la qualité de l'environnement (Diamond and Fillion, 1987; Furness and Greenwood, 1993), il se peut que d'autres taxons soient également en déclin dans ces types d'habitat. Il faut mener d'autres recherches pour confirmer et expliquer les déclins démographiques des espèces aviennes et faire le point sur la situation d'autres groupes d'organismes. La presse naturaliste populaire (p. ex. Kingsmill, 1993) a signalé la disparition quasi totale, dans certaines régions agricoles du Canada, d'un certain nombre d'insectes pollinisateurs. Relativement peu d'espèces d'insectes ont une aire de distribution restreinte au Canada, et leur disparition au Canada ne devrait pas se solder par une extinction immédiate. Par ailleurs, certaines des espèces peuvent être tout aussi menacées dans les portions plus méridio-

nales de leur aire de distribution, en raison probablement des mêmes pressions auxquelles elles sont exposées. Le phénomène de disparition des espèces est clairement plus avancé dans les pays plus densément peuplés; ainsi, l'Allemagne (ancienne Allemagne de l'Ouest) a déclaré qu'un quart de ses 40 000 espèces d'invertébrés sont menacées ou disparues du pays, tandis que d'autres pays européens imputent des diminutions similaires dans la biodiversité des invertébrés aux effets combinés de l'urbanisation et de l'agriculture (Desender and Turin, 1988). Le Canada devrait être en mesure d'agir avant que la situation ne devienne aussi grave; malheureusement, nos connaissances sur la répartition des espèces canadiennes et les données sur les tendances actuelles sont si parcellaires qu'elles nous empêchent d'analyser la biodiversité des invertébrés au Canada (Mosquin and Whiting, 1992).

5.2 Agronomie et conservation — vers des objectifs communs

La biodiversité en territoire agricole a récemment fait l'objet de plusieurs recensions (Pimentel *et al.*, 1989; Paoletti *et al.*, 1992), et ce sujet suscite un intérêt croissant non seulement chez les écologistes à l'égard de l'aspect écologique de la biodiversité, mais également chez les agronomes à l'égard des formes plus durables d'agriculture et chez les promoteurs de l'agriculture biologique à l'égard des méthodes naturelles de lutte contre les organismes nuisibles. Sans conteste, le but visé par la «révolution verte» et son évolution subséquente en ce qu'on a appelé «l'agriculture industrielle» (Biswas, 1984) a été atteint, c'est-à-dire produire plus de nourriture à moindre coût (à tout le moins selon une définition étroite des coûts). D'après la Commission mondiale sur l'environnement et le développement (1988) («Commission Brundtland»), la production mondiale de nourriture par habitant est aujourd'hui plus élevée qu'à toute autre période de l'histoire de l'humanité. Cependant, la production de nourriture à faible coût ne s'est pas faite sans engendrer d'autres coûts, d'ordre environnemental, écologique, sociologique ou sanitaire. On reconnaît généralement que l'agriculture industrielle a des limites et qu'elle doit faire l'objet d'une réévaluation (p. ex. Commission mondiale sur l'environnement et le développement,

1988; Eijsackers and Quispel, 1988; National Academy of Sciences, 1989). Divers indicateurs témoignent que notre territoire agricole est aux prises avec de graves problèmes environnementaux : érosion du sol, altération de la qualité des sols et de l'eau, contamination des bassins versants récepteurs, et réduction ou même disparition locale d'espèces traditionnellement associées au milieu agricole (Commission mondiale sur l'environnement et le développement, 1988; National Academy of Sciences, 1989; Prairie Farm Rehabilitation Administration, 1990b; Benzing-Purdie, 1991).

La préservation quantitative et qualitative des sols et le maintien de la qualité des ressources hydriques constituent les principaux objectifs des efforts actuels en faveur d'une agriculture plus durable, en plus d'être l'objet d'une bonne partie du financement et des interventions effectués par le gouvernement sous l'égide du Plan vert du Canada (Dunn, 1993). La préservation de la biodiversité dans les milieux à prédominance agricole ne se limite pas à assurer la durabilité de la productivité des terres agricoles. Il est, toutefois, essentiel d'implanter une agriculture durable si nous souhaitons préserver la biodiversité indigène à l'intérieur et autour des espaces agricoles. Par conséquent, les deux objectifs devraient être réalisés en parallèle (Paoletti *et al.*, 1992). Pour Environnement Canada et Agriculture et Agroalimentaire Canada, de concert avec le secteur agricole, le défi sera de fixer pour les zones agricoles des objectifs de biodiversité qui soient clairement énoncés et étayés par les recherches nécessaires, et d'incorporer ultérieurement ces objectifs à des programmes visant une agriculture plus durable. On devra convaincre les producteurs et les gestionnaires fonciers du bien-fondé de ces objectifs de biodiversité.

Selon toute probabilité, il est hautement illusoire d'espérer un jour rétablir, dans les paysages agricoles, toute la gamme des habitats et des espèces qui y étaient indigènes. Par exemple, il est peu probable qu'un boisé isolé de l'écozone carolinienne, quelle qu'en soit la taille et le degré de protection, retrouve un jour la diversité *complète* des espèces typiques de la forêt carolinienne vierge. Étant donné le caractère conflictuel des relations entre l'humanité et certaines espèces (p. ex. les ravageurs agricoles ou les grands prédateurs), il

n'est pas toujours souhaitable de maintenir toutes les espèces d'un écosystème agricole donné (Gall and Orians, 1992). De la même façon, une haie agricole dans la même écozone peut n'abriter qu'une très faible portion des espèces de la zone carolinienne. Il est important que la société (et Environnement Canada en particulier) clarifie et énonce clairement ses buts en matière de biodiversité. De toute évidence (section 2.14), il est inefficace et téméraire de procéder à une gestion monospécifique basée sur des populations minimales, en réagissant toujours à la menace de disparition des espèces. Il est tout aussi clair qu'un réseau d'aires protégées ne peut suffire à lui seul pour préserver la biodiversité (section 3.1 et chapitre 12). En matière de biodiversité, notre principal défi a été et demeurera la recherche d'un juste compromis entre nos exigences à l'égard des terres agricoles et celles de leur flore et de leur faune indigènes. Sans aucun doute, les terres agricoles peuvent jouer un rôle positif dans le maintien de la biodiversité, même si tous les taxons ne sont pas également susceptibles d'en profiter (section 5.7). C'est spécialement le cas dans les régions où les terres font l'objet d'utilisations concurrentes et plus perturbatrices, comme l'urbanisation (chapitre 6). Richardson (1991) prévoit une intensification des fortes pressions démographiques subies par le corridor Québec-Windsor, où vit déjà plus de la moitié de la population canadienne, ce qui surchargera davantage ces quelques écodistricts déjà sérieusement assiégés.

Dans le delta du cours inférieur du Fraser, la préservation des terres agricoles contre le développement tentaculaire urbain du secteur métropolitain de Vancouver offre un bon exemple de communauté d'intérêts entre les partisans de la conservation et les promoteurs agricoles. Le delta est jugé essentiel à la survie à long terme de plusieurs populations d'oiseaux migrateurs, dont le Canard siffleur d'Amérique (*Anas americana*). Sous l'égide du Plan nord-américain de gestion de la sauvagine, le programme «Greenfields» incite les agriculteurs (au moyen d'ententes de partage des frais) à semer des plantes couvre-sol d'hiver et à adopter d'autres stratégies de conservation du sol, pour en préserver la qualité et l'intégrité et mettre en valeur l'habitat d'hivernage de l'avifaune (Dunystee, 1992). Dans d'autres cas, la pression urbaine peut exacerber un conflit déjà déclaré

entre l'agriculture et la conservation de la biodiversité indigène. Ainsi, comme suite aux lois et aux règlements protégeant les meilleures terres agricoles contre le développement dans le sud de l'Ontario, les promoteurs ont aménagé des lotissements résidentiels dans les boisés restants de la zone carolinienne, avec comme conséquence un amenuisement accru de cet habitat déjà gravement menacé (Cundiff, 1993).

5.3 Conservation de la biodiversité en agriculture

Au Canada, la plupart des zones agricoles les plus menacées de perdre leur biodiversité (chapitre 3) sont des propriétés privées. Les motifs invoqués pour le maintien et l'accroissement de la biodiversité devront profiter directement au propriétaire foncier. On devra garantir à ce dernier que le rétablissement d'une certaine hétérogénéité d'habitat (p. ex. aménagement de haies) ne se fera pas au détriment de la récolte, et s'assurer de pouvoir évaluer les éventuels frais engagés pour la modification de l'habitat, afin de prévoir des incitatifs adéquats. Autrement dit, les propriétaires fonciers qui adoptent une conduite écologiquement judicieuse ne doivent pas être pénalisés mais bien récompensés.

L'amélioration et la conservation de l'habitat ne sont pas susceptibles de profiter à la totalité des groupes d'espèces, et, parallèlement, la conservation de la biodiversité aura des effets diversifiés sur l'agriculture. Tant les écologistes que les agronomes doivent absolument comprendre toutes les conséquences des recommandations adressées aux propriétaires fonciers. On doit s'entendre sur les objectifs, et réduire au minimum la probabilité de surprises telles que l'apparition imprévue de ravageurs.

De bonnes raisons agronomiques peuvent justifier la conservation de la biodiversité indigène, et plus spécialement des espèces étroitement apparentées aux plantes cultivées et aux espèces comestibles indigènes. En théorie, les techniques modernes de transfert génétique nous permettent d'introduire dans nos plantes cultivées les caractéristiques souhaitables de diverses espèces indigènes, pour

en stimuler le rendement, la résistance aux ravageurs et aux maladies, l'endurance, etc. Le Canada a actuellement recours à plusieurs stratégies pour préserver le germoplasme, depuis la création de banques de semis (Agriculture Canada, 1991) jusqu'à la préservation *in situ* des espèces sauvages dans les pâturages non exploités (Chu, 1992). Une telle conduite reconnaît la valeur potentielle inhérente à toute espèce, pour des raisons agronomiques, pharmaceutiques ou autres. Nous n'examinerons pas davantage cet aspect, mais l'estimation de la valeur de la biodiversité est discutée plus à fond au chapitre 13. Nous consacrerons plutôt le reste de cette section aux avantages que l'agriculteur ou le propriétaire foncier individuel est susceptible de retirer de la préservation de la biodiversité.

5.3.1 Biodiversité des sols — fondement d'une agriculture durable

La quasi-totalité des processus biologiques, ainsi que de nombreux processus abiotiques, sont directement ou indirectement régis par des microorganismes (Olembo, 1991). Les écosystèmes terrestres de surface sont en grande partie modulés ou régulés par des processus se déroulant dans le sol, grâce à des cycles de macro-éléments nutritifs (Coleman *et al.*, 1992). On voit donc que la «santé» de la microfaune du sol est essentielle à la durabilité à long terme des terres agricoles. Il en découle logiquement que nous devrions comprendre aussi bien ou même mieux les écosystèmes du sol (et par conséquent l'identité et la diversité de la complexe faune microbienne du sol) que les écosystèmes de surface. Malgré cela, c'est sur l'écologie des systèmes de surface qu'ont porté la majorité des recherches, et notre connaissance des processus physiques, chimiques ou biologiques des écosystèmes du sous-sol, en milieu agricole comme en milieu non agricole, est beaucoup moins solide ou exhaustive (section 5.5).

5.3.2 Avantages d'une plus grande diversité végétale

Une grande diversité végétale en zone cultivée n'est évidemment pas souhaitable, comme en témoigne le recours constant aux herbicides pour éliminer et limiter les mauvaises herbes indésirables. Par contre, Altieri et ses collaborateurs (Altieri and Whitcomb, 1979; Altieri and Letourneau, 1982; Altieri, 1991a) donnent de nombreux exemples où les mauvaises herbes assurent une protection naturelle des récoltes contre les ravageurs. Dans certains cas, on peut même semer délibérément des mauvaises herbes avec les cultures pour attirer et capturer les insectes indésirables (Hokkanen, 1991; Firbank, 1993) ou pour accroître le rendement à long terme en améliorant la fertilité du sol (Weiner, 1990). Au moins une espèce adventice canadienne est actuellement intégrée à un nouveau mode de gestion agricole; on a récemment découvert que la lupuline (*Medicago lupulina*) constituait, pour la culture de rotation, une excellente espèce qui enrichit le sol tout en repoussant d'autres mauvaises herbes (Benzing-Purdie *et al.*, 1991). Dès 1950, Cocannouer soulignait que certaines mauvaises herbes latifoliées peuvent jouer un rôle très utile dans les champs en ramenant vers la couche arable les minéraux du sous-sol, en ameublissant le sol au profit des racines des cultures et de certains animaux du sol, en emmagasinant les minéraux et les nutriments qui ne peuvent ainsi être entraînés par le vent ou le lessivage, en accroissant l'humidité du sol et, dans certains cas, en constituant de bons indicateurs de l'état du sol (Hill and Ramsay, 1977; Whitehurst, 1988; Day, 1992). Hurlé (1988) a mentionné qu'on peut définir des seuils économiques et temporels pour les populations de mauvaises herbes, et cerner les facteurs touchant l'équilibre entre les cultures et les mauvaises herbes dans la saison de croissance. On a recommandé de gérer les mauvaises herbes au lieu de les réprimer ou de les éradiquer sans discrimination (Whitehurst, 1988), et l'on a tenté de modifier l'attitude des agriculteurs à leur égard (Dekker and Anderson, 1981).

Dans les prairies, région où la plus forte proportion du territoire cultivé ou en jachère est traitée annuellement au moyen d'herbicides, deux des herbicides les plus courants (triallate et trifluraline) sont appliqués en prélevée ou en préplantation, avant qu'on puisse évaluer l'intensité de la concu-

rence exercée par les mauvaises herbes, ce qui limite grandement la possibilité d'appliquer une stratégie antiparasitaire mieux intégrée. En outre, on assiste depuis peu à l'émergence d'une tendance agronomique qui peut aller à contre-courant d'une stratégie antiparasitaire écologiquement rationnelle, soit l'application automnale en préplantation d'herbicides granulaires à libération lente.

5.3.3 Avantages d'une diversité de macro-invertébrés

L'approche monoculturelle à forte consommation de facteurs de production, qui a traditionnellement caractérisé les cultures annuelles, se distingue par une diversité exceptionnellement faible de macro-invertébrés. Parmi les espèces d'insectes qui composent la «biodiversité» des milieux agricoles, on dénote généralement un nombre disproportionnellement élevé de taxons «nuisibles» très répandus et mobiles, et un nombre également réduit d'insectes moins répandus (Holloway and Stork, 1991). Cette diminution des insectes et d'autres arthropodes inquiète les agronomes. Plusieurs études ont porté sur les aspects pratiques d'un accroissement de la diversité des prédateurs, des parasitoïdes ou des pollinisateurs dans les cultures en rangs par une plus grande hétérogénéité des plantes et de l'habitat adjacents (Altieri and Letourneau, 1982; Thomas and Wratten, 1988; Kevan *et al.*, 1991; Dennis and Fry, 1992). Une baisse dans la diversité des arthropodes s'accompagne d'une réduction du potentiel antiparasitaire naturel (Altieri and Whitcomb, 1979; Altieri and Letourneau, 1982; Altieri and Schmidt, 1985; Kevan, 1986; Altieri, 1987; Bugg *et al.*, 1987; Russell, 1989; Bugg, 1992). Une réduction dans le nombre d'insectes pollinisateurs, spécialement les bourdons, entraîne la perte de ce processus écosystémique essentiel que constitue la pollinisation (Williams, 1986; Kevan and Plowright, 1989; Kevan *et al.*, 1990a, 1990b; Corbet *et al.*, 1991). Il semble également que le processus de décomposition soit affecté (Morris *et al.*, 1991) et que la stabilité des communautés soit menacée (Holloway and Stork, 1991; Pimentel *et al.*, 1992; Waage, 1992).

Au Canada, on trouve un bon exemple dans la baisse des populations indigènes de mégachiles au Manitoba, attribuée à la destruction des habitats dans les années 1940 et au début des années 1950

(Stephen, 1955). P.G. Kevan (Université de Guelph, comm. pers.) a observé que l'accroissement de la taille des champs et la disparition de l'habitat de la mégachile s'accompagnaient d'une baisse de 1000 kg/ha à 150 kg/ha dans la production de graines de luzerne. Le même facteur peut avoir causé la chute radicale de la production de graines de luzerne en Ontario dans les années 1940.

5.3.4 Oiseaux et autres vertébrés — conséquences d'une plus grande diversité

Dans le contexte des avantages et des inconvénients découlant d'une plus grande biodiversité en milieu agricole, il est important de considérer la diversité des espèces sauvages de vertébrés. Quelques espèces d'oiseaux, dont la Corneille d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*), les carouges — surtout le Carouge à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*) et le Quiscale bronzé (*Quiscalus quiscula*) et la tourte, de même que quelques mammifères, dont le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), le raton laveur (*Procyon lotor*) et l'écureuil gris (*Sciurus carolinensis*), auraient exercé une grande influence sur les débuts de l'agriculture en Amérique du Nord. On dit que les Indiens de l'Amérique du Nord avaient mis au point des techniques particulièrement efficaces pour effaroucher les oiseaux, et surveillaient constamment leurs champs de maïs. Les tourtes, qui dévoraient le grain au moment de la semence et s'abattaient en nuées sur le maïs en train de mûrir dans les champs, causaient les pires problèmes aux premiers agriculteurs. Il semble que le premier semoir-enfouisseur ait été construit à la demande d'agriculteurs souhaitant protéger les graines de semence contre les oiseaux (Jones, 1974). Selon Jones (1974), l'écureuil gris était le mammifère nuisible le plus destructeur en Pennsylvanie et dans les États avoisinants, et sa répression était encouragée par de vastes (et coûteux) programmes de primes.

Que les inquiétudes soient fondées ou non, la perte de récoltes imputable aux espèces sauvages de vertébrés est un obstacle important à la création et à la préservation des habitats fauniques, et ce problème mérite d'être examiné.

Rodenhouse *et al.* (1993) estiment que seulement 10 des 215 espèces migratrices d'oiseaux terrestres causent des dommages importants aux récoltes sur une vaste superficie géographique, quoique certaines des espèces indésirables soient très abondantes. Le carouge à épaulettes est de loin le plus important. En agriculture comme en foresterie, nous avons élevé certaines espèces d'insectes au rang de grands ravageurs en leur offrant de vastes champs uniformes où elles peuvent se nourrir à volonté. On peut dire la même chose pour les oiseaux. Selon Stone *et al.* (1973), les carouges causent le plus de dommages aux récoltes là où la diversité des cultures et du paysage est faible, et où, par conséquent, les oiseaux ont une diversité réduite de sources de nourriture; la simplification du paysage due à la monoculture du maïs a signifié pour les carouges une plus grande dépendance envers cette culture. Malgré la propension du carouge à dévorer le charançon du maïs en période de reproduction, cela ne compense probablement pas les dégâts subis par le maïs en train de mûrir (Bendell and Weatherhead, 1982).

Dans l'Ouest canadien, on ne parle que des dégâts causés par la sauvagine au grain fauché et laissé à sécher dans les champs avant d'être combiné. Les agriculteurs peuvent se prévaloir d'un important programme d'indemnisation et d'assurance-récolte. Cependant, la plus récente analyse n'a établi que de faibles corrélations entre l'endommagement des cultures et l'abondance des oies et du Canard colvert (*Anas platyrhynchos*) qui est la plus abondante espèce de canard et celle qui engendre le plus de demandes d'indemnisation, alors qu'il existait toujours un lien beaucoup plus étroit entre l'endommagement des cultures et les retards dans le moment de leur récolte (Clark *et al.*, 1994). L'abondance des canards colverts ou des oies n'est pas considérée comme un facteur déterminant dans l'ampleur des dégâts subis par les cultures, même une fois pris en compte les effets de la chronologie de la récolte.

La relation oiseaux-récoltes suscite de longue date un grand intérêt. Cependant, pendant longtemps, les recherches ont porté non pas sur le problème de la déprédation des récoltes, mais plutôt sur le rôle potentiel des oiseaux dans la répression des ravageurs en agriculture et en foresterie. Le Service canadien de la faune a récemment commandé

une étude (Evenden, 1993a; 1993b) sur les fondements historiques et biologiques de ce qu'on a appelé l'«ornithologie économique». Une seule citation historique suffit; en 1749, Benjamin Franklin déclarait ce qui suit au sujet des carouges, dont nous avons parlé précédemment : «*En Nouvelle-Angleterre, les carouges étaient auparavant considérés comme inutiles et néfastes pour le maïs. On s'est efforcé de les détruire. En conséquence, le nombre de carouges a diminué, mais une sorte de ver dévorant l'herbe et dont se nourrissaient les carouges a commencé à se multiplier prodigieusement... On a alors vivement souhaité le retour des carouges*» (notre traduction; cité dans Glacken, 1967). Selon Jones (1974), la récolte de foin a tellement diminué après l'éradication des carouges qu'il a fallu en importer d'autres régions.

De nos jours, le territoire agricole est un milieu intensément manipulé où les champs sont vastes et où la superficie des habitats naturels est grandement réduite. Dans ce contexte, il est difficile de percevoir clairement le rôle que pourrait y jouer l'avifaune. Selon une étude (McFarlane, 1976) sur leur utilité comme agents de répression biologique, les oiseaux peuvent contribuer à atténuer les infestations *locales* d'insectes ravageurs (quoiqu'une bonne partie des données soient anecdotiques — p. ex. McAtee, 1922), mais leur principal avantage est d'exercer un effet modérateur à plus long terme sur les ravageurs agricoles dont la densité est faible à moyenne. Tout comme les insectes prédateurs et les parasitoïdes, les oiseaux peuvent atténuer la nécessité d'un épandage de pesticides, et ainsi réduire la fréquence des traitements. Il existe deux situations très bien documentées où les oiseaux ont joué un rôle économiquement très important dans la répression d'insectes indésirables; dans les deux cas, il s'agissait de pics. Le premier concerne la lutte contre les larves hivernantes du charançon du maïs (Barber, 1925, 1942; Wall and Whitcomb, 1964; Black *et al.*, 1970, 1971; Floyd *et al.*, 1971), et le second, la répression de la pyrale de la pomme dans les vergers de la Nouvelle-Écosse (MacLellan, 1958, 1971). Des recherches récentes ont démontré l'importance de la prédation aviaire pour limiter les sauterelles dans les pâturages (Fowler *et al.*, 1991) et les vers gris dans les champs de céréales, même dans le contexte moderne des pratiques agricoles intensives. Pour que les oiseaux puissent contrôler

jusqu'à un certain point les insectes nuisibles, certaines conditions sont nécessaires. Comme l'ont signalé certains des premiers chercheurs à avoir étudié la question, on ne peut s'attendre à ce que les oiseaux jouent un rôle antiparasitaire s'il n'existe pas, à proximité, d'habitat répondant à leurs autres besoins. Comme les oiseaux sont généralement plus actifs en bordure des champs (Best *et al.*, 1990), il est probable que plus le champ est vaste, moins la prédation aviaire sera efficace contre les ravageurs agricoles.

La question de l'incidence (nuisible ou bénéfique) des vertébrés sur les cultures gagnera probablement en importance avec l'acceptation croissante des initiatives de conservation de la biodiversité en milieu agricole. C'est là un thème que les scientifiques d'Environnement Canada doivent se préparer à aborder.

5.4 Obstacles et possibilités pour la conservation de la biodiversité dans les territoires agricoles

L'agriculture, qui joue un rôle central dans l'économie des Prairies et d'autres régions du Canada, fait l'objet d'une compétence partagée entre le fédéral et les provinces. Il existe une série complexe de programmes visant à atténuer, pour le secteur agricole, les effets des fluctuations subies par les prix des produits et à assurer des mesures d'équité et de soutien du revenu. Malgré les retombées sociales et économiques de ces programmes au niveau régional, la majorité des politiques agricoles sont conçues sans grande considération pour leurs répercussions environnementales à long terme. Selon la Commission mondiale sur l'environnement et le développement (1988), les interventions gouvernementales actuelles en matière agricole présentent trois grandes lacunes :

- les interventions sont dominées par des considérations à court terme et sont dénuées d'orientation écologique;
- les interventions s'insèrent souvent dans un cadre d'envergure nationale, sans égard à la disparité des besoins régionaux;

- les interventions (mesures incitatives) sont basées sur la production et encouragent la dilapidation du capital-ressource agricole.

En théorie, les conditions économiques et les forces du marché devraient influencer grandement sur le comportement de l'agriculteur quant au choix des cultures et à l'utilisation des terres. Par exemple, on dit que la récente tendance (depuis les années 1970) en faveur d'une conversion agricole à grande échelle des zones humides et des terres marginales dans les prairies est en grande partie motivée par la hausse du prix des céréales (Environmental Management Associates, 1993). Par ailleurs, on a également affirmé que, dans une conjoncture où les contraintes de l'offre ont disparu (p. ex. par l'action des offices de commercialisation tels que la Commission canadienne du blé), il y a disjonction entre les forces économiques et le comportement de l'agriculteur (Girt, 1990).

En introduisant de nouvelles mesures incitatives et dissuasives, les programmes et les politiques agricoles influencent fortement les pratiques d'aménagement du territoire, avec des répercussions significatives sur la qualité de l'environnement et la biodiversité. Diverses études récentes commandées par les ministères fédéraux de l'Agriculture et de l'Environnement ont cerné plusieurs des problèmes créés par les politiques agricoles canadiennes (Sawatzky, 1989; Federal-Provincial Agriculture Committee on Environmental Sustainability, 1990; Girt, 1990). Il existe plusieurs autres bonnes études actuelles sur les éventuelles incidences environnementales des programmes agricoles, y compris du récent Régime d'assurance du revenu brut (RARB), du régime de contingentement de la Commission canadienne du blé et du régime de fiscalité foncière (Barber, 1991; Sawatzky, 1993; Thornton *et al.*, 1993a, 1993b). On a reproché aux programmes agricoles de comporter divers aspects nuisibles à la conservation; ainsi, dans le cadre du RARB (tel que modifié en 1992), l'assurance-production pénalise les producteurs qui adoptent des pratiques favorables à la conservation du sol, comme la rotation étendue des cultures et/ou le travail de conservation, en faisant une distinction entre les taux de couverture pour le rendement des champs en jachère et des champs en chaume; ce régime, ainsi que les quotas de la Commission canadienne du blé, offrent une incitation

économique à cultiver les terres marginales (Girt, 1990; Scott, 1991; Sawatzky, 1993; Thornton *et al.*, 1993a, 1993b). On déplore également les politiques de la Commission canadienne du blé, qui dissuadent les agriculteurs de diversifier leurs cultures en pénalisant, dans les faits, les producteurs qui consacrent à des cultures spécialisées plus du tiers de leur superficie ensemencée annuellement, ainsi que les régimes d'assurance (p. ex. le RARB tel que modifié en 1992) qui réduisent les risques liés à une culture unique sans couvrir les fourrages, les semences de fourrage, les prairies artificielles et les pâturages (Girt, 1990; Environmental Management Associates, 1993; Thornton *et al.*, 1993a, 1993b).

Les difficultés affrontées par les producteurs d'aliments biologiques au Canada, en raison de nombreux obstacles d'infrastructure qui diminuent leur efficacité, illustrent bien la rigidité des programmes actuels et la pression institutionnalisée de se conformer à des pratiques agricoles classiques (Hill and MacRae, 1992). La chose mérite d'être soulignée, considérant les incidences probables de l'emploi des pesticides sur la biodiversité (section 5.5.3). Les agriculteurs canadiens qui souhaitent préserver l'habitat faunique sur leurs terres doivent également contrer la pression résultant des programmes et des politiques agricoles qui comportent trop d'incitation à convertir l'habitat naturel en surface cultivée, et pas assez à le conserver (c'est-à-dire que le maintien ou l'amélioration de l'habitat ne rapporte rien financièrement). Le régime de contingentement de la Commission canadienne du blé, basé sur la superficie cultivée, de même que le RARB (modification de 1992), qui garantit un rendement minimum pour les terres marginales, sont des exemples de politiques contraires aux efforts de conservation (Scott, 1991; Sawatzky, 1993; Thornton *et al.*, 1993a, 1993b). Scott (1991) a relevé plusieurs autres facteurs qui continuent de favoriser la conversion agricole de l'habitat naturel : 1) les coûts engagés pour cultiver les habitats naturels peuvent être déductibles d'impôt; 2) il est souvent moins coûteux de cultiver un habitat naturel que d'acheter d'autres terres cultivées; 3) les propriétaires fonciers doivent payer des taxes sur les terres contenant un habitat naturel; 4) le drainage des zones humides situées sur des terrains privés continue d'être subventionné par l'État.

Une évaluation hâtive des effets du RARB sur le choix des cultures et sur les pratiques culturales (Environmental Management Associates, 1993) n'a pas permis de confirmer la plupart des sombres prévisions écologiques basées sur l'hypothèse voulant que «le comportement économique des agriculteurs serait logiquement cohérent». Certains avancent qu'en raison de la jeunesse relative du RARB, les agriculteurs n'ont pas encore réorienté en profondeur leurs pratiques culturales. Les données disponibles sur certains aspects de l'agriculture (p. ex. l'utilisation des pesticides) ne nous permettent pas d'évaluer pleinement l'incidence de ce nouveau programme d'assurance-revenu. La principale constatation, à ce jour, est que le RARB fait partie des politiques actuelles qui semblent encourager le drainage des terres humides (Environmental Management Associates, 1993). Selon un sondage récent auquel ont répondu 6142 agriculteurs (envoi de 9597 questionnaires postaux, taux de réponse de 64 %) participant au RARB (en 1992, ce programme englobait 78 % du territoire agricole canadien admissible), 17 % des répondants dont les terres contenaient encore des zones humides en avaient drainé une ou plusieurs entre 1990 et 1992 (Environmental Management Associates, 1993). Environ 5 % d'entre eux imputaient au RARB la raison de ce drainage. Et pourtant, le Canada s'est doté d'une Politique fédérale sur la conservation des zones humides (Gouvernement du Canada, 1991), qui engage tous les ministères fédéraux à atteindre un objectif de **prévenir toute perte nette de fonctions des terres humides** dans les secteurs visés par les programmes fédéraux et où l'élimination ou la dégradation des terres humides a atteint des proportions critiques. De l'avis de tous, cette disposition devrait s'appliquer à la prairie fortement cultivée et aux écorégions des Grands Lacs et du Saint-Laurent dont la biodiversité est déjà considérée en grave péril (section 3.2). Face à ces constatations, les consultants (Environmental Management Associates, 1993) ont recommandé l'adoption de mesures visant à décourager activement le drainage des zones humides (à l'instar du programme américain «Swampbuster»), et l'établissement de mesures d'encouragement à la conservation des zones humides ou à leur création. Il semble que le RARB encourage également une petite proportion d'agriculteurs à cultiver les bordures des champs et les zones riveraines.

Même si l'on continue de discuter jusqu'à quel point se concrétiseront les incidences prévues des récentes politiques agricoles, une partie du problème peut résider dans le caractère universel de nombreuses politiques agricoles, qui ne tiennent compte ni des ressources naturelles propres à chaque exploitation agricole (à l'exception des rendements précédents), ni du fait que les pratiques d'aménagement les plus appropriées à un type de terre ne le sont pas nécessairement pour un autre type (Commission mondiale sur l'environnement et de développement, 1988). Des politiques et des programmes universels exercent les mêmes pressions de production sur toutes les exploitations agricoles, sans égard aux facteurs locaux comme le type de sol, son érodabilité, la configuration des pluies, le régime de drainage ou l'étendue d'habitat indigène conservée. En conséquence, même si les programmes et politiques agricoles tentent sérieusement de faire de la pérennité de l'environnement une composante inhérente de leur structure, il demeure nécessaire de procéder à une certaine évaluation des ressources naturelles de chaque exploitation agricole, et d'assouplir suffisamment les programmes agricoles pour qu'ils favorisent, à partir des ressources particulières du terrain, une gestion agricole écologiquement rationnelle. Le programme Ontario Environmental Farm Plan, financé par le Plan vert du Canada sous la direction des producteurs agricoles (Ontario Farm Environmental Coalition, 1992), constitue un pas intéressant dans cette direction. Il existe un programme similaire pour l'Île-du-Prince-Édouard (Dunn, 1993). Le but est de fournir aux agriculteurs les outils dont ils ont besoin pour évaluer les options de gestion qui s'offrent à eux, et donner une orientation plus écologique à leurs activités agricoles. De nombreux autres programmes prônant une agriculture plus durable, comme le Programme national de conservation des sols et des eaux et le Programme d'établissement d'un couvert végétal permanent, ont été établis par accord fédéral-provincial dans le cadre du Plan vert du Canada (Dunn, 1993). D'autres programmes (p. ex. découlant du Plan nord-américain de gestion de la sauvagine) sont plus directement axés sur l'habitat faunique. La majorité de ces programmes étant à leurs débuts, il est trop tôt pour dire s'ils contribueront à atténuer les incidences indésirables des grandes politiques agricoles abordées ci-dessus. Le Programme d'établissement d'un couvert végétal permanent s'applique déjà à un demi-million d'hectares.

De toute évidence, l'optique selon laquelle on abordera les thèmes de la gestion agricole, de l'habitat non cultivé en milieu agricole et, plus généralement, de la biodiversité dépendra de l'économie agricole, des politiques gouvernementales, des producteurs agricoles et de la sensibilisation du grand public à l'importance de la biodiversité sur le territoire agricole. Il est nécessaire d'harmoniser les politiques des divers ministères; par exemple, le financement public du drainage des terres humides contredit clairement la politique gouvernementale encourageant la conservation des terres humides. On doit se pencher sérieusement sur les autres mesures qui incitent à la conversion agricole des habitats naturels et qui en découragent la conservation, et remanier les politiques en cause afin de favoriser la conservation. Le cadre d'action des politiques et des programmes agricoles devrait favoriser la préservation du capital-ressource agricole. En outre, sur la foi des données illustrant les avantages pour la biodiversité d'une agriculture à intrants réduits (section 5.5.3), il faudrait éliminer les obstacles qui empêchent les agriculteurs pratiquant l'agriculture biologique de participer pleinement aux programmes gouvernementaux.² Il est également nécessaire de prendre en compte les ressources naturelles de chaque terre agricole et d'assouplir suffisamment les programmes et les politiques agricoles pour encourager adéquatement l'adoption de bonnes pratiques culturales dans les divers types d'espace agricole. Environnement Canada devrait saisir toutes les occasions de collaborer avec Agriculture et Agro-alimentaire Canada pour faire en sorte que les politiques agricoles fédérales favorisent la pérennité de l'environnement et la conservation de la biodiversité indigène.

5.5 Effets de diverses pratiques culturales sur la biodiversité en milieu agricole

Les sections précédentes ont dressé un cadre général de formulation du problème consistant à rendre compatibles l'agriculture et la biodiversité. Comme dans d'autres pays industrialisés, les sys-

tèmes agroécologiques canadiens constituent des milieux productifs fortement manipulés dont le maintien du rythme de production, selon les modèles de gestion classiques, exige l'apport d'engrais et de pesticides et l'emploi de machinerie. Ces intrants, et d'autres pratiques agricoles, entraînent diverses incidences environnementales indésirables; dans cette section et la suivante (5.6), nous tenterons d'en exposer les répercussions générales sur la biodiversité. Dans la section 5.7, nous exposerons quelques-unes des mesures concrètes pouvant être prises pour atténuer certains de ces incidences et préserver la biodiversité en milieu agricole.

On doit se rendre compte que les incidences de l'agriculture sur le biote varient fortement selon la région et l'espèce, et qu'on n'a généralement pas étudié les effets localisés pour de nombreuses espèces. Soulignons également, au départ, que très peu de recherches pertinentes ont été réalisées au Canada. L'objectif d'une évaluation scientifique telle que celle-ci est de délimiter les zones de consensus aussi bien que les zones de divergence, et de tenter, si possible, de faire une extrapolation pour la situation canadienne; on disposera alors d'une base pour formuler des recommandations sur les besoins en recherches ou en politiques.

5.5.1 Labour, récolte et autres opérations mécaniques

Ce sont en définitive les propriétés physico-chimiques fondamentales du sol qui déterminent les types de biote que peut abriter une terre arable. Alors que les propriétés *chimiques* du sol sont très peu touchées par des pratiques culturales agressives (Stearman *et al.*, 1989; Arshad *et al.*, 1990; Capriel *et al.*, 1992; Wood and Edwards, 1992), nombre de ses propriétés *physiques*, dont sa teneur en eau, son aération, sa compaction, sa porosité et sa température, sont modifiées par le travail du sol (Phillips *et al.*, 1980; Gebhardt *et al.*, 1985; Unger, 1990; Prasad and Power, 1991). Le labourage fait d'un système de sol relativement stable un milieu où la température et l'humidité varient beaucoup

² D'après un compilateur d'Agriculture et Agro-alimentaire Canada, l'agriculture biologique, par sa plus grande dépendance envers le travail du sol pour la répression des mauvaises herbes, peut aggraver l'érodabilité du sol. Nous reconnaissons cette éventuelle situation conflictuelle.

plus (Moore, 1977). Dans les terres arables, on a observé que les populations sauvages de plantes, d'insectes et de vertébrés réagissent toutes à un changement de méthode de labour.

5.5.1.1 Détérioration du sol et labour favorable à la conservation

Le labour rend le sol sensible à l'érosion éolienne et hydrique, qui peut modifier la teneur en matières organiques et en azote de la couche arable (Fleige and Baeumer, 1974; Comité permanent de l'agriculture, des pêches et des forêts, 1984; Pimentel *et al.*, 1989; Wood and Edwards, 1992). Les pertes de sol peuvent être assez substantielles; l'agriculture intensive peut causer un phénomène de disparition de la végétation, d'érosion et de désertification similaire au «Dust Bowl» de 1935, où, selon les seules estimations du ministère de l'Agriculture des États-Unis, 40 millions d'hectares de terres arables des Grandes plaines avaient été ruinés pour l'agriculture et 40 millions d'hectares avaient été gravement altérés (Biswas, 1984; Myers *et al.*, 1984; Burger, 1985). Le taux de renouvellement de la couche arable, dans des conditions naturelles, est d'environ 0,8 mm par année, soit quelque 0,5 à 1,0 t/ha par an (Benzing-Purdie *et al.*, 1991; Larney, 1992). Toute perte de sol supérieure au taux naturel de formation finira par réduire la qualité du sol (Benzing-Purdie *et al.*, 1991). Dans une parcelle expérimentale sise près de Lethbridge (Alberta), six événements d'érosion survenus entre le 4 avril 1991 et le 11 mai 1992 ont entraîné, en tout, la disparition de 178 t/ha (profondeur de 18 mm) de couche arable, sur un sol de limon argileux en jachère d'été (Larney, 1992). L'amenuisement du sol affaiblit sa capacité productive; on estime que l'érosion d'une couche de 24 mm peut réduire les rendements de blé de 3,75 à 8,5 boisseaux par

hectare (Comité permanent de l'agriculture, des pêches et des forêts, 1984).

Dans la baie Rondeau, en Ontario, le débit solide (charge de sédiments) est de 17,7 mg/L, mais durant les orages d'été, il peut brusquement s'élever à 63 250 mg/L (Ontario Ministry of the Environment, 1982). L'érosion du sol cause l'envasement des cours d'eau et des zones humides, ce qui a des effets négatifs sur de nombreux organismes aquatiques, dont les poissons, les invertébrés et les plantes (McCabe and Sandretto, 1985). Une forte augmentation de la turbidité entraîne la mort des plantes aquatiques, en abaissant la luminosité sous leurs seuils de compensation (Crowder and Bristow, 1988). La disparition des macrophytes aquatiques crée un «cercle vicieux»: l'élimination des plantes intensifie la remise en suspension des sédiments fins, ce qui empêche une recolonisation par les macrophytes (Crowder and Bristow, 1988).

Les diverses formes de labour favorisent la conservation, dont le labour réduit, le semis direct et le labour minimum, atténuent généralement les perturbations physiques du sol et laissent à la surface du sol non labouré les résidus de culture de la saison de croissance précédente. Les semences peuvent être plantées directement dans le sol non labouré. Du point de vue de la biodiversité, le labour de conservation est donc doublement avantageux, pour la faune du sol et pour la conservation du sol.³ On estime que sur l'ensemble des terres préparées pour l'ensemencement au Canada en 1991, environ 31 % ont fait l'objet d'une quelconque forme de labour cultural favorise la conservation, alors que le reste, soit 69 %, était labouré de façon classique (Statistique Canada, 1992).

³ Des compilateurs d'Agriculture et Agro-alimentaire Canada ont indiqué que les facteurs économiques sont en fait le principal moteur qui explique la popularité croissante du travail du sol axé sur la conservation. Cette pratique réduit l'érosion, accroît l'infiltration d'eau, atténue le ruissellement et abaisse les frais de combustible et de main-d'oeuvre. Selon Bailey *et al.* (1992), les pratiques de travail minimum et de semis direct peuvent réduire l'incidence de la pourriture commune des racines grâce à l'accroissement de l'humidité du sol, quoique les effets soient variables selon le stade d'évolution de la maladie. Lafond *et al.* (1993) ont procédé à une analyse économique des achats d'intrants et de machinerie dans des exploitations basées sur le semis direct, le travail minimum et le travail classique en combinaison avec une rotation des cultures, dans le centre-est de la Saskatchewan. Le régime de semis direct consommait moins de combustible mais plus d'herbicides que le travail minimum et le travail classique, de sorte que les coûts de production s'équivalaient pour tous les régimes (Lafond *et al.*, 1993). Cependant, les régimes de travail réduit donnaient de meilleurs rendements de pois des champs, de lin et de blé de printemps que le travail classique, surtout en raison d'une meilleure conservation de l'humidité du sol (Lafond *et al.*, 1993).

Dans les exploitations agricoles classiques où le sol est labouré dans une optique de conservation, on peut appliquer de plus fortes doses d'herbicides pour combattre les mauvaises herbes, à un point tel que, sur le plan de la diversité, le problème consiste alors à mettre en balance les effets des herbicides par rapport à ceux d'une perturbation mécanique (Castrale, 1985). Face à ce dilemme, la majorité des écologistes continuent de favoriser les méthodes de semis direct, eu égard aux avantages environnementaux d'un labour réduit et à la possibilité de réduire au minimum les effets néfastes des herbicides par un meilleur choix de produits (Batt *et al.*, 1980, 1985) et une meilleure maîtrise mécanique de la dérive. Certains agriculteurs biologiques emploient des méthodes de labour minimum, qu'ils peuvent toutefois combiner à des cultures de couverture, et occasionnellement au discage mécanique et/ou au fauchage, pour l'élimination des mauvaises herbes (Altieri, 1992).

5.5.1.2 Incidences sur la diversité végétale

La composition réelle des communautés adventices est fonction de la disponibilité des graines; cependant, les types et les régimes de perturbation découlant des pratiques d'aménagement déterminent grandement les caractéristiques de la végétation adventice dans les écosystèmes agricoles (Bazzaz, 1983). Le moment et l'ampleur des labours culturaux et des applications d'herbicides, les méthodes de dispersion des semences ainsi que la période de germination des espèces non cultivées par rapport aux espèces cultivées sont des facteurs importants dans la prédominance des espèces au sein des communautés adventices (Hill *et al.*, 1989; Derksen *et al.*, 1993). Les techniques de gestion disponibles pour combattre les mauvaises herbes sont très différentes en régime de labour réduit et en régime classique. En régime classique, la majorité des graines sont enfouies, ce qui réduit la densité des mauvaises herbes (Cousens and Moss, 1990; Mohler and Calloway, 1992) puisque les graines de la plupart des mauvaises herbes ont besoin de lumière pour germer et que le taux de pourriture des graines est plus prononcé lorsqu'elles sont enfouies. Par ailleurs, la perturbation du sol a pour effet de ramener à la surface certaines graines dont la germination est favorisée par l'exposition à la lumière (Froud-Williams *et al.*, 1984). Dans la phase de transition vers un système de semis direct, une plus forte utilisation des herbi-

cides semble nécessaire; plus tard, dans le maintien d'un régime de semis direct bien établi, le recours aux herbicides chimiques est semblable ou inférieur à ce qu'exigent les champs labourés de façon classique (Elliott and Coleman, 1988; Soil and Water Environmental Enhancement Program, 1993). Il en est ainsi parce que la perturbation est minimale et que la majorité des plantes libéreront leurs graines très localement, ce qui demande des traitements ponctuels et localisés plutôt qu'un épandage à grande échelle. En général, la moindre perturbation du sol découlant du semis direct favorise les adventices graminées, vu l'absence d'herbicides sélectifs pour les cultures céréalières. On peut supprimer la croissance des adventices graminées associées au régime du semis direct en pratiquant une rotation des cultures et/ou par l'application de graminicides sélectifs dans les cultures dicotylédones (Derksen *et al.*, 1993). On a également constaté, lors de recherches menées en Saskatchewan (Derksen *et al.*, 1993) et en Ontario (Saddler Richards, Ecologistics Limited, Lucan, Ontario, comm. pers.), que les espèces disséminées par le vent (p. ex. l'espèce *Acer*, *Daucus carota*, *Taraxacum officinale*) dominaient les milieux à semis direct.

5.5.1.3 Incidences sur la diversité des invertébrés

Depuis de nombreuses années, le labour sert à combattre les insectes du sol (Villani and Wright, 1991). Selon la majorité des études, le labourage entraîne une réduction constante et mesurable des populations d'invertébrés, et après plusieurs années de labourage, on observe des baisses de population considérables chez la majorité des principaux groupes d'invertébrés (Schaller, 1968; Edwards and Lofty, 1975, 1982; Hanson *et al.*, 1990; Miller, 1993). Même si la conversion agricole des terres herbeuses exerce sans aucun doute une incidence importante et durable sur les populations d'invertébrés (Benzing-Purdie *et al.*, 1991), il semble que les incidences du labour soient peu importantes, puisque les populations d'invertébrés se rétablissent généralement dans les six mois suivant l'arrêt du labour (Madge, 1981). Toutefois, les invertébrés sont une composante essentielle des chaînes alimentaires naturelles, et sont d'une importance *permanente* pour le recyclage des éléments nutritifs, pour la pollinisation des plantes et comme source de nourriture pour d'autres espèces

fauniques. En outre, il est peu probable que la grande diversité d'espèces d'insectes touchées puissent se rétablir au même rythme. Généralement, les champs assujettis à un labour minimum (favorisant la conservation) présentent une plus grande abondance et une plus grande diversité d'arthropodes et de vers de terre que les champs labourés de façon classique (Edwards and Lofty, 1975, 1982; Blumberg and Crossley, 1983; House and Stinner, 1983; Fraser, 1993). Warburton and Klimstra (1984) ont constaté que les champs de maïs cultivés sans labour abritaient une communauté d'invertébrés mieux équilibrée, avec une forte proportion d'insectes prédateurs, tandis que les champs de maïs labourés étaient envahis par des ravageurs agricoles. Les groupes d'invertébrés sont diversement touchés par les perturbations physiques, en raison de leur répartition verticale dans le sol, de leur mobilité, de leurs pouvoirs de dispersion, et de leur vulnérabilité aux perturbations. Le choix du moment des opérations mécaniques est important pour certaines espèces; par exemple, le fait de faucher et de mettre en ballots simultanément la luzerne au moment où celle-ci commence à fleurir mais avant la nouaison (c'est-à-dire au maximum nutritif de la plante) cause l'intégration, dans les ballots, d'un grand nombre de bourdons morts qui sont ensuite broyés par la machinerie (P. G. Kevan, obs. pers.).

5.5.1.4 Incidences sur la diversité des vertébrés

Environ 80 % de la région des prairies et du parc forestier du Canada est aujourd'hui intensément cultivée (Millar, 1986). Cette même région constitue le principal habitat de reproduction de plus de 50 % de la population continentale de canards colverts, et cinq huitièmes des canards abattus par les chasseurs de l'Amérique du Nord en sont originaires (Smith *et al.*, 1964; Lodge, 1969). En l'absence d'un couvert de nidification naturel, la sauvagine niche plus fréquemment dans les champs cultivés (Higgins, 1977). Malheureusement, la période choisie pour certaines activités agricoles coïncide avec les saisons de nidification de plusieurs espèces d'oiseaux, et de nombreux nids sont détruits par la machinerie.

Souvent, les instruments aratoires de surface tuent ou blessent des oiseaux nicheurs et des petits mammifères (Rodenhouse and Best, 1983); les ter-

res non labourées peuvent contenir jusqu'à 12 fois plus de nids de sauvagine que les terres cultivées, et abriter 16 fois plus de canetons (Higgins, 1977). Le labour du sous-sol et la mise en jachère sans labour se sont avérés des méthodes beaucoup moins destructives pour l'avifaune (Rodgers, 1983; Rodenhouse and Best, 1983). Rodgers (1983) a constaté qu'en employant une lame subsuperficielle au lieu de labourer le sol en surface pour réprimer les mauvaises herbes, on peut épargner jusqu'à 53 % des nids d'oiseaux présents dans la chaume du blé. Dans les terres agricoles non travaillées où la plantation s'est faite au printemps, Cowan (1982) a observé que la production totale de canards était de 3,8 fois supérieure à ce qu'on voyait dans les terres travaillées de façon classique, mais seulement si les agriculteurs prenaient soin de ne pas écraser les nids et de couvrir les oeufs durant les semailles. Sans cet effort additionnel, l'augmentation aurait été faible (Cowan, 1982). La méthode de labour peut être un facteur qui influe sur le taux de mortalité des oiseaux; cependant, la période des opérations d'ensemencement et de récolte et les types précis de machinerie utilisée sont des facteurs importants. Par exemple, Cowan (1993) a noté que les semoirs mécaniques munis de roues tasseuses et de disques rayonners étroits détruisaient moins de nids que les semoirs aux traceurs de sillon et aux roues tasseuses relativement larges. Il est important de souligner qu'on peut échelonner certaines opérations mécaniques de façon à réduire la destruction des espèces fauniques; par exemple, en Iowa, le report de la coupe du foin (1^{er} juillet - 20 août) a permis à davantage de canetons nichant dans les champs de foin d'atteindre la maturité (Burgess *et al.*, 1965; Warner *et al.*, 1987), quoique ce report ait pu diminuer la qualité de la récolte (Dale, 1993). Il faut examiner davantage la possibilité de modifier la période de certains travaux agricoles pour permettre aux oiseaux de mener à terme leur cycle de nidification. Les recherches actuelles portent sur la mise au point de variétés de blé d'hiver résistantes à la maladie, qu'on pourrait semer dans les Prairies et dont les dates d'ensemencement et de récolte ne coïncideraient pas avec la période de nidification des canards (Trottier, 1993). Par ailleurs, des cultures d'hiver contribueraient également à réduire l'érosion du sol.

5.5.2 Engrais

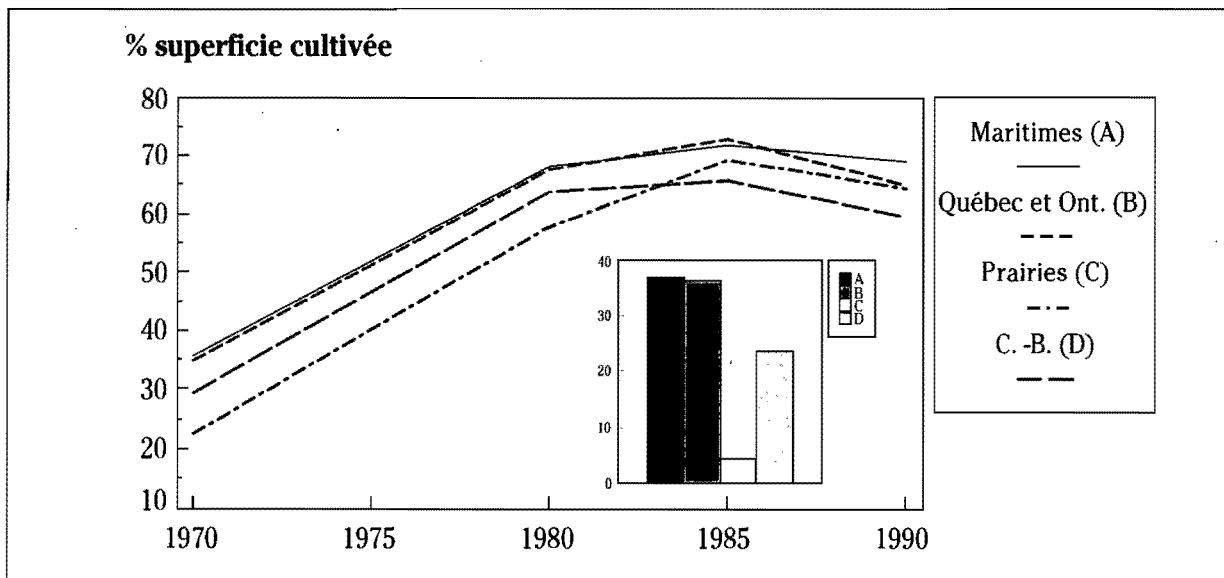
Les milieux agricoles traités classiquement donnent lieu à une plus grande «ouverture» des cycles des éléments nutritifs, avec apport et élimination des éléments plutôt qu'un recyclage interne (van Monsjou, 1975). Cette situation est partiellement imputable à la pratique d'une agriculture spécialisée et, de ce fait, à la production de grandes quantités de déchets organiques dans des lieux éloignés des zones cultivées (Voorburg, 1983). Les engrais inorganiques industriels, qu'on peut facilement transporter et épandre et qui peuvent être appliqués avec beaucoup de précision et d'efficacité, ont gagné en popularité aux dépens du fumier. Depuis les années 1930, l'utilisation des engrais commerciaux sur le territoire agricole canadien a augmenté tant en tonnage qu'en superficie traitée (Benzing-Purdie *et al.*, 1991). On observe également une hausse constante de la teneur en éléments nutritifs des engrais manufacturés, particulièrement en azote et en phosphore (Benzing-Purdie *et al.*, 1991). Entre temps, la croissance de l'industrie de l'élevage du bétail a aggravé le problème des déchets animaux, dont l'élimination pose de graves difficultés aux agriculteurs. Nombre d'entre eux ont tenté d'en réduire les coûts en

épandant les quantités excédentaires de déchets sur des terres facilement accessibles, accroissant ainsi le risque de pollution aquatique (Morris, 1971). La figure 5.3 illustre la proportion des superficies traitées à l'engrais entre 1970 et 1990. Dans le dernier recensement de l'agriculture, les agriculteurs devaient chiffrer leur utilisation des fumiers. Dans l'ensemble, environ 9 % de la superficie traitée à l'engrais était traitée avec du fumier, quoiqu'il y ait eu une forte variation interrégionale (figure 5.3). Le prix élevé des engrais et l'importance des matières organiques pour certaines structures pédologiques incitent maintenant de nombreux agriculteurs à envisager un retour aux engrais organiques pour les terres arables (Voorburg, 1983).

Tout comme certains engrais inorganiques, les fumiers contiennent les principaux éléments nutritifs, dont l'azote, le potassium, le phosphore et le soufre, ainsi que la chaux et des éléments-traces, quoiqu'en proportions hautement variables (Gaudette et Zizka, 1982). Les déchets animaux sont également profitables pour le pH du sol, sa structure, sa résistance à l'érosion, sa température, sa teneur en matières organiques et sa capacité

Figure 5.3

Pourcentage de la superficie cultivée avec emploi d'engrais chimiques, 1970-1990. (En médaillon : Superficie traitée avec du fumier exprimée en pourcentage de la superficie traitée avec des engrais chimiques, 1990.)



Source : Statistique Canada (1993)

d'infiltration par l'eau et de rétention d'eau (Barnett, 1982). Le pouvoir polluant des déchets animaux est similaire à celui de tout autre engrais contenant des éléments nutritifs et peut être limité, par exemple au moyen des mesures antiérosion. Cependant, malgré les avantages des engrais organiques, la plupart des études concluent que l'azote essentiel contenu dans les fumiers est moins efficace que celui contenu dans les engrais chimiques; quant aux autres éléments, comme le phosphore et le potassium, leur efficacité est à peu près identique (Smith and Unwin, 1983; van Dijk and Sturm, 1983).

Les fumiers organiques contiennent des matières riches en azote qui, sous l'action des micro-organismes du sol, se libèrent lentement et peuvent améliorer considérablement la fertilité du sol à moyen et à long terme (van Dijk and Sturm, 1983). On tente souvent d'optimiser le rendement économique des fumiers organiques en les utilisant surtout comme sources de phosphore et de potassium et en y ajoutant un engrais inorganique azoté (Smith and Unwin, 1983). Des études comparatives effectuées en Allemagne révèlent qu'après plusieurs années, les champs traités avec une combinaison de fumier organique et d'engrais inorganiques produisaient des rendements significativement plus élevés que les champs traités exclusivement à l'aide d'engrais inorganiques (Smukalski and Kundler, 1983). Au Canada, Stonehouse and Narayanan (1984) ont constaté que le fait d'épandre le fumier au moment optimal permettait d'accroître considérablement les taux de rétention des éléments nutritifs des plantes, et ainsi de réduire de plus de 50 % la quantité d'engrais commercial nécessaire, malgré une hausse des coûts de main-d'oeuvre et d'utilisation de tracteur.

En résumé, un recours accru aux fumiers dans les champs serait non seulement favorable à la santé et à la diversité de la microflore pédologique, mais réduirait également les incidences hors-site dus à une élimination inadéquate des fumiers.

5.5.2.1 Incidences sur la diversité végétale

Les récents modèles sur le développement des communautés végétales accordent un rôle important à la compétition comme facteur de limitation des éléments nutritifs du sol (Mahn, 1988; Tilman, 1988). Dans de nombreux écosystèmes, l'accroisse-

ment des éléments nutritifs semble favoriser les espèces végétales hautement compétitives au détriment des espèces moins compétitives, ce qui entraîne une réduction de la diversité globale des espèces (Mahn, 1988; Orians and Lack, 1992). Les milieux riches en éléments nutritifs tendent à être dominés par les graminées, aux dépens des dicotylédones (Hobbs and Huenneke, 1992). En présence d'un taux minimum d'éléments nutritifs, les sols plus pauvres abritent généralement des espèces végétales plus diversifiées et/ou plus rares; on l'a constaté en zones humides (Moore *et al.*, 1989; Boutin and Keddy, 1993), en prairies (Brotherton, 1977; Fuller, 1987; Bakker, 1989; Putman *et al.* 1991) et sur des terres arables (Boatman and Wilson, 1989). La moindre diversité d'espèces due à l'épandage d'engrais azoté peut s'expliquer partiellement par une hausse disproportionnée de la mortalité chez les espèces plus petites ou héliophiles dans des sites productifs de faible éclaircissement (Kirchner, 1977; Gibson, 1988; Carson and Pickett, 1990; Goldberg and Miller, 1990).

Apparemment, certaines variétés de cultures sont choisies pour leur croissance vigoureuse après addition d'engrais; (National Academy of Sciences, 1989); les espèces adventices semblent réagir plus diversement aux engrais. Boatman and Wilson (1989) ont observé que l'épandage supplémentaire d'engrais azoté dans des champs expérimentaux de céréales au Royaume-Uni entraînait plusieurs effets : une forte modification dans la composition des espèces adventices, une baisse de la diversité générale des espèces et aucun changement significatif dans la biomasse adventice totale. Dans une expérience complémentaire, Grundy and Boatman (1991) ont conclu qu'une baisse des apports d'engrais azotés n'entraînait pas une plus forte compétition des mauvaises herbes dans les champs expérimentaux de céréales. Contrairement aux avantages présumés de la fertilisation, les interactions positives entre l'accroissement de la teneur en azote et l'apparition de maladies foliaires sont bien reconnues (Gäumann, 1950; Kowalski and Visser, 1981; Jenkyn and Finney, 1981; Tinker and Widdowson, 1982). Il existe un exemple bien documenté, celui où, dans les années 1940 et 1950 au Japon et en Asie du Sud-est, des tentatives d'accroître la production par l'introduction de nouvelles variétés à haut rendement et l'emploi d'engrais se sont soldés par de graves infestations de la

pyriculariose du riz, qu'il a fallu combattre par des programmes d'application de fongicides subventionnés par le gouvernement (FAO, 1966).

5.5.2.2 Incidences sur la microfaune du sol

Pour la faune du sol, la teneur en matières organiques et la densité du sol ou sa compaction constituent les facteurs environnementaux vitaux. Un climat caractérisé par des précipitations abondantes semble également favoriser l'édaphon; la microfaune est plus gravement affectée par la compaction et une faible teneur en matières organiques dans les régions semi-arides (Foissner, 1992). Selon certaines études, l'application répétée des éléments nutritifs contenus dans les engrais inorganiques peut supprimer la production de certains enzymes du sol participant aux cycles des éléments nutritifs (p. ex., l'amidase dans le cycle de l'azote) (Dick, 1992). On a cru que la baisse initiale de productivité des récoltes durant la conversion entre une agriculture basée sur l'utilisation intensive des produits chimiques et une agriculture plus biologique pouvait être imputable à l'affaiblissement de la capacité biologique des sols en régime classique à assurer efficacement le cycle et la minéralisation des éléments nutritifs organiques (Dick, 1992). L'ajout de fumier intensifie l'intégration des résidus organiques et semblerait accroître la biomasse microbienne et l'activité des enzymes du sol (Verstraete and Voets, 1977; Schnürer *et al.*, 1985). Selon certains chercheurs, les pratiques agricoles adaptées à l'activité microbienne du sol sont plus efficaces, sur le plan énergétique et nutritif, que celles où l'on ajoute des produits chimiques pour simuler et supplanter les effets de la faune invertébrée dans un écosystème naturel (Coleman *et al.*, 1984; Hendrix *et al.*, 1986).

5.5.2.3 Incidences sur la diversité des vertébrés

L'épandage d'engrais azotés dans les sols appauvris des pâturages a été évoqué comme méthode utile pour la gestion des gros animaux sauvages brouteurs⁴ (Robinson and Bolen, 1984). Diverses études ont indiqué que les animaux sauvages préfèrent brouter le fourrage fertilisé, apparemment à cause de sa plus grande palatabilité, quoiqu'on ignore les facteurs précis en jeu (Anderson *et al.*,

1974; Owen, 1975; Barrett, 1979). Les meilleures qualités nutritives du fourrage cultivé avec emploi d'engrais accroissent les taux de reproduction et de survie des espèces sauvages (Mereszczak *et al.*, 1981). Le couvert plus dense résultant de l'emploi d'engrais semble également améliorer l'habitat de certaines espèces d'oiseaux et de mammifères (Robinson and Bolen, 1984). De toute évidence, il existe un certain équilibre entre d'une part les augmentations initiales dans la biomasse végétale et la qualité des habitats, et d'autre part les graves déclinés qu'une hausse d'emploi des engrais peut engendrer dans la diversité des espèces.

5.5.2.4 Incidences sur la biodiversité aquatique

Les engrais, comme les pesticides et le limon, peuvent menacer la faune aquatique, et les incidences hors-site doivent être prises en compte. La monoculture intensive entraîne une forte déperdition d'éléments nutritifs et constitue un grand facteur de pollution diffuse (Clarholm *et al.*, 1988; Young *et al.*, 1989). Le phosphore contenu dans les eaux de ruissellement et entraîné par les sédiments contribue à l'eutrophisation des plans d'eau de surface (Schindler, 1974), et il arrive que l'azote, sous forme de nitrate, soit lessivé dans les eaux souterraines (Hill, 1983; Power and Schepers, 1989), où il peut poser un danger pour la santé humaine et animale (Crosson and Rosenberg, 1990). Les incidences de l'eutrophisation, de la pollution et des charges solides se conjuguent en synergie pour dégrader les zones humides et les habitats aquatiques, et entraîner un déclin des populations fauniques (Crowder and Bristow, 1988). Le chapitre 10 abordera plus en détail le problème de l'eutrophisation. Les mesures antiérosion contribuent, par extension, à préserver les habitats aquatiques; les brise-vent antiérosifs peuvent également servir de couvert pour la faune terrestre.

Les doses d'engrais supérieures à celles requises pour atteindre un rendement maximum peuvent être considérées comme excessives, quoique le pouvoir polluant réel d'un engrais soit déterminé par une série de variables ponctuelles et de pratiques d'aménagement des terres. Quelques méthodes de calcul des bilans nutritifs ont été

⁴ Selon Agriculture et Agro-alimentaire Canada, l'épandage d'engrais dans les pâturages présente un faible intérêt en raison du coût de cette option.

proposées, notamment par Remy and Hebert (1977), et il existe actuellement quelques recommandations sur les besoins nutritifs des cultures (p. ex. les recommandations du Saskatchewan Soil Testing Laboratory, 1988). Une évaluation exacte du taux de renouvellement des éléments nutritifs ne présente peut-être pas d'intérêt pratique pour l'agriculteur canadien moyen; toutefois, il est possible d'établir des estimations plus précises des besoins des cultures, de proposer la période optimale pour l'épandage d'engrais (y compris du fumier) et de régler les doses maximales.

5.5.3 Pesticides et leur application

Les pesticides organochlorés sont brièvement abordés dans le contexte des produits chimiques toxiques, au chapitre 10. Les pesticides, bien entendu, forment l'un des trois piliers de ce qu'on a appelé la «Révolution verte», les deux autres étant la mise au point de nouvelles variétés de semences toujours plus productrices et l'apport de fortes doses d'engrais. Les pesticides, qui englobent les insecticides, les herbicides, les fongicides, etc., sont *spécialement conçus* pour tuer quelque chose, quelque part. Par définition, les pesticides modifient donc la diversité des espèces, tout au moins dans la superficie traitée, et au-delà si le traitement est imprécis ou que les produits se dispersent. Alors qu'on reconnaît généralement la nécessité d'une certaine sélectivité pour les insecticides (afin de protéger les insectes prédateurs et les autres espèces d'insectes utiles pour l'agriculture), l'usage d'herbicides vise généralement la répression de toutes les espèces végétales autres que l'espèce cultivée.

Il n'existe pas, jusqu'à maintenant, de preuve concrète de l'incidence durable ou irréversible des pesticides actuellement utilisés au Canada sur la biodiversité canadienne, quoique certains produits en usage ont probablement ce potentiel. Cependant, la majorité (environ 70 %) des pesticides utilisés au Canada sont des herbicides, et on ignore à peu près complètement leurs incidences sur les espèces végétales non visées, spécialement les espèces rares ou endémiques. Malheureusement, bon nombre des produits toujours utilisés au Canada ont un spectre d'action très large et peu-

vent affecter des espèces à l'échelle locale ou régionale. En voici quelques exemples.

5.5.3.1 Incidences sur la diversité végétale

Les herbicides, tout comme certains insecticides et fongicides, sont des produits phytotoxiques (Swanson *et al.*, 1991; Peterson *et al.*, 1994). L'utilisation de produits chimiques phytotoxiques tels que les herbicides agricoles peut agir sur les processus biochimiques et le développement des plantes, leur morphologie, l'abondance, la composition et la diversité des espèces végétales, ainsi que sur la composition, l'hétérogénéité et l'agencement spatial des habitats agricoles. Ces incidences, à divers degrés, se répercutent sur les organismes des autres échelons trophiques (p. ex. les invertébrés, les insectes, les mammifères et les oiseaux) (Freemark and Boutin, 1994).

L'effet des herbicides sur les espèces végétales dont l'habitat est situé à l'intérieur et en bordure des champs traités n'a pas fait l'objet d'une évaluation systématique. Comme les plantes cultivées, les espèces vivant en bordure des champs peuvent être affectées par de faibles doses d'herbicides, mais les données à ce sujet sont rares. En Australie, la dérive des herbicides a causé des dégâts étendus aux arbres de ferme et à la végétation indigène (Conacher and Conacher, 1986, et références citées). Après avoir appliqué six herbicides au moyen d'un vaporisateur hydraulique au sol de modèle standard, Marrs *et al.* (1989) ont évalué les effets de la dérive par rapport à l'endommagement et au rendement de diverses espèces végétales présentant un intérêt du point de vue conservation en Grande-Bretagne. Ils ont constaté des effets létaux à une distance de 2 à 6 mètres de la bordure du champ, et des dommages à de plus grandes distances, bien que les plantes endommagées aient pu se rétablir durant la saison de croissance. Vu la courte durée de l'expérience, il a été impossible d'évaluer, au niveau des espèces, les effets potentiels causés par une moindre compétitivité des plantes individuelles et les changements subséquents de dominance parmi les espèces. Dans l'est du Canada (Québec), on a observé que l'emploi d'herbicide appauvissait la diversité et le couvert des espèces végétales, le long de transects de 5 mètres s'étendant depuis la bordure du champ jusque dans les haies et les franges boisées (Boutin

et al., 1994). Au Texas, la dérive des pesticides agricoles réduisait également la diversité et l'abondance des arthropodes associés à certaines espèces végétales (p. ex. *Artemisia filifolia*) à l'intérieur et hors de zones naturelles (Miller and Kevan, 1979).

5.5.3.2 Incidences sur la diversité des invertébrés

L'emploi d'herbicide a causé une réduction des populations de vers de terre et de certains acariens (Cryptostigmata, Prostigmata et Astigmata) (Brown, 1978). Pour certains groupes (certains taxons de collemboles et d'acariens — Entomobryidae et Mesostigmata), l'usage d'herbicide peut être plus perturbateur que le labour, mais, en ce qui concerne la faune du sol, on ne doit pas supposer que les applications de pesticide sont nécessairement plus néfastes que le labour (Stinner et al., 1988; Tomlin et al., 1994). Rasmont (1988) impute les déclinés des populations de bourdons en France et en Belgique au fauchage prématuré du foin et à l'emploi d'herbicides contre des mauvaises herbes latifoliées (dont les Asteraceae et les Lamiaceae, importantes sources de nourriture pour les bourdons et autres pollinisateurs). Plus récemment, on a constaté que la diversité et le potentiel reproductif des insectes pollinisateurs utilisés dans la production de cultures commerciales (p. ex. le bleuets) étaient réduits par l'emploi d'herbicides qui détruisent d'autres plantes fourragères normalement consommées par les pollinisateurs quand la culture n'est pas en floraison (E. Osgoode, Université du Maine à Orono, comm. pers.).

Les insecticides sont essentiellement plus toxiques que les herbicides pour la faune du sol, et les composés tels que le carbofuran, le phorate et le terbufos, qui s'attaquent aux insectes nuisibles du sol, sont exceptionnellement toxiques pour les vers de terre (Tomlin and Gore, 1974) et les arthropodes du sol (Edwards and Thompson, 1973). On sait que les programmes de répression des sauterelles, dans les prairies, causent également la destruction d'insectes non cibles, notamment des invertébrés aquatiques, les Coccinellidae et les abeilles (Kevan and LaBerge, 1979; Wayland, 1991). L'intégration de préparations granulaires dans les sillons des cultures en rangées semble moins nocive pour les invertébrés non cibles que l'épandage à la volée,

car le fait de restreindre le traitement au sillon permet la recolonisation des zones traitées à partir des zones adjacentes non traitées. Les formulations granulaires créent par contre des problèmes particuliers pour les oiseaux chanteurs (Mineau, 1988). De nombreux facteurs, dont le Ph du sol, la teneur en matières organiques, l'humidité et la dégradation microbienne, déterminent l'efficacité des insecticides (Villani and Wright, 1991).

Au Nouveau-Brunswick, l'épandage du fénitrothion contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans les forêts adjacentes aux bleuétières a réduit l'abondance et la diversité des pollinisateurs (Kevan, 1975; Kevan and LaBerge, 1979) à tel point que les rendements des récoltes de bleuets se sont avérés inférieurs aux prévisions (Kevan and Plowright, 1989). Il semble s'être produit un rétablissement subséquent, sur des périodes variant entre 1 an ou 2 et plus de 7 ans, selon la gravité des dommages (Kevan and LaBerge, 1979).

5.5.3.3 Incidences sur la diversité des vertébrés

Les insecticides organochlorés tels que le DDT et la dieldrine ont presque causé la disparition pure et simple de certaines espèces d'oiseaux en Amérique du Nord et en Europe comme les espèces piscivores et rapaces dont le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) (Newton, 1976). Dans certains cas, il subsiste des incidences létales plusieurs décennies après leur emploi (Okoniewski and Novesky, 1993). Bien entendu, certains de ces insecticides continuent d'être couramment utilisés dans d'autres pays. Le problème est maintenant devenu une question d'aide internationale et de pressions diplomatiques, plutôt qu'un sujet de recherche (Mineau and Keith, 1993).

Les insecticides organochlorés ont été remplacés par deux catégories d'insecticides neurotoxiques : les organophosphates et les carbamates. Le premier groupe a des propriétés similaires à celles des premiers gaz neurotoxiques à but militaire. Leur action est non sélective et touche également des espèces non cibles d'invertébrés et de vertébrés. Environnement Canada s'inquiète beaucoup de ces produits (Mineau, 1991), surtout en raison de leurs incidences sur les oiseaux mais aussi à cause de leurs incidences environnementales plus globales

sur les systèmes aquatiques et les processus naturels en général. À l'heure actuelle, au Canada, deux produits font l'objet d'études spéciales à la demande d'Environnement Canada : le fénitrothion et le carbofuran.

Aucune utilisation agricole du fénitrothion n'est actuellement homologuée. Environnement Canada est d'avis qu'un insecticide à large rayon d'action comme le fénitrothion, dont on connaît les incidences sur les oiseaux, les systèmes aquatiques et une grande diversité d'espèces terrestres d'invertébrés, ne devrait pas être employé comme on le fait actuellement par voie aérienne sur de vastes superficies boisées, (Ernst *et al.* 1989; Pauli *et al.* 1993), d'autant plus que l'on dispose d'une solution de rechange beaucoup plus sélective, le *Bacillus thuringiensis*. Cette position cadre entièrement avec une politique de protection de la biodiversité dans nos écosystèmes boisés.

De tous les insecticides jamais homologués, le carbofuran, du groupe des carbamates, compte parmi les plus toxiques pour l'avifaune, spécialement la sauvagine. Des recherches ont formellement prouvé que, dans divers scénarios d'utilisation, l'application de ce produit comporte invariablement un risque intrinsèque élevé de mortalité pour les oiseaux et autres espèces de vertébrés (Mineau, 1993). À la lumière des estimations de mortalité établies lors de recherches expérimentales, il se peut également que cet insecticide constitue un important facteur de mortalité pour certains groupes d'oiseaux, comme les petits picoteurs chanteurs (Mineau, 1988) et la Chouette des terriers (*Speotyto cunicularia*) (Fox *et al.*, 1989), espèce menacée, ce qui peut donc causer la disparition, locale à tout le moins, de certaines espèces. Au Canada, la protection de certaines espèces en danger de disparition, telle la Chouette des terriers, se fait de façon ponctuelle, dans le sens où seule une étiquette figurant sur l'emballage du pesticide avise les responsables de l'épandage qu'ils ne doivent pas l'employer en-deçà de 250 m d'un terrier occupé par la Chouette des terriers (Baril, 1993). Contrairement aux États-Unis, le Canada ne dispose pas de loi fédérale sur les espèces en danger de disparition, qui, durant le processus d'homologation des pesticides, pourrait aider à limiter les modes d'utilisation de façon à protéger les espèces menacées et en danger de disparition, ainsi que leurs

habitats (Lloyd, 1991). On signale également que le carbofuran a de très fortes incidences sur les espèces pollinisatrices, quoique cet aspect n'ait pas fait partie de l'examen en cours. Comme on ne peut atténuer adéquatement bon nombre des dangers recensés, le carbofuran continuera d'exercer ses incidences sur l'environnement canadien aussi longtemps que les homologations actuelles demeureront en place (Mineau, 1993).

Pour être conséquent avec son engagement envers la conservation de la biodiversité, Environnement Canada devra exercer des pressions pour que le régime de réglementation des pesticides soit plus strict envers les insecticides et les herbicides à action non sélective et qui causent de lourdes pertes (même locales ou temporaires) chez les espèces non cibles. Plusieurs gouvernements nationaux ont lancé des campagnes de réduction des pesticides. La réduction et la limitation de l'emploi des pesticides (ce qui implique une baisse tant dans les quantités appliquées que dans la superficie traitée) ne forment qu'une partie de l'intervention requise par les mesures visant la protection de la biodiversité. Actuellement, des pesticides non sélectifs sont mis au point et commercialisés parce qu'ils permettront de réprimer efficacement plusieurs espèces nuisibles importantes pour diverses grandes cultures. Les produits sélectifs sont, en raison de leur régime d'utilisation restrictif, économiquement peu intéressants pour les producteurs. On doit instituer un système qui encourage la mise au point de produits plus ciblés.

Malgré le caractère prometteur de la biotechnologie pour la création de produits plus sélectifs, ce domaine ne semble pas être l'orientation actuellement privilégiée par la recherche agricole. Ainsi, la majorité des efforts actuels de répression des mauvaises herbes portent sur la mise au point de variétés de semences résistantes aux insecticides à large spectre d'action, en vue d'une élimination complète dans les champs de tout autre végétal que l'espèce cultivée (Baum, 1993). Même si l'on développait des produits sélectifs, il faudrait quand même en considérer les incidences accessoires sur les espèces étroitement apparentées et considérées importantes. Par exemple, le rosier de Woods (*Rosa woodsii*), considéré comme un parasite dans les pâturages de l'Ouest, est semblable au rosier

des prairies (*R. arkansana*) et pousse en association avec ce dernier (Moss, 1983), lequel est jugé vulnérable selon la Liste canadienne des espèces en danger de disparition. Un herbicide devrait réellement posséder une grande sélectivité pour n'affecter qu'une espèce et non l'autre; à l'heure actuelle, 9 ingrédients actifs sont homologués pour la répression du rosier de Woods dans les pâturages de l'Ouest. Même si l'on n'a pas spécifiquement testé l'incidence de ces produits sur le rosier des prairies, leurs effets sont probablement semblables sur les deux espèces.

5.5.3.4 Biodiversité dans une agriculture à intrants réduits

Diverses études comparatives ont eu lieu sur l'abondance et la diversité de certains groupes (p. ex. les oiseaux) dans des exploitations agricoles faisant appel à une quantité moindre d'intrants, plus particulièrement de pesticides et d'engrais synthétiques.

Braae *et al.* (1988) ont examiné 31 paires d'exploitations agricoles biologiques et classiques au Danemark, jumelées le plus possible selon leurs caractéristiques d'habitat. L'analyse a révélé que, sur les 35 espèces d'oiseaux communes en milieu agricole, 20 espèces étaient plus abondantes (écart > 10 %) dans les exploitations biologiques, et 5 espèces dans les exploitations de type classique. Ces résultats ont également été corrélés à des relevés révélant des déclin temporels dans les populations d'oiseaux agricoles terrestres au Danemark; on a estimé que, selon la densité totale de la population d'oiseaux, la capacité biotique des exploitations classiques n'atteignait que 37 % à 51 % de celle des exploitations biologiques.

En corrélant l'abondance des espèces d'oiseaux avec l'utilisation des pesticides, Braae *et al.* (1988) ont constaté que 15 des 35 espèces déclinaient lorsqu'il y avait accroissement de l'emploi des pesticides, tandis qu'une seule espèce connaissait une hausse. Les effets des engrais sont moins clairs. Dans le cadre de la même étude, Hald and Reddersen (1990) ont montré que bon nombre

des espèces d'insectes phytophages et non phytophages, considérées comme une importante source de nourriture pour les oiseaux, ainsi qu'un certain nombre des espèces végétales importantes pour la survie de ces insectes phytophages, étaient plus abondantes dans les exploitations biologiques. Celles-ci affichaient également une plus forte diversité d'espèces de plantes et d'invertébrés que les fermes classiques.

Petersen and Nohr (1991) ont étudié de près une espèce, le bruant jaune (*Emberiza citrinella*). Même si l'on n'avait observé aucune baisse de la population de cette espèce en Angleterre par suite de l'utilisation de pesticides au Royaume-Uni (O'Connor and Shrub, 1986), Petersen and Nohr (1991) ont recensé un nombre significativement plus élevé de bruants jaunes, par section de 100 m de haie, dans les exploitations biologiques que dans les exploitations classiques. Ils ont également relevé des couvées significativement plus nombreuses dans les fermes biologiques, ce qui laisse croire que les taux supérieurs d'individus aptes à l'envol ont contribué aux effectifs plus élevés observés dans les exploitations biologiques.

Au Canada, des études comparatives similaires ont été menées dans des exploitations biologiques et classiques de l'Ontario et de l'Ouest canadien. Même si les analyses finales ne sont pas terminées, les résultats préliminaires montrent des tendances analogues (Rogers and Freemark, 1991; Freemark and Csizy, 1993).⁵

En Allemagne, le projet Lautenbach réalisé entre 1978 et 1989 (El Titi and Ipach, 1989) avait pour but de comparer un système agraire intégré (SAI, proche de l'agriculture biologique) à un système d'agriculture courante (SAC). Sur une période de 12 ans, on a évalué la productivité des systèmes, de même que les incidences environnementales sur les invertébrés et la végétation. On a également recueilli des données économiques concernant les opérations sur place (p. ex. produits chimiques, carburant pour la machinerie utilisée). Dans l'ensemble, le SAI présentait une productivité

⁵ Selon des renseignements émanant du Bureau de l'Environnement d'Agriculture et Agro-alimentaire Canada, l'emploi des engrais et des pesticides au Canada est moins intense au Canada que dans de nombreux autres pays industrialisés. Les écarts entre l'agriculture «classique» et l'agriculture «à intrants réduits» seront donc probablement moins prononcés dans notre pays.

inférieure, mais un revenu supérieur, comparative-ment au SAC. Les champs du SAI accueillent une plus grande densité de vers de terre, de collemboles, d'acariens graminides et de coccinelles Carabidae et Staphylinidae. On y observait aussi, sans l'utilisation intensive d'herbicides, un plus grand nombre de mauvaises herbes et une plus grande réserve de semences dans les sols.

En Angleterre, le projet Boxworth (Greig-Smith *et al.*, 1992) a comparé trois intensités d'emploi des pesticides : un régime prophylactique à dosage élevé (Assurance totale - AT), un régime de gestion du dosage basé sur la surveillance des niveaux de parasites, de mauvaises herbes et de maladies avant l'usage de pesticides (Supervisé - S), et un régime intégré faisant appel à d'autres méthodes de réduction des apports de pesticides, comme l'utilisation de variétés résistantes aux maladies (Intégré - I). Le but de l'étude était d'étudier les effets à grande échelle et à long terme, des points de vue environnemental et agricole, de l'emploi des pesticides en conditions réelles. La surveillance des oiseaux et des mammifères en milieu agricole n'a révélé aucun changement global évident. La fluctuation des semences et des plantes au-dessus du sol était davantage attribuable aux perturbations physiques (p. ex. le labourage) qu'à l'emploi d'herbicides. Cependant, les populations d'invertébrés phytophages et carnivores étaient inférieures de 50 % dans le système AT comparativement aux systèmes S et I, tant du point de vue de la densité totale que dans la composition des espèces. La densité des insectes détritvires n'avait pas changé. Le système AT a produit de meilleurs rendements et des grains de plus grande qualité, mais le système S s'avérait économiquement plus rentable si l'on tenait compte du coût des pesticides utilisés. Le système I n'a pas été aussi efficace.

5.5.3.5 Tendances dans l'utilisation des pesticides au Canada

On ne dispose que de données fragmentaires sur l'emploi des pesticides au Canada. À l'échelle nationale, dans le cadre du recensement quinquennal de l'agriculture administré par Statistique Canada, les agriculteurs sont priés d'indiquer le nombre d'hectares traités soit avec un herbicide, soit avec un fongicide ou un insecticide. Nous

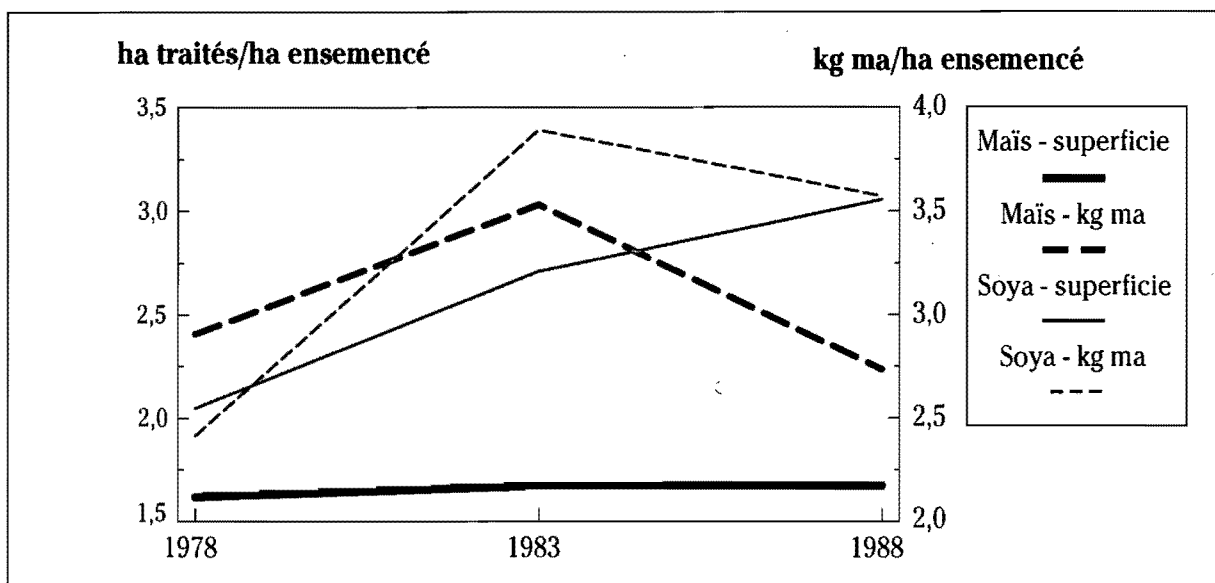
ignorons au juste pourquoi on combine les deux derniers types de produits. On demande également aux agriculteurs d'indiquer le total des dépenses consacrées à tous les pesticides. De plus, il existe des données dont la fréquence et l'exhaustivité varient, pour diverses sections du pays (p. ex. des relevés provinciaux ou régionaux). On trouve dans Sheehan *et al.* (1987) une description détaillée des statistiques sur l'utilisation des pesticides dans les Prairies. En outre, les bases de données pertinentes pour l'Ontario sont cataloguées dans Snell *et al.* (1994).

Un des problèmes, dans l'établissement de tendances sur l'emploi des pesticides, réside dans le mode de présentation des données. Ainsi, le nombre d'hectares traités ne tient pas compte d'un épandage répété sur la même superficie. Le poids des pesticides utilisés (une autre mesure courante) peut faire croire à tort que l'emploi des pesticides décline au fil du temps, alors qu'en fait c'est seulement la dose prescrite des nouveaux produits chimiques qui diminue. Une baisse du dosage prescrit peut représenter un important avantage environnemental quand on considère les charges probables introduites dans les eaux superficielles ou souterraines, mais cette mesure s'avère moins significative quand on considère les incidences sur les organismes non cibles, puisque les nouveaux produits sont biologiquement actifs à des concentrations beaucoup plus faibles. Le nombre d'hectares traités (cumulé pour chaque matière active) par hectare ensemencé semble constituer la mesure la plus pertinente quant aux incidences sur les organismes non cibles et, par conséquent, quant aux incidences sur la biodiversité dans les champs ou en bordure des champs. Malheureusement, on peut rarement calculer cette statistique à partir des données accessibles.

La figure 5.4 illustre comment cette mesure donne un tableau totalement différent de l'évolution dans l'emploi des pesticides, comparativement à la mesure plus «traditionnelle» du tonnage épandu. L'exemple concerne l'emploi d'herbicides dans les deux principales grandes cultures de l'Ontario, soit le maïs et le soya. Selon le nombre de kilogrammes de pesticides utilisés par hectare ensemencé, il semble que l'emploi des herbicides a diminué pour le maïs et pour le soya entre 1983 et 1988, années des deux derniers relevés provinciaux sur

Figure 5.4

Intensité des herbicides dans deux grandes cultures en Ontario (nombre d'hectares traités par rapport au nombre d'hectares ensemencés, ou quantités de matière active (ma) appliquées par hectare ensemencé), 1978-1988.



Source : Roller (1979); McGee (1984); Moxley (1989)

l'utilisation des pesticides. Cependant, quand on mesure le nombre d'hectares traités par rapport au nombre d'hectares ensemencés, on s'aperçoit que l'usage d'herbicides a en fait augmenté pour les deux cultures, spécialement le soya, où chaque champ a reçu en moyenne l'équivalent d'environ 2,5 traitements en 1983 et 3,0 traitements en 1988, soit une hausse de quelque 20 % dans l'intensité de traitement. Ceci peut résulter davantage de la disponibilité d'un plus grand nombre de mélanges en cuve, pour cette culture, que d'une intensification de la fréquence des épandages. On peut toutefois en conclure que les espèces végétales non cibles à l'intérieur et en bordure des champs de soya ont été exposées à un plus grand risque en 1988 qu'en 1983.

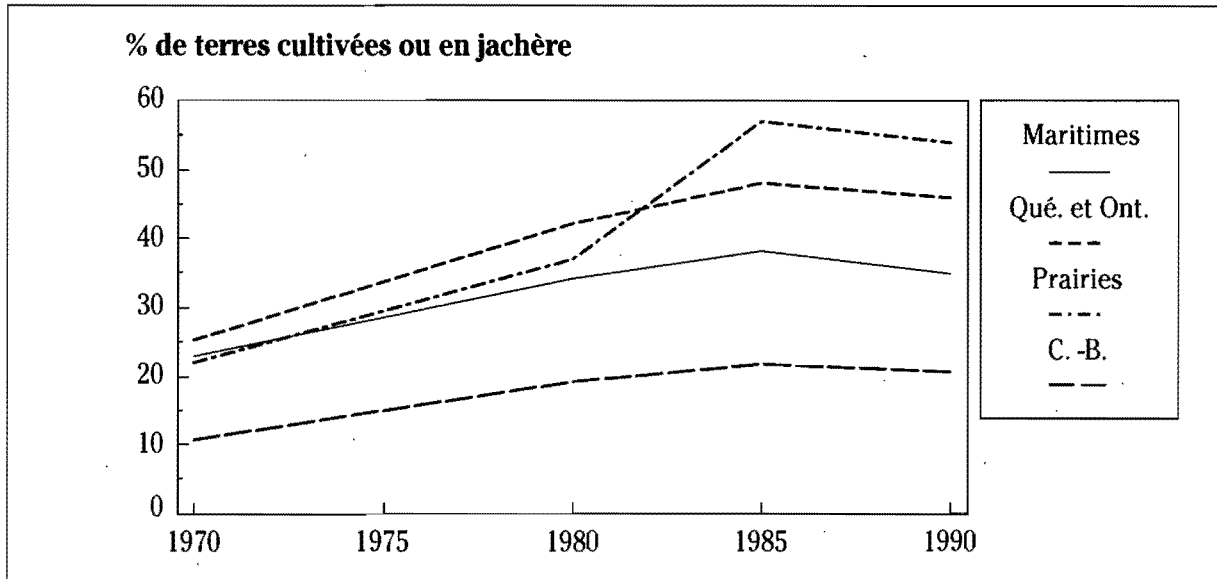
Selon le recensement national de l'agriculture (Statistique Canada, 1992), le nombre d'hectares traités aux herbicides semble avoir atteint un plateau, et pourrait peut-être même légèrement diminuer dans toutes les régions du Canada. La figure 5.5 présente ces données pour les quatre principales écorégions agricoles du Canada (ce qui correspond approximativement à la ventilation

provinciale indiquée dans la légende). Cette tendance à la baisse se dément peut-être en ce qui concerne la superficie traitée pour la folle avoine, qui présentait une augmentation linéaire au moins jusqu'en 1988 (figure 5.2). Il n'existe pas, à notre connaissance, de données comparables avec les relevés en Ontario qui nous permettraient d'évaluer l'«intensité» d'usage des herbicides sur les hectares traités. Même si la proportion de terres de cultures traitées aux insecticides ou aux fongicides est de loin inférieure à la proportion traitée aux herbicides, les données dénotent une hausse constante entre 1970 et 1990, sauf peut-être en Colombie-Britannique (figure 5.6). Le pic abrupt survenu dans les Prairies en 1985 correspond à une infestation de sauterelles particulièrement aiguë.

Dans l'ensemble, on peut dire que l'agriculteur canadien emploie de plus en plus d'insecticides/fongicides, et recourt peut-être davantage aux herbicides dans certaines grandes cultures, comme le soya. Une récente étude du système agricole américain (National Academy of Sciences, 1989) déplorait une dépendance excessive envers les pesticides. Pimentel *et al.* (1991) ont fait une

Figure 5.5

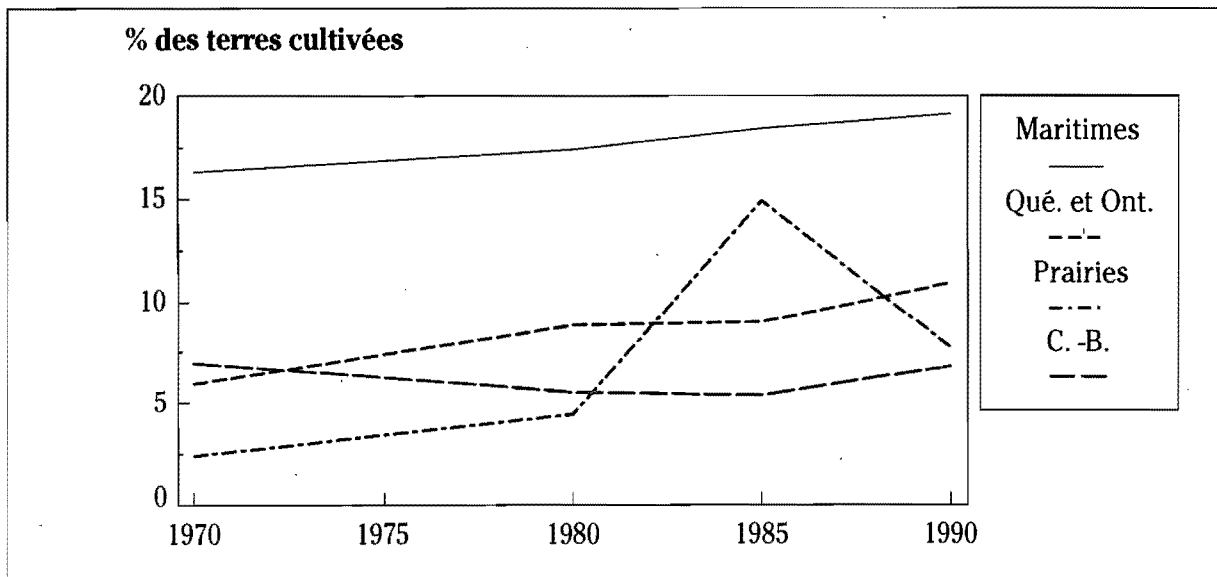
Pourcentage de la superficie cultivée ou en jachère, et traitée aux herbicides, 1970–1990.



Source : Statistique Canada (1993)

Figure 5.6

Pourcentage de la superficie cultivée et traitée aux insecticides et aux fongicides 1970–1990.



Source : Statistique Canada (1993)

recherche sur les baisses de rendement associées à l'intensification de l'emploi des insecticides aux États-Unis. On a relevé certains moyens de réduire l'emploi des pesticides, notamment en combinant des rotations culturales avec l'ensemencement de variétés de maïs résistantes au charançon du maïs et à la punaise des céréales, ce qui peut réduire jusqu'à 80 % la quantité totale d'insecticide à épandre dans les champs de maïs (Pimentel *et al.*, 1991). Il est difficile de prévoir jusqu'à quel point les agriculteurs canadiens maintiendront le rythme actuel d'emploi des pesticides. Par exemple, dans un récent examen du RARB, on a relevé deux tendances potentiellement contradictoires concernant l'épandage de pesticides et d'engrais : 1) une réduction des apports causée par ce que les auteurs appellent un « danger moral » — un abus du système par les agriculteurs qui, assurés d'un revenu stable par hectare, ne font pas les dépenses nécessaires à la production des cultures; 2) un accroissement des apports résultant d'une protection inhérente contre l'inflation, faisant en sorte que les agriculteurs ne réduiront pas nécessairement leurs apports à la suite d'un déclin dans les prix des denrées (Environmental Management Associates, 1993). Point intéressant, ces auteurs considéraient toute baisse dans l'emploi des pesticides — en raison d'un abus ou du « danger moral » — comme un facteur négatif plutôt qu'un pas vers une stratégie antiparasitaire plus intégrée ou vers une meilleure pérennité de l'environnement.

Une chose est certaine, cependant : le caractère lacunaire et incomplet des données actuelles sur l'emploi des pesticides au Canada constitue un frein évident à la réduction de leur apport en agriculture.

5.5.4 Autres méthodes

5.5.4.1 Drainage

Plus de la moitié des terres humides primitives du sud du Canada ont été drainées, dont environ 85 % à des fins agricoles. Dans le sud-ouest de l'Ontario, les pertes s'élèvent à 90 %, tandis que dans les Prairies jusqu'à 70 % des terres humides primitives ont disparu (Keating, 1989). En plus de contribuer à la conservation de l'habitat, la préservation des terres humides en milieu agricole favorise la

préservation des eaux souterraines et procure une certaine protection contre la sécheresse (Benzing-Purdie *et al.*, 1991). Le drainage des marais pratiqué dans le but d'améliorer ou d'étendre l'espace cultivable nuit à la plupart des espèces fauniques essentiellement palustres (reptiles, amphibiens, oiseaux, mammifères et poissons), principalement en raison d'un amenuisement direct de l'habitat mais aussi par l'accroissement des charges polluantes et l'apport des sédiments accumulés dans l'eau drainée (Leighton, 1991). L'eau provenant des terres agricoles drainées peut contenir de fortes concentrations de sel, des pesticides agricoles, des engrais, des métaux lourds et d'autres contaminants susceptibles de nuire à la biodiversité en aval (Newbold, 1977; Presser and Barnes, 1985; Crowder and Bristow, 1988; Fujii, 1988; Federal-Provincial Agriculture Committee on Environmental Sustainability, 1990).

Le drainage bouleverse la composition des espèces animales et végétales. Au Royaume-Uni, Perring (1970) a attribué au drainage des terres la disparition, et l'extinction, d'un certain nombre de plantes à fleurs. Il est important de reconnaître que l'habitat de zone humide au Canada est géographiquement unique et limité. La disparition des habitats de zone humide risque également d'entraîner un amenuisement de la diversité génétique intraspécifique, puisque des sous-populations distinctes de sauvagine (et éventuellement d'autres espèces fauniques) sont contraintes de partager les derniers habitats pouvant répondre à leurs besoins (Prince *et al.*, 1992).

5.5.4.2 Culture intercalaire

La culture intercalaire, qui brise la structure monoculturelle, peut faciliter la répression des insectes nuisibles (Gliessman and Altieri, 1982) et des mauvaises herbes (Flint and Roberts, 1988), réduire l'érosion éolienne (Schultz *et al.*, 1963) et accroître l'infiltration de l'eau (Yamada *et al.*, 1963). Certaines combinaisons semblent donner de très bons résultats, comme la culture juxtaposée du maïs et du soya, pratique agricole traditionnelle dans certaines régions des États-Unis (Vink, 1983). La culture intercalaire du maïs et du soya donne un rendement par hectare plus élevé que la monoculture de ces denrées; le phénomène semble être relié à une utilisation complémentaire des

ressources nécessaires à la croissance (Weil and McFadden, 1991). Dans le sud de l'Australie et dans d'autres climats méditerranéens, l'ensemencement juxtaposé du trèfle et du blé est pratique courante (Vink, 1983; Fraser, 1992). Pendant la croissance du blé, le trèfle est partiellement étouffé. Une fois le blé récolté, le trèfle parvient à maturité et produit une certaine quantité de fourrage qui contribue à azotifier le sol (Vink, 1983; Fraser, 1992). On prévoit étudier cette technique à la station de recherches d'Agriculture Canada à Lethbridge (Fraser, 1992).

La culture intercalaire peut avoir des effets positifs, négatifs ou neutres sur l'abondance de certains ravageurs et doit probablement être évaluée de façon ponctuelle (Flint and Roberts, 1988). Les effets de la diversification des cultures (culture intercalaire) sur la lutte antiparasitaire ont fait l'objet d'études (Altieri and Letourneau, 1982; Risch *et al.*, 1983; Baliddawa, 1985), et on a prétendu que la culture de plusieurs variétés dans un même champ pouvait contribuer à limiter la prédation. Deux mécanismes ont été proposés pour expliquer la réduction de la perte des récoltes : une intensification de «l'activité de l'ennemi», ou une réduction des «concentrations de parasites» engendrée par une baisse de la «concentration de nourriture» (Tahvanainen and Root, 1972; Root, 1973; Risch, 1981; Andow, 1983; Clawson, 1985). L'hypothèse de l'«ennemi» suppose que la diversité accrue des végétaux et des arthropodes entraîne l'accroissement du nombre de prédateurs et de parasitoïdes dans les cultures intercalaires, en raison d'une plus grande disponibilité d'autres hôtes nourriciers et de la présence de sources de nectar et de pollen. La théorie de la «concentration de la nourriture» suppose qu'à la suite de l'accroissement de la diversité, les ressources alimentaires deviennent moins concentrées et, par conséquent, moins accessibles pour les phytophages (Andow, 1991). Ces deux théories ne s'excluent pas mutuellement et peuvent donner des résultats variables si le phytophage est monophage ou polyphage, ou encore s'il s'agit de cultures annuelles ou vivaces.

Leius (1967) a été l'un des premiers à souligner l'importance du rôle des fleurs des «mauvaises herbes» dans le maintien et l'activité parasitaire des hyménoptères qui s'attaquent aux larves des

pyrales de la pomme et aux livrées, dans les vergers de l'Ontario. Depuis ce moment, la valeur des cultures de couverture comme sources de nectar pour les insectes utiles a été démontrée dans de nombreux vergers (Altieri, 1991a, 1991b; Bugg *et al.*, 1991; Bugg, 1992). Au Royaume-Uni, Potts and Vickerman (1974), dans une étude comparative sur des cultures céréalières contre-ensemencées l'année précédente et des cultures semblables non contre-ensemencées, ont constaté que la proportion d'insectes prédateurs était significativement plus élevée dans les cultures contre-ensemencées. En Alberta, on a également constaté que la culture intercalaire favorisait davantage l'abondance de certaines espèces de carabes que la monoculture (Cárcamo, 1993). Il existe très peu de données concernant les effets de la culture intercalaire sur la diversité des animaux de plus grande taille autour des terres arables, mais les vertébrés bénéficient probablement de la diminution que la culture intercalaire peut entraîner dans l'emploi des pesticides, et plus particulièrement de l'augmentation susceptible de se produire dans la biomasse des invertébrés.

5.5.4.3 Rotation

La rotation diversifie l'utilisation de la surface cultivée au fil du temps et semble atténuer la baisse de rendement associée à une culture continue. Dans un système de monoculture, les rendements ont tendance à diminuer. Cependant, la rotation semble les maintenir et les améliorer considérablement (Welch, 1985; Crookston *et al.*, 1988; Pierce and Rice, 1988; Dick, 1992). Il semblerait que la rotation diminue la population des pathogènes du sol, augmente celle des micro-organismes utiles et améliore les caractères physiques du sol et l'infiltration d'eau (Barber, 1972; Cook, 1984; Copeland *et al.*, 1993). Il a été bien démontré que la rotation des cultures, basée sur l'introduction de légumineuses polyannuelles, constitue un moyen efficace de maintenir la fertilité des sols et, en particulier, un bon niveau d'azote (Caporali and Onnis, 1992). L'impact précis de la rotation des cultures sur les concentrations de carbone et d'azote organiques en surface dépend du climat et du mode de travail du sol (Meisenbach, 1983; Wood and Edwards, 1992). Cependant, pour maintenir la diversité et l'activité microbiennes du sol, la rotation des cultures et l'emploi d'engrais organiques peuvent

s'avérer plus importants qu'un labour qui favorise la conservation dans un système monoculturel (Dick, 1992).

La succession de plusieurs cultures récoltées chacune à une période différente constitue un moyen efficace pour éviter la dominance d'une espèce adventice particulière (Haas and Streibig, 1982; Holzner, 1982; Froud-Williams, 1988), lutter contre les parasites (Allen *et al.*, 1970; Roberts and Thomason, 1981; Flint and Roberts, 1988) et diminuer l'incidence de certaines maladies des plantes (Butterfield *et al.*, 1978; Conner and Atkinson, 1989). La plupart des recherches indiquent que plus l'intervalle de temps entre les rotations des hôtes potentiels est long, moins les cultures sont susceptibles d'être touchées par des maladies (Conner and Atkinson, 1989; Bailey *et al.*, 1992). Dans la majorité des exploitations agricoles au Canada, on recourt habituellement aux engrais, aux pesticides et au labour classique pour obtenir les avantages qu'offre la rotation des cultures; toutefois, la rotation est de nouveau envisagée essentiellement comme une nouvelle option de gestion. En Ontario, par exemple, le passage de la monoculture du maïs à la rotation du maïs et du soya élimine la nécessité d'un traitement contre le chrysomèle des racines du maïs (A.D. Tomlin, Agriculture et Agro-alimentaire Canada, comm. pers.). Comme dans le cas de la culture intercalaire, la faune profite d'une réduction des apports en produits chimiques nécessaires au maintien des cultures.

5.6 Incidence du pâturage sur la biodiversité des prés de parcours

5.6.1 Incidences sur les végétaux

Dans les systèmes agraires classiques, les prés de parcours sont des terrains qui produisent du fourrage naturel, et sont impropres à la culture. Ils comprennent une grande variété d'écosystèmes dont l'intensité d'exploitation varie. Trotter (1993) considère que le pâturage a contribué à préserver les prairies de la destruction et que les prés de parcours comptent parmi les portions les plus vastes et les mieux aménagées de la prairie indigène. On sait que dans d'autres milieux, le pâturage du bétail a nui au maintien de la diversité biologique (Goodsen, 1983; Drew, 1994). S'il est possible de

faire paître le bétail tout en préservant la biodiversité et l'intégrité écologique des terres, alors les éleveurs peuvent devenir des alliés de la conservation. On peut affirmer de façon générale que l'intégrité de la végétation des prés de parcours ne peut être maintenue si la pression de pâturage y est trop intense. Le bétail a une incidence directe sur les communautés végétales car il mange et piétine les plantes, en plus de compacter le sol (Heady, 1975). Le surpeuplement et le surpâturage des prés de parcours peuvent éliminer les herbes nutritives au profit d'espèces adventices indésirables, ou encore produire une accumulation de broussailles (Robinson and Bolen, 1984).

Le pâturage sélectif des meilleures plantes fourragères par les animaux sauvages et domestiques peut modifier la composition de la végétation et avoir des effets considérables sur l'abondance et la composition des espèces sauvages. Par exemple, Coppock *et al.* (1983a) ont observé qu'il y avait un plus grand nombre d'espèces végétales dans une prairie mixte broutée toute l'année par des chiens de prairie (*Cynomys ludovicianus*) que dans un terrain similaire non colonisé. Une étude complémentaire (Coppock *et al.*, 1983b) a révélé que le broutage des communautés végétales mixtes par les chiens de prairie engendre toute une gamme de modifications dans la composition, la structure et la valeur nutritive de la végétation de ces milieux et en favorise l'occupation par les bisons, qui prisent particulièrement le stade d'évolution où les herbes sont courtes; la composition de la végétation est aussi modifiée considérablement par l'activité de pâturage des bisons. Cet exemple, avec d'autres (p. ex. Schwartz and Ellis, 1981; Wershler, 1991, 1993), semble indiquer que des différences dans la taille et le système digestif des animaux ainsi que dans la forme des végétaux contribuent à réduire la compétition et que certains types de broutage peuvent en fait améliorer l'état du pâturage pour certaines espèces sauvages. Anderson and Scherzinger (1975) ont signalé que le bétail avait joué un rôle utile dans une stratégie de pâturage «repos-rotation» visant à améliorer l'aire de répartition hivernale du wapiti (*Cervus canadensis*) en Oregon et que le Merle-bleu azuré (*Sialia currucoides*), le Merle-bleu de l'Ouest (*S. mexicana*) et le Tétrás sombre (*Dendragapus obscurus*) ont également bénéficié de ce régime de pâturage, alors que le cerf mulot (*Odocoileus hemionus*) semblait ne manifester aucune réaction.

5.6.2 Incidences sur les invertébrés

Malgré la présence de certaines espèces rares d'invertébrés dans les habitats perturbés (Foster, 1987; Collins and Thomas, 1991; Elmes and Thomas, 1992), les prairies aménagées contiennent souvent moins d'espèces et de spécimens d'invertébrés, ce qui laisse supposer l'importance de la présence d'arbrisseaux et d'une végétation arborée pour certaines espèces (Morris, 1990). La faune des insectes peut être considérablement touchée même dans une terre ayant conservé une grande partie de sa communauté végétale originale mais dont la structure végétale a été altérée par le pâturage (Holmes *et al.*, 1993). Gibson *et al.* (1992), qui ont mesuré les modifications survenues dans les groupes d'araignées (Araneae) au Royaume-Uni en raison du pâturage, ont constaté que les araignées tissant de grandes toiles étaient les plus sensibles au pâturage en raison de leur dépendance envers des structures de plantes rigides, alors que les groupes vivant dans des secteurs fortement broutés sont dominés par un groupe de Linyphiidae. On a constaté que le compactage du sol par le bétail rend l'habitat inadéquat pour certaines espèces d'invertébrés, ce qui nuit également aux petits animaux, comme les musaraignes et les grenouilles, qui se nourrissent de ces invertébrés (Sanderson, 1989). Un effet intéressant des techniques modernes d'élevage du bétail réside dans le fait que l'emploi de médicaments antiparasitaires chez le bétail abaisse sensiblement la densité des diptères (mouches) contribuant à la décomposition des organismes, et influe aussi sur d'autres biotes. La réduction de cette faune d'insectes ralentit considérablement la décomposition des bouses (Madsen *et al.*, 1990).

5.6.3 Incidences sur les vertébrés

Les incidences du pâturage sur les populations d'animaux de plus grande taille sont propres à chaque espèce et à chaque endroit, et ils peuvent être négatifs, neutres ou positifs. On sait également que les espèces végétales que le bétail choisit pour se nourrir changent selon l'intensité du pâturage (McMahan, 1964; Stevens, 1966). Lorsque le pâturage est intense, les animaux domestiques et sauvages ont tendance à se disputer les mêmes

ressources, alors que dans les parcours moins intensément pâturés, leur régime alimentaire semble plus distinct. Holechek *et al.* (1982), Kantrud and Kologiski (1982), Peek (1986) and Bock *et al.* (1992) ont étudié quelques-uns des effets du pâturage par le bétail sur plusieurs espèces d'oiseaux et d'ongulés. Des études menées sur les 56 264 hectares de parcours de la base militaire de Suffield, en Alberta, ont révélé que le surpâturage exercé par le bétail réduit les populations sauvages d'ongulés en amenuisant les réserves de nourriture hivernale de l'antilope d'Amérique (*Antilocapra americana*) et en endommageant les abris du cerf mulot et du cerf de Virginie (Jaques, 1977). De plus, le surpeuplement augmente l'incidence de la transmission des maladies entre les animaux domestiques et sauvages, en raison d'un plus grand encombrement des troupeaux (Leighton, 1991).

Alors que de nombreuses espèces sauvages peuvent prospérer dans des prés de parcours convenablement aménagés, le pâturage, peu importe le milieu où il est pratiqué, ne semble pas accroître la productivité de la sauvagine et nuirait plutôt souvent à son abondance. Il semblerait que le régime de pâturage «repos-rotation» pourrait atténuer certaines des incidences négatives du pâturage s'échelonnant sur toute la saison, principalement parce que la sauvagine pourrait, au moins pendant une partie du temps, occuper certaines zones du parcours (Gjersing, 1975). Dans leur étude concernant les incidences du pâturage sur les oiseaux terrestres migrants néo-tropicaux, Bock *et al.* (1993) ont constaté que la plupart des espèces affectées par le pâturage dans les écosystèmes riverains en Amérique du Nord étaient les espèces qui nichent ou qui se nourrissent dans des terrains couverts de plantes herbacées ou d'arbrisseaux denses. Le clôturage des zones riveraines pour empêcher l'accès du bétail à la végétation aide à préserver la qualité de l'eau, le biote aquatique ainsi que l'abondance et la diversité de la faune avienne vivant dans cet habitat limité.

Les réactions des oiseaux des hautes-terres au pâturage sont plus variées. Bock *et al.* (1993) ont constaté que parmi les 35 espèces d'oiseaux terrestres migrants néo-tropicaux étudiées dans les prairies d'Amérique du Nord, neuf réagissaient positivement au pâturage, huit y réagissaient négativement, huit avaient une réaction qui allait de

généralement négative dans les prairies courtes à généralement positive dans les prairies hautes, alors que huit espèces manifestaient une réaction nulle ou inconstante. Wiens (1973) a signalé que le pâturage intense diminuait légèrement la diversité des espèces d'oiseaux des hautes-terres, mais que chacune d'entre elles réagissait différemment. Les recherches effectuées à Matador (Saskatchewan), dans les collines Hand (Alberta) et à Suffield (Alberta) sur la faune avienne ont démontré que le pâturage intense réduisait la diversité des espèces d'oiseaux et entraînait une baisse démographique chez le Pipit des Prairies (*Anthus spragueii*), le Bruant de Baird (*Ammodramus bairdii*), le Bruant des prés (*Passerculus sandwichensis*) et le Bruant sauterelle (*Ammodramus savannarum*), tandis que la population de l'Alouette cornue (*Eremophila alpestris*) augmentait avec le pâturage (Owens and Myres, 1973; Jaques, 1977). Peek (1986) a observé une corrélation entre la diversité de la végétation et celle de l'avifaune.

L'aménagement des prés de parcours comprend non seulement la régulation de l'intensité de broutage mais aussi la manipulation de la végétation par le réensemencement, l'usage d'herbicide, l'enlèvement des broussailles, la suppression des feux de friches et le brûlage dirigé. Un aménagement qui modifie la composition et la structure de la végétation des parcours influe sur les populations fauniques. Par exemple, l'effet combiné de la suppression des feux de prairie et de l'incursion d'arbres provenant de la forêt-parc canadienne adjacente a réduit l'habitat de la Buse rouilleuse (*Buteo regalis*), et a permis à la Buse à queue rousse (*B. jamaicensis*) et à la Buse de Swainson (*B. swainsoni*) d'occuper les territoires désertés par la Buse rouilleuse (Schmutz, 1993). La préservation de paysages convenablement diversifiés est essentielle aux espèces fauniques, qui ne peuvent se nourrir, nicher ou s'abriter dans les terrains dépourvus de broussailles, de haies, d'arbres ou d'une variété de plantes herbacées. Sur les prés de parcours travaillés, qui représentent environ 21 % des prés de parcours au Canada (Statistique Canada, 1992), il est préférable de réensemencer avec un mélange d'herbes indigènes plutôt que d'introduire de nouvelles espèces végétales ou de pratiquer une monoculture. Des études canadiennes ont révélé que l'Agropyre à crête (*Agropyron cristatum*), couramment utilisé dans la revégétation

des terres agricoles abandonnées ou marginales, produit un sol plus sec qui s'érode davantage que les sols réensemencés en herbes indigènes (Dormaar, 1992). Soulignons en passant qu'il existe un seul producteur de semences indigènes dans tout l'Ouest canadien (Morgan, 1993).

5.7 Création, conservation, protection, remise en état et restauration des habitats fauniques en milieu agricole

5.7.1 Création d'habitats dans les haies et les lisières des champs

L'aménagement de brise-vent n'est pas bénéfique pour toutes les espèces fauniques. Cependant, l'établissement de haies et d'autres éléments similaires d'habitat «linéaire» offre un certain compromis prometteur entre d'une part la nécessité de créer un habitat non cultivé dans les milieux agricoles peu diversifiés, et d'autre part la nécessité, pour l'agriculteur, d'appliquer des mesures rentables pour prévenir l'érosion du sol et en conserver l'humidité sans sacrifier une trop grande surface cultivée. Les haies, constituées de grands arbres situés le long des routes, derrière lesquels on retrouve des arbres plus petits et ensuite des arbrisseaux plantés près des champs réduisent l'érosion éolienne des sols et dévient le vent vers le haut sans provoquer de tourbillons dommageables (Myers *et al.*, 1984). L'étendue horizontale de la zone protégée contre le vent est généralement proportionnelle à la hauteur du brise-vent, tandis que la réduction maximale du vent est étroitement liée à la porosité du brise-vent (Heisler and Dewalle, 1988). L'aménagement, l'entretien et la préservation des haies à des fins de conservation sont des pratiques bien établies au Royaume-Uni et leur valeur est bien reconnue dans la documentation de nature scientifique et de vulgarisation (Game Conservancy, 1987-1992; Way and Greig-Smith, 1987; Bryson, 1993). Plusieurs groupes britanniques s'efforcent activement de sensibiliser les propriétaires terriens et les aident à concevoir et à aménager des haies (p. ex. Game Conservancy Advisory Service, 1989). Au Canada, les haies ont toujours été considérées comme des éléments servant uniquement à réduire l'érosion et à emprisonner la neige. Les écologistes canadiens sont encore

loin de pouvoir formuler des recommandations précises qui, tout en étant bénéfiques pour la faune, permettraient aux agriculteurs et aux propriétaires terriens de contrer l'érosion et de conserver l'humidité. Il est nécessaire d'effectuer des recherches plus poussées afin d'approfondir nos connaissances sur l'aménagement des haies dans un contexte de conservation de la biodiversité. Des études à ce sujet ont été amorcées par l'Administration du rétablissement agricole des Prairies (ARAP) au ministère fédéral Agriculture et Agro-alimentaire Canada.

Plusieurs publications récentes portant sur le labour réduit et le semis direct préconisent une répression très vigoureuse des mauvaises herbes, aux lisières des champs, par usage d'herbicide, brûlage ou fauchage à la mi-été (p. ex. Manitoba-North Dakota Zero Tillage Farmers' Association, 1991). Ces pratiques peuvent fortement nuire à l'utilité des haies et des bordures des champs dans l'accroissement de la biodiversité. Des recherches sont nécessaires sur la nécessité d'une telle répression des mauvaises herbes en bordure des champs et sur le choix des espèces cibles. En Grande-Bretagne, on fait la promotion de techniques d'aménagement visant à assurer que les lisières ne deviennent pas des foyers d'infestation de mauvaises herbes pour les cultures (Game Conservancy, 1987-92). Des recherches ont montré que des problèmes surviennent lorsqu'on effectue le labourage trop près des lisières des champs, que des herbicides à large spectre d'action sont vaporisés sur les bordures ou qu'ils les atteignent par un effet de dérive, et qu'on laisse les engrais migrer vers les lisières des champs. Toutes ces mesures favorisent le développement d'espèces annuelles et nuisent à l'établissement et au maintien des espèces vivaces latifoliées. Des herbicides sélectifs ont même été mis au point pour éliminer uniquement les espèces indésirables dont la répression est conseillée en bordure des champs à des fins agronomiques, tout en favorisant la croissance des «mauvaises herbes utiles» (Game Conservancy, 1991).

Les espèces d'arbres qui entrent dans la composition d'un brise-vent déterminent aussi largement son efficacité tout au long de l'année (Tibke, 1988), et il en est de même pour la qualité d'habitat de la haie. Par exemple, la pie-grièche migratrice (*Lanius*

ludovicianus), menacée de disparition au Canada, semble avoir plus ou moins réussi à s'adapter aux plantes exotiques des brise-vent et des haies en Alberta (Smith, 1991). On s'est rarement penché sur «l'adéquation» des espèces d'arbres qui composent les haies dans un contexte de biodiversité, et on continue de recommander, pour l'aménagement de haies, l'utilisation d'espèces exotiques qui ne conviennent pas nécessairement aux besoins de l'habitat (Canada-Saskatchewan Agreement on Soil Conservation, 1993). L'utilisation d'espèces canadiennes indigènes mais déplacées peut également entraîner des problèmes de conservation. Par contre, certaines espèces exotiques sont recommandées pour les brise-vent car elles procurent un bon habitat faunique (Prairie Farm Rehabilitation Administration, 1990a). Il est nécessaire d'établir une politique cohérente sur les espèces d'arbres et d'arbrisseaux à employer dans la création d'habitats fauniques. Avant l'élaboration d'une telle politique, cependant, les chercheurs canadiens doivent étudier les liens qui existent entre l'habitat floral et la biodiversité de la faune dans les haies.

5.7.1.1 Incidences sur les végétaux

On commence à bien connaître la variation considérable caractérisant la diversité, la durée de vie, l'origine et le caractère utile ou nuisible des espèces végétales présentes dans les différents habitats agricoles du Canada, mais un grand nombre de communautés végétales doivent encore faire l'objet d'études (Achuff, 1991). Keddy *et al.* (1993) ont montré que de nombreuses espèces sont endémiques à un habitat bien particulier, comme les terrains forestiers, les vaines clôtures boisées et les accotements des routes. Boutin *et al.* (1994) ont constaté que de nombreuses espèces inventoriées dans les boisés, à l'orée des forêts et dans les haies de la région du Saint-Laurent étaient des espèces typiquement caractéristiques des forêts indigènes. Ils ont également identifié plusieurs espèces végétales rares dans les fossés, les haies et les boisés. Sur la foi de leurs résultats préliminaires, ces auteurs ont conclu que le maintien de la diversité des espèces végétales en milieu agricole exige une diversification des types d'habitats, et plus particulièrement des habitats non agricoles. L'intensification de l'activité agricole a contribué à la vulnérabilité des communautés végétales naturelles (Romo, 1991) et aggravé l'isolement des

habitats naturels et semi-naturels (Merriam, 1978; Wilcox, 1980; O'Connor and Shrubbs, 1986; Mader, 1988). L'écosystème des prairies canadiennes est lui aussi fortement fragmenté (James, 1993). Les chercheurs canadiens doivent mieux étudier la composition des écosystèmes et recenser les populations végétales jugées en péril (Allen, 1991; Thomasson, 1991).

5.7.1.2 Incidences sur les invertébrés

L'effet de l'habitat adjacent non cultivé sur les populations de ravageurs n'a pas été autant étudié que la diversification du système agroécologique, mais les résultats sont tout aussi concluants (Altieri and Letourneau, 1982). Dans le contexte canadien, il importe de souligner le rôle joué par les lisières des champs, les tournières, les vaines clôtures, les emprises des routes, des voies ferrées et des services publics, les terres publiques, etc. comme habitats d'hivernage pour une grande diversité d'espèces d'invertébrés. Peu d'insectes prédateurs survivent à l'hiver canadien dans les champs cultivés et dégagés, et la densité de ces insectes au printemps dépend des abris disponibles (Doane, 1981). Dans les régions intensivement cultivées du Canada, une bonne partie des oiseaux et des mammifères sauvages dépendent probablement de l'activité des insectes dans la pollinisation des plantes sauvages dont se nourrissent les phytophages en hiver et au printemps.

L'action pollinisatrice des insectes est également essentielle à la majorité des cultures fruitières, parmi lesquelles les pommes, les poires et les cerises comptent parmi les plus importantes au Canada. Dans leur étude sur le rôle pollinisateur des abeilles sauvages dans la région fruitière de la vallée de l'Okanagan, Scott-Dupree and Winston (1987) ont capturé un nombre significativement plus élevé d'abeilles par heure dans les zones non cultivées éloignées des vergers qu'à l'intérieur ou à proximité de ceux-ci. MacKenzie and Winston (1984) ont obtenu des résultats similaires dans une étude distincte sur les pollinisateurs dans les exploitations commerciales de petits fruits de la vallée du Fraser. La diversité et l'abondance des espèces de pollinisateurs indigènes augmentaient avec l'éloignement des exploitations commerciales, un phénomène attribué aux effets négatifs des pesticides, à la destruction de l'habitat et à la compéti-

tion des abeilles domestiques (*Apis mellifera*) (MacKenzie and Winston, 1984). Dans les habitats non cultivés, les insectes pollinisateurs assument des tâches écologiques essentielles, et les chercheurs canadiens se doivent d'examiner les liens entre la composition de l'habitat et l'abondance et la diversité des insectes.

Des études américaines et européennes ont montré que la végétation poussant dans les zones adjacentes aux cultures peut offrir la nourriture et l'habitat essentiels au développement des prédateurs (Thomas and Wratten, 1988; Dennis and Fry, 1992), des parasitoïdes (Altieri and Letourneau, 1982) et des autres invertébrés importants du point de vue conservation, comme les papillons (Dover, 1991). Altieri and Todd (1981) ont observé une plus forte abondance de prédateurs dans les lisières des champs de soya bordant des champs de pois ou des parcelles envahies de mauvaises herbes que dans les champs de soya bordant des champs sans végétation. Dans leur étude sur les lisières herbacées des champs, Lagerlöf and Wallin (1993) ont constaté que les lisières possédant une flore naturellement diversifiée abritaient la plus forte abondance et la plus grande diversité d'arthropodes vivant au-dessus du sol, et que les insectes prédateurs trouvaient un important refuge dans les peuplements denses et monotypiques de chiendent (*Agropyron repens*), considéré comme une mauvaise herbe très indésirable. Au Royaume-Uni, on a dénombré en hiver plus de mille insectes aphidifages (carabes, staphylins, araignées, syrphides, etc.) par mètre carré dans les pourtours des champs de céréales, que l'on considère donc comme des habitats importants pour les insectes prédateurs (Thomas, 1989, 1991; Chiverton, 1991).

Les parcelles herbacées sauvages et non cultivées, démunies d'engrais ou de chaux et où peu de pesticides ont été utilisés, abritent de fortes diversités et un grand nombre de plantes et d'invertébrés, dont des espèces rares et des arthropodes prédateurs utiles qui se dispersent dans la culture (Hawthorne, 1993). Bien qu'on trouve effectivement dans les cultures une grande variété d'espèces d'insectes, dont la plupart sont communes et abondantes, la majorité des études indiquent que la présence de haies augmente la diversité des espèces et peut même contribuer à rétablir les relations prédateur-proie. Morris and Webb (1987) ont

examiné l'importance des lisières des champs pour la conservation des insectes au Royaume-Uni. Ainsi, l'agriculteur n'a peut-être pas intérêt à préserver toutes les associations mauvaises herbes-insectes. On a montré, par exemple, que l'abondance de la mouche de la carotte (*Psila rosae*) dans les bordures non cultivées pouvait s'expliquer par la présence de l'ortie dioïque (*Urtica dioica*) (Wainhouse and Caker, 1981).

5.7.1.3 Incidences sur les vertébrés

Alors que les brise-vent plantés dans les années 1930 et 1940 étaient généralement larges, la tendance moderne privilégie des plantations plus étroites (Tibke, 1988). Même si certains brise-vent étroits peuvent suffire à réduire l'érosion éolienne, souvent ils ne conviennent pas comme habitat pour les vertébrés. On croit que les haies larges sont plus attrayantes pour les vertébrés que les haies étroites, en raison de la plus grande hétérogénéité de leur structure et de leur composition végétales (Petrides, 1942; Shalaway, 1979; Rodenhouse and Best, 1983). Aux États-Unis, dans l'État du Iowa, Stauffer and Best (1980) ont recensé davantage d'espèces d'oiseaux nicheurs dans les habitats larges (> 200 m) que dans les habitats étroits. Dans une étude sur les haies de cet État américain, répartie sur trois saisons, Best (1983) a noté une diversité maximale d'espèces d'oiseaux dans les vaines clôtures plantées d'arbres et d'arbrisseaux continus (48 espèces) que dans celles plantées d'arbres et de broussailles dispersés (38 espèces) ou d'espèces herbacées (12 espèces). D'autres études sur l'utilisation des vaines clôtures par les oiseaux ont donné des tendances similaires; ainsi, on dénombre davantage d'oiseaux dans les vaines clôtures boisées que dans celles strictement herbacées (Dambach, 1945; Linehan, 1957; Shalaway, 1979; Boyer *et al.*, 1989). Rodenhouse *et al.* (1993) ont recensé les études nord-américaines sur les qualités de l'habitat marginal.

C'est au Royaume-Uni qu'on a étudié sur une très vaste échelle la relation entre d'une part la complexité verticale et les autres attributs des haies, et d'autre part leur utilité pour les oiseaux (O'Connor and Shrubbs, 1986; O'Connor, 1993). La relation entre la diversité des espèces aviennes et la complexité des haies est si prévisible qu'on peut l'illustrer sous forme de régression linéaire. À partir des

recensements d'oiseaux communs effectués de longue date en Grande-Bretagne, ces auteurs ont mis au point des recettes permettant d'accroître les populations d'oiseaux dans les haies. En règle générale, les populations d'oiseaux sont plus nombreuses et plus diversifiées dans les haies larges que dans les haies étroites, dans les haies non perturbées que dans les haies perturbées (p. ex. broutées), dans les haies arborées que dans les zones tampons herbacées, et dans les habitats riverains que dans les habitats non riverains.

Selon Rodenhouse *et al.* (1993), le taux de reproduction des oiseaux chanteurs dans les terres agricoles cultivées est généralement considéré comme très faible. L'échec de la nidification peut être imputé à des facteurs comme les pratiques culturales, l'épandage de pesticides, l'accroissement de la prédation et le parasitisme du nid par le Vacher à tête brune (*Molothrus ater*). On peut dire la même chose de la sauvagine nichant en milieu agricole (Greenwood and Harvey, 1982). Les conservationnistes s'inquiètent réellement de la possibilité que les habitats linéaires étroits tels que les haies constituent des puits de population alimentés par la dispersion des animaux provenant d'habitats mieux appropriés (Holt, 1985; Pulliam, 1988). Des études effectuées par Ralls and Ballou (1992) sur les petits mammifères de l'État américain du Kansas ont révélé que certaines espèces, comme les campagnols (espèce *Microtus*) et les sigmodontes (espèce *Sigmodon*), demeurent en plus grands nombres sur de vastes superficies d'habitat de qualité, alors que d'autres espèces, comme la souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*), présentent davantage les superficies moins étendues; apparemment, cette différence s'explique par l'effet conjugué de la compétition interspécifique et l'accroissement de la capacité de certaines espèces d'exploiter les habitats moins appropriés. Ralls and Ballou (1992) concluent que les puits de population peuvent retarder la disparition d'espèces dans les paysages morcelés, mais qu'ils étaient vulnérables à des processus stochastiques. Après avoir examiné des données concernant la Grande-Bretagne, O'Connor and Shrubbs (1986) et O'Connor (1987) concluent que, malgré tout, les haies exerçaient une influence positive sur les populations aviennes. De toute évidence, selon eux, les haies n'incitent pas les oiseaux nichant à l'orée des bois à quitter un habitat plus convenable, mais

elles servent plutôt de déversoirs. À l'heure actuelle, il n'existe pas d'études permettant de confirmer ou d'infirmer ces constatations dans le contexte canadien.

5.7.2 Protection des habitats riverains

Dans les prairies (Bradley, 1993) et d'autres écosystèmes, les habitats riverains (les cours d'eau et leurs berges) abritent une part disproportionnellement élevée du biote. La modification des corridors riverains se répercute sur la qualité de l'eau, le biote aquatique et les communautés fauniques terrestres associées à cet habitat (Carothers and Johnson, 1975; Kauffman and Krueger, 1984; Cole, 1987; Szaro and Rinne, 1988). En Californie, Hehnke and Stone (1979) ont établi que le nombre total d'oiseaux/ha/an chutait de 93 % dans les corridors riverains où l'activité agricole et forestière avait causé la disparition de la végétation naturelle. Par contraste, le nombre d'oiseaux/ha/an était supérieur de 32 % dans les zones agricoles présentant des corridors riverains végétalisés, par rapport aux zones agricoles qui en étaient dépourvues. Plusieurs autres études indiquent que la diversité de l'avifaune le long des corridors riverains est inversement proportionnelle à la perturbation du corridor riverain (Carothers *et al.*, 1974; Gill *et al.*, 1974; Carothers and Johnson, 1975; Szaro and Rinne, 1988).

D'après Croonquist and Brooks (1993), la diversité de l'avifaune varie significativement avec l'éloignement du cours d'eau dans les corridors riverains perturbés, mais demeure relativement constante dans les corridors non perturbés. La diversité s'appauvrit dans les bandes tampons de 10 m de végétation naturelle aménagées en bordure des cours d'eau du centre de l'État américain de Pennsylvanie; aucune espèce plus «sensible» n'était présente en l'absence d'un corridor non perturbé de 25 m des deux côtés du cours d'eau (Croonquist and Brooks, 1993). Emmerich and Vohs (1982), qui ont examiné les communautés aviennes dans les boisés riverains, les rideaux-abris multi-rangs des bâtiments d'exploitation et les brise-vent monorang dans l'État du Dakota du Sud aux États-Unis, ont constaté que les habitats plus larges (riverains) présentaient une plus grande diversité que les habitats étroits (rideaux-abris et brise-vent) durant

les saisons de nidification, de migration et d'hivernage. Selon Adamus and Brandt (1990), la dépendance de nombreuses espèces d'oiseaux envers les habitats riverains restants pourrait s'expliquer moins par les caractéristiques intrinsèques des zones humides que par le fait qu'il reste peu d'autres habitats non aménagés. Dans de tels cas, les espèces qu'on trouve normalement moins fréquemment en habitat riverain sont peut-être contraintes d'utiliser le seul autre habitat disponible, et pour cette raison, la densité des oiseaux peut être un médiocre indicateur de la qualité de l'habitat ou de sa capacité d'entretenir l'espèce à long terme (Van Horne, 1983).

5.7.3 Remise en état et restauration des terres agricoles pour la protection de la biodiversité

Dans les régions où les bassins d'aires naturelles ne sont plus suffisants, il y a la possibilité de remettre en état les terres agricoles inactives et d'en refaire des habitats naturels. La Société canadienne pour la conservation de la nature et le Plan nord-américain de gestion de la sauvagine ont amorcé des initiatives en ce sens. Cette option mérite d'être sérieusement envisagée, particulièrement quand on considère que la superficie agricole nord-américaine nécessaire à la satisfaction des besoins nationaux et de l'exportation devrait diminuer de 50 % d'ici l'an 2030 (section 5.1) (Girt, 1990). Les chercheurs qui ont étudié la question de la restauration peuvent être facilement classés en deux camps : les optimistes et les pessimistes. Les optimistes (p. ex. Bradshaw, 1983, dans son allocution présidentielle à la British Ecological Society) prétendent que bon nombre des étapes menant à la restauration des écosystèmes sont relativement simples et bien connues et, qu'avec un peu plus d'efforts, on pourrait même réintroduire des espèces dont la réimplantation est difficile. Quant aux pessimistes (Cairns, 1988, dans la revue *Restoration and Management*), ils estiment que la restauration est, au mieux, une entreprise difficile, coûteuse et incertaine. L'émergence de deux écoles de pensée si diamétralement opposées ne doit pas nous surprendre, vu la grande variété qui caractérise aussi bien les habitats endommagés que les causes et l'étendue des dégâts.

En outre, les partisans de la restauration se subdivisent selon la stratégie privilégiée : d'un côté, il y a ceux qui prônent des mesures vigoureuses et dynamiques de manipulation de l'habitat, d'ensemencement, d'éradication des espèces indésirables, etc. (Jarman *et al.*, 1991); de l'autre côté, ceux qui préconisent davantage le «laisser-faire» (DeWitt, 1989). La vigueur des mesures de restauration peut être fonction du degré auquel on est prêt à patienter durant une période de 50 à 100 ans nécessaire à la régénération naturelle. Certains projets de restauration ont des buts très étroitement définis, comme la création d'un couvert pour les oiseaux nichant au sol, tandis que la restauration d'une fonction intégrale de l'écosystème demeure une considération secondaire. Le fait de réensemencer un secteur en espèces indigènes en s'efforçant de préserver les processus écologiques peut contribuer à préserver un plus large segment de la biodiversité indigène (Cooperrider, 1990).

Les revues de vulgarisation (Gayton, 1993) citent souvent l'exemple du rétablissement d'un écosystème de prairie haute. Jadis écosystème dominant durant la période postglaciaire en Amérique du Nord, la prairie haute était déjà restreinte à une bande de 100 km traversant le Manitoba quand les Européens ont commencé à coloniser la région. Après la disparition locale de certaines espèces (p. ex. le bison des plaines) et le labourage des terres à des fins agricoles, il ne subsiste que quelques fragments (p. ex. cimetières, emprises, petites réserves naturelles) de cet écosystème. Le réaménagement à grande échelle de la prairie haute à partir du territoire agricole actuel est une entreprise jugée réalisable, que l'on a d'ailleurs proposée (Betz, 1992). Au Canada et aux États-Unis, on a constitué des parcelles expérimentales à petite échelle où quelques particuliers dévoués, avec l'aide de bénévoles, appliquent diverses mesures intensives d'aménagement (ensemencement, brûlage, etc.) pour reconstituer un paysage s'apparentant le plus possible à une prairie haute. Les pessimistes pourraient souligner que ces prairies restaurées ne ressembleront jamais à l'original, ne serait-ce que par l'absence de troupeaux de bisons en liberté, de loups (*Canis lupus*) ou de grizzlys (*Ursus arctos*). En fait, nous n'avons qu'une vague idée de l'aspect de cet écosystème avant l'arrivée des Européens, et nous ne comprenons certainement pas à fond les liens et les processus

écologiques en jeu. Néanmoins, si nous souhaitons sérieusement conserver des habitats canadiens représentatifs, il nous faudra consacrer une partie de nos compétences en écologie aux entreprises essentielles de restauration, et poursuivre nos recherches sur la dynamique des écosystèmes. Au lieu de nous soucier tant de notre incapacité de recréer parfaitement ces systèmes, peut-être devrions-nous penser aux assemblages d'espèces que nous réussirons à préserver pour la postérité.

5.8 Recommandations

La conclusion globale de la présente évaluation est que la protection de la biodiversité en milieu agricole — c.-à-d. tant dans les zones cultivées qu'en secteur non cultivé, mais spécialement dans le second cas — constitue un objectif valable, conforme à l'esprit de la Convention sur la diversité biologique.

Dans cette optique, cette évaluation a mis au jour un certain nombre de lacunes de recherche qu'il est essentiel de combler si nous souhaitons préserver la biodiversité indigène dans les secteurs dominés par l'agriculture. Nous avons exposé explicitement les lacunes jugées plus criantes; les autres ressortent en filigrane de notre analyse. Certaines des recherches recommandées relèvent clairement d'Environnement Canada, d'autres, d'Agriculture et Agro-alimentaire Canada, et d'autres encore devraient, idéalement, susciter un effort commun. Environnement Canada est mal placé pour effectuer de la recherche sur les systèmes agro-écologiques, vu l'absence de ressources (financières ou humaines) permettant de compléter les travaux actuellement menés par Agriculture et Agro-alimentaire Canada. La recherche sur l'importance des secteurs non cultivés, en particulier, est susceptible d'être laissée de côté. Néanmoins, une des recommandations précises émanant de cette évaluation concerne la nécessité d'intensifier l'effort commun de recherche entre les écologistes voués à la conservation et les agronomes.

- Il est nécessaire de recenser avec exhaustivité les espèces vivant dans les secteurs cultivés et dans les portions non cultivées des milieux agricoles, afin d'en évaluer la valeur pour la conservation. On devrait mettre l'accent sur les

groupes mal connus mais importants, comme les macro-invertébrés.

- Il faut étudier plus attentivement les espèces dont on sait ou l'on croit qu'elles connaissent un déclin en milieu agricole (p. ex. les oiseaux, les insectes pollinisateurs). On a particulièrement besoin de connaître en quoi la structure du paysage influence ces groupes.
- Il faut étudier la valeur de la biodiversité indigène pour l'agriculture, spécialement le rôle potentiellement utile des mauvaises herbes, des invertébrés, des oiseaux et des autres espèces de vertébrés. On doit également faire des recherches pour trouver des solutions aux antagonismes entre l'activité agricole et les espèces sauvages.
- Dans le cas des mauvaises herbes et des insectes qu'il faut réprimer pour des raisons agronomiques, il faudrait mettre l'accent sur la mise au point de stratégies de gestion à long terme (rotation, contre-ensemencement, recours aux organismes naturels, etc.) plutôt que sur une éradication à court terme par des pesticides.
- Il faudrait examiner plus à fond le rôle joué par la microfaune du sol (et plus spécialement la diversité de cette microfaune) dans le maintien de la fertilité et de la qualité du sol.
- La gestion des haies et des lisières des champs dans une optique de conservation doit être étudiée plus à fond. On doit également se pencher sur les incidences agronomiques des mesures visant à accroître la valeur de ces habitats marginaux pour la conservation. Il est urgent d'évaluer la tendance actuelle prônant une vigoureuse suppression des mauvaises herbes dans les lisières des champs de labour dans une optique de conservation. Les attributs potentiellement indésirables de ces habitats, comme la possibilité qu'ils détournent les oiseaux d'un habitat de nidification plus approprié, doivent être examinés.
- Nous devons acquérir un savoir-faire en matière de restauration des habitats dégradés.

D'autres recommandations s'adressent d'abord aux instances décisionnelles :

- Nous devons réorienter nos efforts de recherche et de conservation pour reconnaître la valeur des terres agricoles dans la conservation de la biodiversité.
- Il faut limiter plus strictement l'introduction accidentelle d'espèces exotiques, pour des raisons d'agronomie et de conservation.
- Environnement Canada devra collaborer avec Agriculture et Agro-alimentaire Canada pour que les objectifs de biodiversité en milieu agricole soient clairement énoncés et étayés par la recherche nécessaire à l'intégration de ces objectifs aux programmes actuels visant une production agricole plus durable.
- Dans la conservation en milieu agricole, l'accent est principalement mis sur l'habitat non cultivé comme les haies, les lignes de clôture, les boisés, les zones humides et les secteurs riverains. On doit adopter des mesures pour protéger ces habitats, spécialement dans les secteurs intensivement cultivés tels que la zone carolinienne du sud de l'Ontario, la prairie haute ou les vallées intérieures arides de la Colombie-Britannique. Il faut recenser les habitats essentiels présentant une forte biodiversité indigène et cesser l'exploitation agricole des terres marginales. Idéalement, ces stratégies devraient s'accompagner de mesures visant à accroître la pérennité de nos milieux agricoles, comme la réintroduction de l'hétérogénéité dans le territoire agricole existant par la rotation et la diversification des cultures, la culture intercalaire et la réduction de la taille des champs.
- Il faut revoir les politiques concernant les zones humides, et plus particulièrement leur drainage, en fonction de l'objectif actuel d'aucune perte nette. On devrait envisager l'établissement d'une série de mesures dissuasives visant à limiter le drainage des zones humides, et de mesures incitatives encourageant la conservation ou la création de terres humides.
- Il faut améliorer les relevés sur l'utilisation des pesticides, et implanter des programmes facilitant l'agriculture à intrants réduits. On doit faire des pressions sur le régime d'homologation des pesticides pour encourager la mise au point de solutions plus sélectives que les produits à large spectre d'action actuellement homologués.

- Il faut procéder à une certaine évaluation des ressources naturelles de chaque exploitation agricole, et assouplir suffisamment les programmes agricoles pour qu'ils favorisent, à partir des ressources particulières du terrain, une gestion agricole écologiquement rationnelle. On pourrait s'inspirer du programme Ontario Environmental Farm Plan, financé par le Plan vert du Canada sous la direction des producteurs agricoles.
- En introduisant de nouvelles mesures incitatives et dissuasives, les programmes et les politiques agricoles influencent grandement les pratiques d'aménagement du territoire et se répercutent directement sur la qualité de l'environnement et la diversité biologique. Le gouvernement doit affirmer la vocation multiple des terres agricoles et la traduire concrètement dans ses politiques. Environnement Canada devrait saisir toutes les occasions de collaborer avec Agriculture et Agro-alimentaire Canada pour promouvoir la pérennité de l'environnement et la conservation de la biodiversité indigène dans les nouvelles politiques agricoles.
- La restauration des habitats dégradés au Canada doit bénéficier d'un soutien institutionnalisé. Une collaboration fédérale-provinciale s'impose en la matière.

Les autres recommandations ont plus particulièrement trait à l'aménagement des terres et au choix des pratiques culturales :

- Il faut réduire au minimum le labour et l'apport de pesticides.
- On doit mieux calculer les charges d'engrais chimiques, pour ne pas dépasser les besoins locaux.
- Il faut intensifier et encourager les efforts actuels concernant les prés de parcours indigènes et visant à modérer les pressions de pâturage sur les perturbations naturelles.

Remerciements

Les auteurs souhaitent exprimer leur plus sincère gratitude envers les personnes et les organismes qui ont lu et commenté les textes des étapes précédentes du présent rapport : Hugh Boyd, Tony Diamond, Brad Fraleigh et Pam Krannitz, du Service canadien de la faune; Jill Vaisey, Ted Wiens et d'autres personnes de l'Administration du rétablissement agricole des Prairies (ARAP); le Bureau de l'environnement d'Agriculture et Agro-alimentaire Canada; et Dalia Kudirka, John Martens, Gordon Neish et Guy Lafond de la Direction générale de la recherche, à Agriculture et Agro-alimentaire Canada.

Ouvrages cités

- Achuff, P.L. 1991. Plant conservation in the Prairie provinces: summary. Pages 187-188 in G.L. Holroyd, G. Burns, and H.C. Smith (eds.), Proceedings of the Second Endangered Species and Prairie Conservation Workshop. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 15, Natural History Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Adamus, P.R. and K. Brandt. 1990. Impacts on quality of inland wetlands of the United States: a survey of indicators, techniques, and applications of community-level biomonitoring data. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Ore.
- Agriculture Canada. 1991. Strategy for the conservation and use of Canadian wild plant germplasm of economic significance. Expert Committee on Plant Gene Resources, Agriculture Canada.
- Allen, L. 1991. Status of plant conservation in Alberta. Pages 192-195 in G.L. Holroyd, G. Burns, and H.C. Smith (eds.), Proceedings of the Second Endangered Species and Prairie Conservation Workshop. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 15, Natural History Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Allen, M.W., W.H. Hart, and K. Baghott. 1970. Crop rotation controls barley root-knot nematode at Tulalake. Calif. Agric. (July):4-5.
- Altieri, M.A. 1987. Agroecology: scientific basis of alternative agriculture. Westview Press, Boulder, Colo.

- Altieri, M.A. 1991a. How best can we use biodiversity in agroecosystems. *Outlook Agric.* 20:15–23.
- Altieri, M.A. 1991b. Increasing biodiversity to improve pest management in agro-ecosystems. Pages 165–182 in D.L. Hawksworth (ed.), *The biodiversity of microorganisms and invertebrates: its role in sustainable agriculture*. C.A.B. International, Wallingford, Oxon, U.K.
- Altieri, M.A. 1992. Agroecological foundations of alternative agriculture in California. *Agric. Ecosyst. Environ.* 39:23–53.
- Altieri, M.A. and D.K. Letourneau. 1982. Vegetation management and biological control in agroecosystems. *Crop Prot.* 1:405–430.
- Altieri, M.A. and L.L. Schmidt. 1985. Cover crop manipulation in northern California orchards and vineyards: effect on arthropod communities. *Biol. Agric. Hortic.* 3:1–24.
- Altieri, M.A. and J.W. Todd. 1981. Some influences of vegetational diversity on insect communities of Georgia soybean fields. *Prot. Ecol.* 3:333–338.
- Altieri, M.A. and W.H. Whitcomb. 1979. The potential use of weeds in the manipulation of beneficial insects. *HortScience* 14:12–18.
- Anderson, B.L., R.D. Pieper, and V.W. Howard. 1974. Growth response and deer utilization of fertilized browse. *J. Wildl. Manage.* 38:525–530.
- Anderson, E.W. and R.J. Scherzinger. 1975. Improving quality of winter forage for elk by cattle grazing. *J. Range Manage.* 28(2):120–125.
- Andow, D. 1983. The effect of agricultural diversity on insect populations. Pages 91–116 in W. Lockeretz (ed.), *Environmentally sound agriculture*. Praeger, New York.
- Andow, D.A. 1991. Vegetational diversity and arthropod population response. *Annu. Rev. Entomol.* 36:561–586.
- Arshad, M.A., M. Schnitzer, D.A. Angers, and J.A. Ripmeester. 1990. Effects of till vs. no-till on the quality of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 22:595–599.
- Askins, R.A. 1994. Population trends in grassland, shrubland and forest birds in eastern North America. *Curr. Ornithol.* 11:1–34.
- Bailey, K.L., K. Mortensen, and G.P. Lafond. 1992. Effects of tillage systems and crop rotations on root and foliar diseases of wheat, flax, and peas in Saskatchewan. *Can. J. Plant Sci.* 72:583–591.
- Bakker, J.P. 1989. *Nature management by grazing and cutting*. Junk, Dordrecht, Netherlands.
- Baliddawa, C.W. 1985. Plant species diversity and crop pest control. An analytical review. *Insect Sci. Appl.* 6:479–487.
- Barber, G.W. 1925. The efficiency of birds in destroying the overwintering larvae of the European corn-borer in New England. *Psyche* 32(1):30–46.
- Barber, G.W. 1942. Control of earworms in corn by birds. *J. Econ. Entomol.* 35(4):511–513.
- Barber, S. 1991. Changing agriculture (and wildlife) policies and programs to benefit soil and wildlife conservation. Pages 106–107 in G.L. Holroyd, G. Burns, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Second Endangered Species and Prairie Conservation Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 15, Natural History Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Barber, S.A. 1972. Relations of weather to the influence of hay crops on subsequent corn yields on a Chalmers silt loam. *Agron. J.* 64:8–10.
- Baril, A. 1993. Pesticides and wildlife in the prairies: current regulatory issues. Pages 44–48 in G.L. Holroyd, H.L. Dickson, M. Regnier, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Third Prairie Conservation and Endangered Species Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 19, Curatorial Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Barnett, G.M. 1982. Utilisation des fumiers et des lisiers sur les cultures: les conséquences agronomiques. Pages 57–77 in *Fumiers: Rapport du colloque sur les fumiers*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Québec.
- Barrett, M.W. 1979. Evaluation of fertilizer on pronghorn winter range in Alberta. *J. Range Manage.* 32:55–59.
- Batt, G.D.J., A. Black, and W.F. Cowan. 1980. The effects of glyphosate herbicide on chicken egg hatchability. *Can. J. Zool.* 58:1940–1942.

- Batt, G.D.J., A. Black, and W.F. Cowan. 1985. The effects of Poast and Hoeschst 00736 herbicides on chicken egg hatchability. Delta Waterfowl Research Station, Delta, Manitoba.
- Baum, R.M. 1993. Herbicide-resistant crops focus of biotechnology debate. Chem. Eng. News (8 March):38-41.
- Bazzaz, F.A. 1983. Characteristics of populations in relation to disturbance in natural and man-modified ecosystems. Pages 259-275 in H.A. Mooney and M. Godron (eds.), *Disturbance and ecosystems*. Springer-Verlag, New York. —
- Bendell, B.E. and P.J. Weatherhead. 1982. Prey characteristics of upland-breeding Red-winged Blackbirds, *Agelaius phoeniceus*. Can. Field-Nat. 96(3):265-271.
- Benzing-Purdie, L., G. Andrews, D.R. Coote, and R. Grover, in collaboration with other staff of Agriculture Canada. 1991. Agriculture: searching for a sustainable system. Pages 1-29 in J.A. Burnett and S. Burns (eds.), *State of the environment*. Environment Canada, Ottawa.
- Best, L.B. 1983. Bird use of fencerows: implications of contemporary fencerow management practices. Wildl. Soc. Bull. 11(4):343-347.
- Best, L.B., R.C. Whitmore, and G.M. Booth. 1990. Use of corn fields by birds during the breeding season: the importance of edge habitat. Am. Midl. Nat. 123:84-99.
- Betz, R.F. 1992. The tallgrass prairie. Restor. Manage. Notes 10(1):33-35.
- Biswas, M.R. 1984. Agricultural production and environment: a review. Environ. Conserv. 11(3):253-259.
- Black, E.R., Jr., F.M. Davis, C.A. Henderson, and W.A. Douglas. 1970. The role of birds in reducing overwintering populations of the southwestern corn borer, *Diatraea grandiosela* (Lepidoptera: Crambidae), in Mississippi. Ann. Entomol. Soc. Am. 63(3):701-706.
- Black, E.R., F.M. Davis, and C.A. Henderson. 1971. The flicker and the southwestern corn borer in Mississippi. Pages 285-292 in Proceedings of the Tall Timbers Conference on Ecological Animal Control by Habitat Management. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Fla.
- Blumberg, A.Y. and D.A. Crossley, Jr. 1983. Comparison of soil surface arthropod populations in conventional tillage, no-tillage, and old field systems. Agro-Ecosystems 8:247-253.
- Boatman, N. and P. Wilson. 1989. Cereal extensification: a vital tool for conservation. Game Conservancy Annu. Rev. (1988) 20:63-65.
- Bock, C.E., V.A. Saab, T.D. Rich, and D.S. Dobkin. 1993. Effects of livestock grazing on Neotropical migratory landbirds in western North America. Pages 296-309 in D.M. Finch and P.W. Stangel (eds.), *Status and management of Neotropical migratory birds*. Gen. Tech. Rep. RM-229, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Flagstaff, Ariz.
- Boutin, C. and P.A. Keddy. 1993. A functional classification of wetland plants. J. Veg. Sci. 4:591-600.
- Boutin, C., B. Jobin, and J.L. DesGranges. 1994. Modifications of field margins and other habitats in agricultural areas of Quebec, Canada, and effects on plants and birds. In *Field margins — integrating agriculture and conservation*. Symposium, British Crop Protection Council (in press).
- Boyer, D.A., F.S. Guthery, and R.D. Brown. 1989. An evaluation of shelters used in Bobwhite management. Wildl. Soc. Bull. 17:264-268.
- Braae, L., H. Nohr, and B.S. Petersen. 1988. Bird faunas of conventionally and ecologically farmed land. Miljøprojekt nr 102. Miljøstyrelsen, Copenhagen.
- Bradley, C. 1993. Developing a conservation and management strategy for riparian forests in southern Alberta. Pages 269-272 in G.L. Holroyd, H.L. Dickson, M. Regnier, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Third Prairie Conservation and Endangered Species Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 19, Curatorial Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Bradshaw, A.D. 1983. The reconstruction of ecosystems. Appl. Ecol. 20:1-17.
- Brotherton, D.I. 1977. Lowland grasslands. Pages 81-95 in J. Davidson and R. Lloyd (eds.), *Conservation and agriculture*. John Wiley & Sons, New York.
- Brown, A.W.A. 1978. *Ecology of pesticides*. John Wiley & Sons, New York.
- Bryson, B. 1993. Britain's hedgerows. Nat. Geogr. (September):94-117.

- Bugg, R.L. 1992. Beneficial arthropods associated with various weeds and wild plants in and near orchards and vineyards. Pages 202–207 in *Proceedings of the 44th California Weed Conference*. Freemont, Calif.
- Bugg, R.L., L.E. Ehler, and L.T. Wilson. 1987. Effect of common knotweed (*Polygonum aviculare*) on abundance and efficiency in insect predators of crop pests. *J. Agric. Sci. (Cambridge)* 55(7):1–51.
- Bugg, R.L., J.D. Dutcher, and P.J. McNeill. 1991. Cool-season cover crops in the pecan orchard understory: effects on Coccinellidae (Coleoptera) and pecan aphids (Homoptera: Aphididae). *Bio-Control* 1:8–15.
- Burger, G.V. 1985. Agricultural lands and wildlife: a perspective. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 50:133–134.
- Burgess, H.H., H.H. Prince, and D.L. Trauger. 1965. Blue-winged teal nesting success as related to land use. *J. Wildl. Manage.* 29(1):89–95.
- Butterfield, E.J., J.E. DeVay, and R.H. Garber. 1978. The influence of several crop sequences on the incidence of *Verticillium* wilt of cotton and on the populations of *Verticillium dahliae* in field soil. *Phytopathology* 68:1217–1220.
- Cairns, J., Jr. 1988. Restoration and the alternative: a research strategy. *Restor. Manage. Notes* 6(2):65–68.
- Canada–Saskatchewan Agreement on Soil Conservation. 1993. Soil works. Prairie Farm Rehabilitation Administration, Regina.
- Caporali, F. and A. Onnis. 1992. Validity of rotation as an effective agroecological principle for a sustainable agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 41:101–113.
- Capriel, P., P. Harter, and D. Stephenson. 1992. Influence of management on the organic matter of a mineral soil. *Soil Sci.* 153(2):122–128.
- Cárcamo, H. 1993. Effect of tillage on ground beetles (Coleoptera: Carabidae): a farm-scale study in central Alberta. Unpubl. rep., University of Calgary, Calgary.
- Carothers, S.W. and R.R. Johnson. 1975. Water management practices and their effects on nongame birds. Pages 210–222 in D.R. Smith (ed.), *Proceedings of the symposium on management of forest and range habitats for nongame birds*. For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-1, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.
- Carothers, S.W., R.R. Johnson, and S.W. Atchison. 1974. Population structure and social organization of southwestern riparian birds. *Am. Zool.* 14:97–108.
- Carroll, C.R. 1990. The interface between natural areas and agroecosystems. Pages 365–383 in C.R. Carroll, J.H. Vandermeer, and P.M. Rosset (eds.), *Agroecology*. McGraw-Hill, New York.
- Carson, W.P. and S.T.A. Pickett. 1990. Role of resources and disturbance in the organization of an old-field plant community. *Ecology* 71:226–238.
- Castrale, J.S. 1985. Responses of wildlife to various tillage conditions. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 50:142–156.
- Chiverton, P. 1991. The value of conservation headlands to ground beetles important as predators of cereal aphids. *Game Conservancy Annu. Rev. (1990)* 22:54–56.
- Chu, G.C.C. 1993. Prairie Farm Rehabilitation Administration, community pasture rangeland inventory, and range site benchmark establishment. Pages 69–70 in G.L. Holroyd, H.L. Dickson, M. Regnier, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Third Prairie Conservation and Endangered Species Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 19, Curatorial Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Clarholm, M., A. Gustafson, and S. Fleisher. 1988. Does agriculture kill fish? *Ecol. Bull.* 39:139–140.
- Clark, R.G., H. Boyd, and B. Poston. 1994. Crop damage, autumn waterfowl populations and cereal grain harvests in the Prairie provinces of western Canada. *Wildfowl* (in press).
- Clawson, D.L. 1985. Harvest security and intraspecific diversity in traditional tropical agriculture. *Econ. Bot.* 39:56–67.
- Cocannouer, J.A. 1950. Weeds — guardians of the soil. Devin-Adair Co., Old Greenwich, U.K.
- Cole, G.F. 1987. Changes in interacting species with disturbance. *Environ. Manage.* 11:257–264.
- Coleman, D.C., C.V. Cole, and E.T. Elliott. 1984. Decomposition, organic matter turnover, and nutrient dynamics in agroecosystems. Pages 83–104 in R. Lowrance, B.R. Stinner, and G.J. House (eds.), *Agricultural ecosystems: unifying concepts*. Wiley/Interscience, New York.

- Coleman, D.C., E.P. Odum, and D.A. Crossley, Jr. 1992. Soil biology, soil ecology, and global change. *Biol. Fert. Soils* 14:104-111.
- Collins, N.M. and J.A. Thomas (eds.). 1991. The conservation of insects and their habitats. 15th Symposium of the Royal Entomological Society of London, 14-15 September 1989. Academic Press, London, U.K.
- Comité permanent de l'agriculture, des pêches et des forêts. 1984. Nos sols dégradés : le Canada compromet son avenir. Le Sénat du Canada, Ottawa.
- Commission mondiale sur l'environnement et le développement. 1988. Notre avenir à tous. Éditions du Fleuve, Montréal.
- Conacher, J. and A. Conacher. 1986. Herbicides in agriculture: minimum tillage, science and society. GEOWEST 22. Department of Geography, University of Western Australia, Nedlands. 169 pp.
- Conner, R.L. and T.G. Atkinson. 1989. Influence of continuous cropping on severity of common root rot in wheat and barley. *Can. J. Plant Pathol.* 11:127-132.
- Cook, R.J. 1984. Root health: importance and relationship to farming practices. Pages 111-127 in D.F. Bezdicsek and J.F. Power (eds.), *Organic farming: current technology and its role in a sustainable agriculture*. ASA Spec. Publ. 46, Am. Soc. Agron., Crop. Sci. Soc. Am., and Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wis.
- Cooperrider, A.Y. 1990. Conservation of biological diversity on western rangelands. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 55:451-461.
- Copeland, P.J., R.R. Allmaras, R.K. Crookston, and W.W. Nelson. 1993. Corn-soybean rotation effects on soil water depletion. *Agron. J.* 85:203-210.
- Coppock, D.L., J.K. Detling, J.E. Ellis, and M.I. Dyer. 1983a. Plant-herbivore interactions in a North American mixed-grass prairie. I. Effects of black-tailed prairie dogs on intraseasonal aboveground plant biomass and nutrient dynamics and plant species diversity. *Oecologia (Berlin)* 56:1-9.
- Coppock, D.L., J.E. Ellis, J.K. Detling, and M.I. Dyer. 1983b. Plant-herbivore interactions in a North American mixed-grass prairie. II. Responses of bison to modification of vegetation by prairie dogs. *Oecologia (Berlin)* 56:10-15.
- Corbet, S.A., I.H. Williams, and J.L. Osborne. 1991. Bees and the pollination of crops and wild flowers: changes in the European Community. Unpubl. rep. to the European Economic Community.
- Cousens, R. and S.R. Moss. 1990. A model of the effects of cultivation on the vertical distribution of weed seeds within the soil. *Weed Res.* 30:61-70.
- Cowan, W.F. 1982. Waterfowl production on zero tillage farms. *Wildl. Soc. Bull.* 10:305-308.
- Cowan, W.F. 1993. Direct seeding: potential socio-economic and conservation benefits. Pages 16-18 in G.L. Holroyd, H.L. Dickson, M. Regnier, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Third Prairie Conservation and Endangered Species Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 19, Curatorial Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Crookston, R.K., J.E. Kurlle, and W.E. Lueschen. 1988. The relative ability of soybean, fallow, and triacantanol to alleviate yield reductions with growing corn continuously. *Crop Sci.* 28:145-147.
- Croonquist, M.J. and R.P. Brooks. 1993. Effects of habitat disturbance on bird communities in riparian corridors. *J. Soil Water Conserv.* 48(1):65-70.
- Crosson, P.R. and N.J. Rosenberg. 1990. Strategies for agriculture. Pages 73-84 in *Managing planet Earth: readings from Scientific American magazine*. W.H. Freeman and Co., New York.
- Crowder, A.A. and J.M. Bristow. 1988. The future of waterfowl habitats in the Canadian Lower Great Lakes wetlands. *J. Great Lakes Res.* 14(1):115-127.
- Cundiiff, B. 1993. Carolinian Canada. *Borealis* 4(2):16-22.
- Dahlberg, K.A. 1992. The conservation of biological diversity and U.S. agriculture: goals, institutions, and policies. *Agric. Ecosyst. Environ.* 42:177-193.
- Dale, B. 1993. Productivity of endemic grassland passerines in haylands. Pages 27-32 in G.L. Holroyd, H.L. Dickson, M. Regnier, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Third Prairie Conservation and Endangered Species Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 19, Curatorial Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Dambach, C.A. 1945. Some biologic and economic aspects of field border management. *Trans. North Am. Wildl. Conf.* 10:169-184.

- Day, S. 1992. What weeds say about your soil. *Can. Gard.* (June/July/August):49-52.
- Dekker, J.H. and G.W. Anderson. 1981. Factsheet: Long-term weed control planning (AGDEX 641). Ontario Ministry of Agriculture and Food.
- Dennis, P. and G.L.A. Fry. 1992. Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40:95-115.
- Derksen, D.A., G.P. Lafond, G. Thomas, H.A. Loepky, and C.J. Swanton. 1993. Impact of agronomic practices on weed communities: tillage systems. *Weed Sci.* 41:409-417.
- Desender, K. and H. Turin. 1988. Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in four west European countries since 1950 (Coleoptera: Carabidae, Cicindelidae). *Biol. Conserv.* 48:277-294.
- DeWitt, C. 1989. Reflections. *Restor. Manage. Notes* 7(2):80-81.
- Diamond, A.W. and F.L. Filion (eds.). 1987. The value of birds. ICBP Tech. Publ. No. 6, International Council for Bird Preservation, Cambridge, U.K.
- Dick, R.P. 1992. A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40:25-36.
- Doane, J.F. 1981. Seasonal captures and diversity of ground beetles in a wheat field and its grassy borders in central Saskatchewan. *Quaest. Entomol.* 17:211-233.
- Dormaar, J.F. 1992. Soil changes under crested wheatgrass. Research Station Lethbridge Weekly Letter 3039. Research Branch, Agriculture Canada.
- Dover, J.W. 1991. The conservation of insects on arable farmland. Pages 294-318 in N.M. Collins and J.A. Thomas (eds.), *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London, U.K.
- Downes, C.M. 1994. Population trends of songbirds in three habitats using data from the Canadian breeding bird survey (1966-1990). Canadian Wildlife Service Technical Report (in press).
- Drew, L. 1994. Whose home is the range, anyway? *Natl. Wildl.* 32(1):12-18.
- Dunn, L. 1993. OECD questionnaire. Agriculture and the environment, Canada's response. Environmental Policy Branch, Agriculture Canada, Ottawa.
- Duynstee, T. 1992. An investigation into field grazing by wigeon in Delta, British Columbia: a pilot study conducted by the Greenfields Project. Canadian Wildlife Service, Delta, B.C.
- Edwards, C.A. and J.R. Lofty. 1975. The influence of cultivation on soil animal populations. Pages 399-407 in J. Vanek (ed.), *Progress in soil zoology. Proceedings of the Fifth International Congress of Soil Zoology, Prague 1973*. Junk, Amsterdam.
- Edwards, C.A. and J.R. Lofty. 1982. The effect of direct drilling and minimal cultivation on earthworm populations. *J. Appl. Ecol.* 19:723-734.
- Edwards, C.A. and A.R. Thompson. 1973. Pesticides and the soil fauna. *Residue Rev.* 45:1-79.
- Eijsackers, H. and A. Quispel (eds.). 1988. Ecological implications of contemporary agriculture. Proceedings of the 4th European Ecology Symposium, 7-12 September 1986, Wageningen. Ecological Bulletin No. 39. Munksgaard International Booksellers, Copenhagen.
- Elliott, E.T. and D.C. Coleman. 1988. Let the soil work for us. *Ecol. Bull.* 39:23-32.
- Elmes, G.W. and J.A. Thomas. 1992. Complexity of species conservation in managed habitats: interaction between *Maculinea* butterflies and their ant hosts. *Biodiversity Conserv.* 1:155-169.
- El Titi, A. and U. Ipach. 1989. Soil fauna in sustainable agriculture: results of an integrated farming system at Lautenbach, F.R.G. *Agric. Ecosyst. Environ.* 27:561-572.
- Emmerich, J.M. and P.A. Vohs. 1982. Comparative use of four woodland habitats by birds. *J. Wildl. Manage.* 46:43-49.
- Environmental Management Associates. 1993. Environmental assessment of GRIP: final report. Unpubl. rep., Golder Associates, Calgary.
- Ernst, W.R., P.A. Pearce, and T.L. Pollock. 1989. Environmental effects of fenitrothion use in forestry: impacts on insect pollinators, songbirds and aquatic organisms. Pesticides Issues Team, Environment Canada.

- Evenden, M.D. 1993a. The labourers of nature's economic ornithology and the history of the role of birds as agents of biological pest control in North America (c.1880–1950). Queen's University, Kingston.
- Evenden, M.D. 1993b. The potentially beneficial role of birds in agroecosystems: a literature review. Unpubl. rep., Department of History, Queen's University, Kingston. 17 pp. [On file with the Canadian Wildlife Service.]
- FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture). 1966. La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture. Nations Unies CL 47/2, Rome.
- Federal-Provincial Agriculture Committee on Environmental Sustainability. 1990. Growing together. Report to Federal and Provincial Ministers of Agriculture, Canada.
- Firbank, L.G. 1993. The implications of scale on the ecology and management of weeds. Pages 91–104 in R.G.H. Bunce, L. Ryszkowski, and M.G. Paoletti (eds.), *Ecology and agroecosystems*. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla.
- Fleige, H. and K. Baeumer. 1974. Effect of zero-tillage on organic carbon and total nitrogen content, and their distribution in different N-fractions in loessial soils. *Agro-Ecosystems* 1:19–29.
- Flint, M.L. and P.A. Roberts. 1988. Using crop diversity to manage pest problems: some California examples. *Am. J. Alt. Agric.* 3(4):163–167.
- Floyd, E.H., L. Mason, and S. Phillips. 1971. Survival of overwintering southwestern corn borers in corn stalks in Louisiana. Pages 293–303 in *Proceedings of the Tall Timbers Conference on Ecological Animal Control by Habitat Management*. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Fla.
- Foissner, W. 1992. Comparative studies on the soil life in ecofarmed and conventionally farmed fields and grasslands of Austria. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40:207–218.
- Foster, A. 1987. Invertebrate site register 94, Part 1. Norfolk Breckland and South Norfolk. Nature Conservancy Council, Peterborough, U.K.
- Fowler, A.C., Knight, R.L., George, T.L., and McEwen, L.C. 1991. Effects of avian predation on grasshopper populations in North Dakota grasslands [abstr.]. *Ecology* 72(5):1775–1781.
- Fox, G.A., Mineau, P., Collins, B., and James, P.C. 1989. The impact of the insecticide carbofuran (Furadan 480F) on the burrowing owl in Canada. Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa.
- Frankton, C. and Mulligan, G.A. 1987. *Weeds of Canada*. NC Press, Toronto.
- Fraser, J. 1992. Annual medics look promising for forage. Research Station Lethbridge Weekly Letter 3049. Research Branch, Agriculture Canada.
- Fraser, J. 1993. Annual clovers. Research Station Lethbridge Weekly Letter 3088. Research Branch, Agriculture Canada.
- Freemark, K. and B. Boutin. 1994. Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife: a review. *Agric. Ecosyst. Environ.* (in press).
- Freemark, K. and M. Csizy. 1993. Effect of different habitats vs. agricultural practices on breeding birds. Pages 284–287 in *Agricultural research to protect water quality. Proceedings of the Conference, 21–24 February 1993*. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, Iowa.
- Freemark, K., H. Dewar et J. Saltman. 1991. Une étude bibliographique de l'utilisation par les oiseaux des habitats agricoles dans la région des Grands Lacs et du Saint-Laurent. Rapport technique n° 114, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa.
- Froud-Williams, R.J. 1988. Changes in weed flora with different tillage and agronomic management systems. Pages 213–236 in M.A. Altieri and M. Liebman (eds.), *Weed management in agroecosystems: ecological approaches*. CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Froud-Williams, R.J., R.J. Chancellor, and D.S.H. Drennan. 1984. The effects of seed burial and soil disturbance on emergence and survival of arable weeds in relation to minimal cultivation. *J. Appl. Ecol.* 21:629–641.
- Fujii, R. 1988. Water quality and sediment chemistry data of drain water and evaporation ponds from Tulare Lake drainage district, Kings County, CA, March 1985 – March 1986. U.S. Geological Survey Open-file Report 87-700, Sacramento.
- Fuller, R.M. 1987. The changing extent and conservation interest of lowland grasslands in England and Wales: a review of grassland surveys 1930–84. *Biol. Conserv.* 40:281–300.

- Furness, R.W. and J.J.D. Greenwood (eds.). 1993. Birds as monitors of environmental change. British Trust for Ornithology, Thetford, U.K.
- Gall, G.A.E. and G.H. Orians. 1992. Agriculture and biological conservation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 42:1-8.
- Game Conservancy. 1987-92. A full report of the research and other activities of the Game Conservancy during the year. *Game Conservancy Annu. Rev.* 18, 19, 20, 21, 22, 23.
- Game Conservancy. 1991. A full report of the research and other activities of the Game Conservancy during the year. *Game Conservancy Annu. Rev.* (1990) 22.
- Game Conservancy Advisory Service. 1989. Woodland hedges. *Game Conservancy Annu. Rev.* (1988) 20:159-161.
- Gaudette, A. et J. Zizka. 1982. La valeur fertilisante des fumiers. Pages 4-9 in *Fumiers: Rapport du colloque sur les fumiers*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Québec.
- Gäumann, E.A. 1950. Principles of plant infection: a text-book of general plant pathology for biologists, agriculturists, foresters and plant breeders. Hafner Publishing Co., New York.
- Gayton, G. 1993. Big bluestem and a tallgrass dream. *Equinox* 67(January/February):30-39.
- Gebhardt, M.R., T.C. Daniel, E.E. Schweizer, and R.R. Allmaras. 1985. Conservation tillage. *Science* 230:625-630.
- Gibson, C.W.D., C. Hambler, and V.K. Brown. 1992. Changes in spider (Aranea) assemblages in relation to succession and grazing management. *J. Appl. Ecol.* 29:132-142.
- Gibson, D.J. 1988. The maintenance of plant and soil heterogeneity in dune grassland. *J. Ecol.* 76:497-508.
- Gill, J.D., R.M. DeGraaf, and J.W. Thomas. 1974. Forest habitat management for non-game birds in Central Appalachia. *For. Serv. Res. Note NE-192*, U.S. Department of Agriculture.
- Gilpin, M., G.A.E. Gall, and D.S. Woodruff. 1992. Ecological dynamics and agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 42:27-52.
- Girt, J. 1990. Common ground: recommendations for policy reform to integrate wildlife habitat, environmental and agricultural objectives on the farm. *Wildlife Habitat Canada*, Ottawa.
- Gjersing, F.M. 1975. Waterfowl production in relation to rest-rotation grazing. *J. Range Manage.* 28:37-42.
- Glacken, C.J. 1967. *Traces on the Rhodian shore: nature and culture in western thought from ancient times to the eighteenth century*. University of California Press, Berkeley. 693 pp.
- Gliessman, S.R. and M.A. Altieri. 1982. Polyculture cropping has advantages. *Calif. Agric.* 36:14-16.
- Goldberg, D.E. and T.E. Miller. 1990. Effects of different resource additions on species diversity in an annual plant community. *Ecology* 71:213-225.
- Goodsen, N. 1983. Effects of domestic sheep grazing on bighorn sheep populations: a review. *Trans. Bienn. Symp. North. Wild Sheep Goat Counc.* 3:287-313.
- Gouvernement du Canada. 1991. Politique fédérale sur la conservation des terres humides. *Environnement Canada*, Ottawa.
- Greenwood, P.J. and P.H. Harvey. 1982. The natal and breeding dispersal of birds. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 13:1-21.
- Greig-Smith, P.W., G.K. Frampton, and T. Hardy (eds.). 1992. Pesticides, cereal farming and the environment — the Boxworth Project. Her Majesty's Stationery Office Publications Centre, London, U.K.
- Grundy, A. and N. Boatman. 1991. Extensification: the effect of reducing fertiliser and herbicide inputs on crop performance. *Game Conservancy Annu. Rev.* (1990) 22:71-73.
- Haas, H. and J.C. Streibig. 1982. Changing patterns of weed distribution as a result of herbicide use and other agronomic factors. Pages 57-79 in H.M. LeBaron and J. Gressel (eds.), *Herbicide resistance in plants*. Wiley, New York.
- Hald, A.B. and J. Reddersen. 1990. Wildlife indicators — insects and wild plants [in Danish with English summary]. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Copenhagen.
- Hanson, A.C., O. Andrén, S. Boström, U. Boström, M. Clarholm, J. Lagerlöf, T. Lindberg, K. Paustain, R. Pettersson, and B. Söhlenius. 1990. Structure of the agroecosystem. *Ecol. Bull.* 40:41-84.
- Hawthorne, A. 1993. Arable field margins in the Breckland ESA. *Game Conservancy Annu. Rev.* (1992) 24:69-71.

- Heady, H.F. 1975. Rangeland management. McGraw-Hill Book Co., New York.
- Heisler, G.M. and D.R. Dewalle. 1988. Effects of windbreak structure on wind flow. *Agric. Ecosyst. Environ.* 22/23:41-69.
- Hendrix, P.F., R.W. Parmelee, D.A. Crossley, Jr., D.C. Coleman, E.P. Odum, and P.M. Groffman. 1986. Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. *BioScience* 36(6):374-380.
- Hehnke, M. and C.P. Stone. 1979. Value of riparian vegetation to avian populations along the Sacramento river system. Pages 228-235 in R.R. Johnson and J.F. McCormick (eds.), *Strategies for protection and management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems. Proceedings of a Symposium, 11-13 December 1978, Calloway Gardens, Ga. For. Serv. GTR-WO-12, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.*
- Higgins, K.F. 1977. Duck nesting in intensively farmed areas of North Dakota. *J. Wildl. Manage.* 41:232-242.
- Hill, A.R. 1983. Denitrification: its importance in a river draining an intensively cropped watershed. *Agric. Ecosyst. Environ.* 10:47-62.
- Hill, N.M., D.G. Patriquin, and S.P. Vander Kloet. 1989. Weed seed bank and vegetation at the beginning and end of the first cycle of a 4-course crop rotation with minimal weed control. *J. Appl. Ecol.* 26:233-246.
- Hill, S.B. and R.J. MacRae. 1992. Organic farming in Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.* 39:71-84.
- Hill, S.B. and J. Ramsay. 1977. Weeds as indicators of soil conditions. *Macdonald Journal* (June):8-12. Published for Macdonald College by R.J. Cooke Ltd., Beaconsfield.
- Hobbs, R.J. and L.F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conserv. Biol.* 6(3):324-337.
- Hokkanen, H.M.T. 1991. Trap cropping in pest management. *Annu. Rev. Entomol.* 36:119-138.
- Holechek, J.L., R. Valdez, S.D. Schemnitz, R.D. Pieper, and C.A. Davis. 1982. Manipulation of grazing to improve or maintain wildlife habitat. *Wildl. Soc. Bull.* 10(3):204-210.
- Holloway, J.D. and N.E. Stork. 1991. The dimensions of biodiversity: the use of invertebrates as indicators of human impact. Pages 37-62 in D.L. Hawksworth (ed.), *The biodiversity of microorganisms and invertebrates: its role in sustainable agriculture.* C.A.B. International, Wallingford, Oxon, U.K.
- Holmes, P.R., D.C. Boyce, and D.K. Reed. 1993. The ground beetle fauna of Welsh peatland biotopes: factors influencing the distribution of ground beetles and conservation implications. *Biol. Conserv.* 83:153-161.
- Holroyd, G.L. 1991. Opening welcome. Pages 3-4 in G.L. Holroyd, G. Burns, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Second Endangered Species and Prairie Conservation Workshop. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 15, Natural History Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.*
- Holt, R.D. 1985. Population dynamics in two-patch environments: some anomalous consequences of an optimal habitat distribution. *Theor. Popul. Biol.* 28:181-208.
- Holzner, W. 1982. Concepts, categories, and characteristics of weeds. Pages 3-20 in W. Holzner and N. Numata (eds.), *The biology and ecology of weeds.* Junk, The Hague.
- House, G.J. and B.R. Stinner. 1983. Arthropods in no-tillage soybean agroecosystems: community composition and ecosystem interactions. *Environ. Manage.* 7:23-28.
- Hurle, K. 1988. How to handle weeds? — biological and economic aspects. *Ecol. Bull.* 39:63-68.
- James, P.C. 1993. Habitat fragmentation and Burrowing Owls in Saskatchewan. Pages 193-194 in G.L. Holroyd, H.L. Dickson, M. Regnier, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Third Prairie Conservation and Endangered Species Workshop. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 19, Curatorial Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.*
- Jaques, D. 1977. Effects of livestock grazing on mixed prairie range and wildlife within PFRA pastures, Suffield Military Reserve. Canadian Wildlife Service, Edmonton.
- Jarman, N.M., R.A. Dobbertein, B. Windmiller, and P.R. Lelito. 1991. Evaluation of created freshwater wetlands in Massachusetts. *Restor. Manage. Notes* 9(1):26-29.
- Jenkyn, J.F. and M.E. Finney. 1981. Strategies for the control of cereal diseases. Pages 179-188 in J.F. Jenkyn and R.T. Plumb (eds.), *Fertilisers, fungicides, and sowing date.* Blackwell, Oxford, U.K.
- Jones, E.L. 1974. Creative disruptions in American agriculture 1620-1820. *Agric. Hist.* 48:510-528.

- Kantrud, H.A. and R.L. Kologiski. 1982. Effects of soils and grazing on breeding birds on uncultivated upland grasslands of the Northern Great Plains. Fish Wildl. Serv. Wildl. Resour. Rep. No. 15, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C.
- Kauffman, J.B. and W.C. Krueger. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications ... a review. *J. Range Manage.* 37:430-437.
- Keating, M. 1989. Who will save the rest? Pages 1-4 in M.J. Bardecki and N. Patterson (eds.), *Wetlands: inertia or momentum?* Federation of Ontario Naturalists, Don Mills, Ontario.
- Keddy, C., K.E. Freemark, and C. Boutin. 1993. Importance of different farmland habitats for plants. Pages 288-289 in *Conference Proceedings on Agricultural Research to Protect Water Quality*. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, Iowa.
- Kevan, P.G. 1975. Forest application of the insecticide fenitrothion and its effects on the wild bee pollinators (Hymenoptera: Apoidea) of lowbush blueberries (*Vaccinium*) in southern New Brunswick. *Biol. Conserv.* 7:301-309.
- Kevan, P.G. 1986. Pollination and flower-visiting insects and the management of beneficial and harmful insects and plants. Pages 439-452 in M.Y. Hussein and A.G. Ibrahim (eds.), *Biological control in the tropics*. Universiti Pertanian Malaysia, Serdang, Selangor, Malaysia.
- Kevan, P.G. and W.E. LaBerge. 1979. Demise and recovery of native pollinator populations through pesticide use and some economic implications. *Proceedings of the IV International Symposium on Pollination*. Md. Agric. Exp. Stn. Spec. Misc. Publ. No. 1.
- Kevan, P.G. and R.C. Plowright. 1989. Fenitrothion and insect pollinators. Pages 13-42 in W.R. Ernst, P.A. Pearce, and T.C. Pollock (eds.), *Environmental effects of fenitrothion use in forestry*. Environment Canada, Dartmouth.
- Kevan, P.G., E.A. Clark, and V.G. Thomas. 1990a. Pollination: a crucial ecological and mutualistic link in agroforestry and sustainable agriculture. *Proc. Entomol. Soc. Ont.* 121:43-48.
- Kevan, P.G., E.A. Clark, and V.G. Thomas. 1990b. Insect pollinators and sustainable agriculture. *Am. J. Alt. Agric.* 5:13-22.
- Kevan, P.G., E.A. Clark, and V.G. Thomas. 1991. Pollination: a crucial link in agroforestry and sustainable agriculture. Pages 242-248 in *Agroforestry in North America*. Proceedings of the First Conference on Agroforestry in North America, 13-16 August 1989. Ontario Ministry of Agriculture and Food.
- Kingsmill, S. 1993. Pollinators in peril. *Nat. Can.* 22(2):15-23.
- Kirchner, T.B. 1977. The effects of resource enrichment on the diversity of plants and arthropods in a shortgrass prairie. *Ecology* 58:1334-1344.
- Kloppenburg, J., Jr. and D.L. Kleinman. 1987. The plant germplasm controversy. *BioScience* 37(3):190-198.
- Kowalski, R. and P.E. Visser. 1981. Nitrogen in a crop-pest interaction: cereal aphids. Pages 283-300 in J.A. Lee, S. McNeill, and I.H. Rorison (eds.), *Nitrogen as an ecological factor*. 22nd Symposium, British Ecological Society, Oxford, U.K.
- Lafond, G.P., R.P. Zenter, R. Geremia, and D.A. Derksen. 1993. The effects of tillage systems on the economic performance of spring wheat, winter wheat, flax and field pea production in east-central Saskatchewan. *Can. J. Plant Sci.* 73:47-54.
- Lagerlöf, J. and H. Wallin. 1993. The abundance of arthropods along two field margins with different types of vegetation composition: an experimental study. *Agric. Ecosyst. Environ.* 43:141-154.
- Larney, F.J. 1992. Quantifying wind erosion losses on summer fallow. Research Station Lethbridge Weekly Letter 3044. Research Branch, Agriculture Canada.
- Leighton, F.A. 1991. Disease considerations in habitat conservation and management. Page 33 in G.L. Holroyd, G. Burns, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Second Endangered Species and Prairie Conservation Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 15, Natural History Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Leius, K. 1967. Influence of wild flowers on parasitism of tent caterpillar and codling moth. *Can. Entomol.* 99:444-446.
- Linehan, J.T. 1957. Songbirds in living fences. *Soil Conserv.* 22:233-234.
- Lloyd, K.M. 1991. Development of databases to protect threatened and endangered species from pesticide use. Pages 26-28 in G.L. Holroyd, G. Burns, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Second Endangered Species and Prairie Conservation Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 15, Natural History Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.

- Lodge, R.W. 1969. Agricultural use of wetlands. *In* Saskatoon Wetlands Seminar. Can. Wildl. Serv. Rep. Ser. 6. Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa.
- MacKenzie, K.E. and M.L. Winston. 1984. Diversity and abundance of native bee pollinators of berry crops and natural vegetation in the lower Fraser Valley, British Columbia. *Can. Entomol.* 116:965-974.
- MacLellan, C.R. 1958. Role of woodpeckers in control of the codling moth in Nova Scotia. *Can. Entomol.* 90:18-22.
- MacLellan, C.R. 1971. Woodpecker ecology in the apple orchard environment. Pages 273-284 in *Proceedings of the Tall Timbers Conference on Ecological Animal Control by Habitat Management*. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Fla.
- Mader, H.J. 1988. Effects of increased spatial heterogeneity on the biocenosis in rural landscapes. *Ecol. Bull.* 39:169-179.
- Madge, D.S. 1981. Influence of agricultural practice on soil invertebrate animals. Pages 79-98 *in* B.S. Stonehouse (ed.), *Biological husbandry*. Butterworths, Seven Oaks, Kent, U.K.
- Madsen, M., B. Overgaard Nielsen, P. Holter, O.C. Pedersen, J. Brøchner Jespersen, K.M. Vagn Jensen, P. Nansen, and J. Grønvold. 1990. Treating cattle with Ivermectin: effects on the fauna and decomposition of dung pats. *J. Appl. Ecol.* 27:1-15.
- Mahn, E.G. 1988. Changes in the structure of weed communities affected by agro-chemicals — what role does nitrogen play? *Ecol. Bull.* 39:71-73.
- Manitoba Department of Agriculture. 1974-89. *Herbicides used for agricultural weed control in western Canada*. Statistics Section, Economics Branch.
- Manitoba-North Dakota Zero Tillage Farmers' Association. 1991. *Zero tillage: production manual*. Leech Printing, Brandon, Manitoba.
- Marrs, R.H., C.T. Williams, A.J. Frost, and R.A. Plant. 1989. Assessment of the effects of herbicide spray drift on a range of plant species of conservation interest. *Environ. Pollut.* 59:71-86.
- Martin, A.C., H.S. Zimm, and A.L. Nelson. 1951. *American wildlife and plants*. McGraw-Hill Book Co., New York.
- May, R.M. 1978. *Stability and complexity in model ecosystems*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- McAtee, W.L. 1922. Local suppression of agricultural pests by birds. Pages 411-438 *in* *Smithsonian Institution annual report for 1920*. Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- McCabe, J.M. and C.L. Sandretto. 1985. Some aquatic impacts of sediment, nutrients and pesticides in agricultural runoff. Publ. No. 201, Limnological Research Laboratory, Michigan State University, East Lansing.
- McFarlane, R. 1976. Birds as agents of biological control. *Biologist* 58(4):123-140.
- McGee, B. 1984. Survey of pesticide use in Ontario, 1983. Economics Information Report No. 84-05, Economics and Policy Coordination Branch, Ontario Ministry of Agriculture and Food, Toronto.
- McMahan, C.A. 1964. Comparative food habits of deer and three classes of livestock. *J. Wildl. Manage.* 28:798-808.
- Meisenbach, T. 1983. *Alternative Farming Task Force report*. University of Nebraska, Lincoln.
- Mereszczak, I.M., W.C. Krueger, and M. Varvra. 1981. Effects of range improvement on Roosevelt elk winter nutrition. *J. Range Manage.* 34:184-187.
- Merriam, G. 1978. Changes in aspen parkland habitats bordering Alberta sloughs. *Can. Field-Nat.* 92:109-122.
- Millar, J.B. 1986. Estimates of habitat distribution in the settled portions of the Prairie provinces in 1982. Canadian Wildlife Service, Saskatoon. 41 pp.
- Miller, D. and P.G. Kevan. 1979. Insecticides and non-target arthropods on *Artemisia filifolia* (Compositae). *Southwest. Nat.* 24:439-446.
- Miller, J.J. 1993. Reduced tillage increases earthworm numbers. Research Station Lethbridge Weekly Letter 3062. Research Branch, Agriculture Canada.
- Mineau, P. 1988. Avian mortality in agro-ecosystems. 1. The case against granular insecticides in Canada. Pages 3-12 *in* M.P. Greaves and P.W. Greig-Smith (eds.), *Field methods for the study of environmental effects of pesticides*. British Crop Protection Council, Thornton Heath, U.K.

- Mineau, P. 1991. Difficulties in the regulatory assessment of cholinesterase-inhibiting insecticides. Pages 277–300 in P. Mineau (ed.), *Cholinesterase-inhibiting insecticides: their impact on wildlife and the environment*. Chemicals in Agriculture, Vol. 2. Elsevier Science Publishers, New York.
- Mineau, P. 1993. The hazard of carbofuran to birds and other vertebrate wildlife. Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa.
- Mineau, P. and J.A. Keith. 1993. Pesticides and wildlife: a short guide to detecting and reducing impact. Pages 240–262 in G. Forget, T. Goodman, and A. de Villiers (eds.), *Impact of pesticide use on health in developing countries*, Proceedings of a symposium held in Ottawa, 17–20 September 1990. International Development Research Centre, Ottawa.
- Mohler, C.L. and M.B. Calloway. 1992. Effects of tillage and mulch on the emergence and survival of weeds in sweet corn. *J. Appl. Ecol.* 29:21–34.
- Moore, D.R.J., P.A. Keddy, C.L. Gaudet, and I.C. Wisheu. 1989. Conservation of wetlands: do infertile wetlands deserve a higher priority? *Biol. Conserv.* 47:203–217.
- Moore, N.W. 1977. Arable land. Pages 23–44 in J. Davidson and R. Lloyd (eds.), *Conservation and agriculture*. John Wiley & Sons, New York.
- Morgan, J.P. 1993. Restoring native prairie ecosystems. Pages 77–78 in G.L. Holroyd, H.L. Dickson, M. Regnier, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Third Prairie Conservation and Endangered Species Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 19, Curatorial Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Morris, M.G. 1990. The effects of management on the invertebrate community of calcareous grassland. Pages 128–133 in S.H. Hillier, D.W.H. Walton, and D.A. Wells (eds.), *Calcareous grasslands: ecology and management*. Bluntisham Books, Huntingdon, U.K.
- Morris, M.G. and N.R. Webb. 1987. The importance of field margins for the conservation of insects. Pages 53–65 in J.M. Way and P.W. Greig-Smith (eds.), *Field margins*. BCPC Monogr. No. 35, British Crop Protection Council, Thornton Heath, U.K.
- Morris, M.G., N.M. Collins, R.I. Vane-Wright, and J. Waage. 1991. The utilization and value of non-domesticated insects. Pages 319–349 in N.M. Collins and J.A. Collins (eds.), *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, San Diego.
- Morris, W.H.M. 1971. Economics of waste disposal from confined livestock. Pages 195–196 in *Livestock waste management and pollution abatement*. Proceedings of an International Symposium on Livestock Wastes 1971. Ohio State University, Columbus.
- Mosquin, T. and P.G. Whiting. 1992. Canada Country Study of Biodiversity: taxonomic and ecological census, economic benefits, conservation costs and unmet needs. Canadian Centre for Biodiversity, Canadian Museum of Nature, Ottawa.
- Moss, E.H. 1983. *Flora of Alberta*. University of Toronto Press, Toronto.
- Moxley, J. 1989. Survey of pesticide use in Ontario, 1988. Economics Information Report No. 89-08, Economics and Policy Coordination Branch, Ontario Ministry of Agriculture and Food, Toronto.
- Mulligan, G.A. 1965. Recent colonization by herbaceous plants in Canada. Pages 127–146 in H.G. Baker and G.L. Stebbins (eds.), *The genetics of colonizing species*. Academic Press, New York.
- Myers, N., U.R. Nath, and M. Westlake. 1984. *GAIA: an atlas of planet management*. Anchor Books Doubleday, New York.
- National Academy of Sciences. 1989. *Alternative agriculture*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Newbold, C. 1977. Wetlands and agriculture. Pages 59–80 in J. Davidson and R. Lloyd (eds.), *Conservation and agriculture*. John Wiley & Sons, Toronto.
- Newton, I. 1976. Population limitation in diurnal raptors. *Can. Field-Nat.* 90:274–300.
- Nykoluk, C. 1993. Working towards multiple use management on Prairie Farm Rehabilitation Administration community pastures. Pages 71–73 in G.L. Holroyd, H.L. Dickson, M. Regnier, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Third Prairie Conservation and Endangered Species Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 19, Curatorial Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- O'Connor, R.J. 1987. Environmental interests of field margins for birds. Pages 35–48 in J.M. Way and P.W. Greig-Smith (eds.), *Field margins*. British Crop Protection Council, Thornton Heath, U.K.

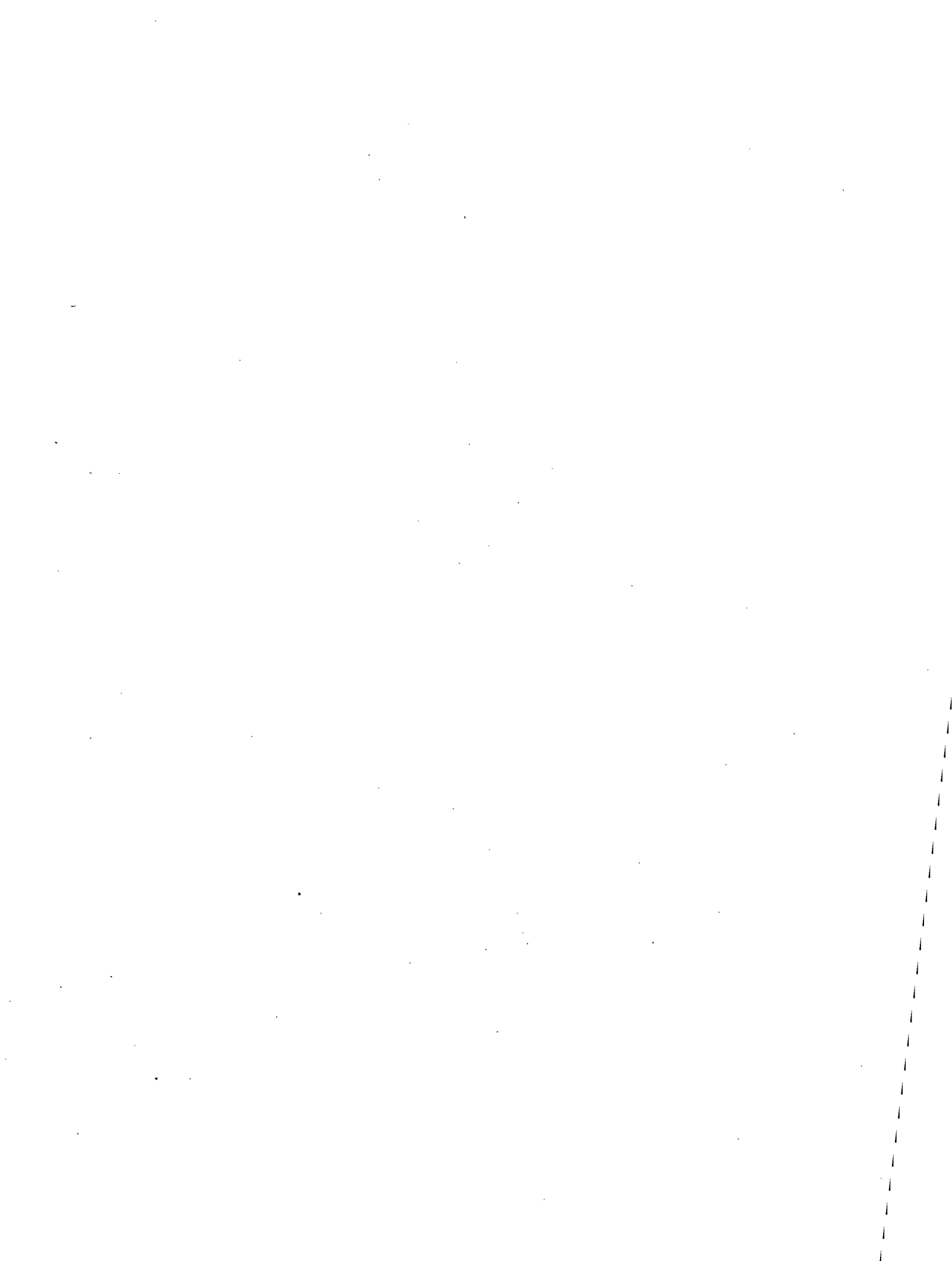
- O'Connor, R.J. 1993. Impact of agricultural intensification on bird populations in Britain. Pages 1556–1557 in D.H. McKenzie, D.E. Hyatt, and V.J. McDonald (eds.), *Ecological indicators*. Vol. 1. Elsevier Applied Science, London, U.K.
- O'Connor, R.J. and M. Shrubbs. 1986. *Farming and birds*. Cambridge University Press, New York.
- Odum, E.P. 1978. *Fundamentals of ecology*. Saunders, New York.
- Okoniewski, J.C. and E. Novesky. 1993. Bird poisonings with cyclodienes in suburbia: links to historic use on turf. *J. Wildl. Manage.* 57(3):630–639.
- Olembo, R. 1991. Importance of microorganisms and invertebrates as components of biodiversity. Pages 7–15 in D.L. Hawksworth (ed.), *The biodiversity of microorganisms and invertebrates: its role in sustainable agriculture*. C.A.B. International, Wallingford, Oxon, U.K.
- Ontario Farm Environmental Coalition. 1992. *Our farm environmental agenda*. Toronto.
- Ontario Ministry of the Environment. 1982. *Water quality studies of Rondeau Bay and Watershed – Kent County*. Toronto.
- Orians, G.H. and P. Lack. 1992. Arable lands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 42:101–124.
- Owen, M. 1975. Cutting and fertilizing grassland for winter goose management. *J. Wildl. Manage.* 39(1):163–167.
- Owens, R.A. and M.T. Myres. 1973. Effects of agriculture upon populations of native passerine birds of an Alberta fescue grassland. *Can. J. Zool.* 51:697–713.
- Paoletti, M.G., D. Pimentel, B.R. Stinner, and D. Stinner. 1992. Agroecosystem biodiversity: matching production and conservation biology. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40:3–23.
- Pauli, B.D., S.B. Holmes, R.J. Sebastien, and G.P. Rawn. 1993. Fenitrothion risk assessment. Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa.
- Peck, J.M. 1986. *A review of wildlife management*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.
- Perring, F.H. 1970. The last seventy years. Pages 128–135 in F.H. Perring (ed.), *The flora of a changing Britain*. Report of the Botanical Society of the British Isles, No. 11, Hampton, U.K.
- Petersen, B.S. and H. Nohr. 1991. Nesting success of yellowhammers in conventional and organic farms [in Danish with English summary]. *Ornis Consult.* 1:2–24.
- Peterson, H.G., C. Boutin, P.A. Martin, K.E. Freemark, N.J. Ruecker, and M.J. Moody. 1994. Aquatic phyto-toxicity of 23 pesticides applied at expected environmental concentrations. *Aquat. Toxicol.* (in press).
- Petrides, G.A. 1942. Relation of hedgerows in winter to wildlife in central New York. *J. Wildl. Manage.* 6:261–280.
- Phillips, R.E., R.L. Blevins, G.W. Thomas, W.W. Frye, and S.H. Phillips. 1980. No-tillage agriculture. *Science* 280:1108–1113.
- Pierce, F.J. and C.W. Rice. 1988. Crop rotation and its impact on efficiency of water and nitrogen use. Pages 21–42 in W.L. Hargrove (ed.), *Cropping strategies for efficient use of water and nitrogen*. ASA Spec. Publ. 51, Am. Soc. Agron., Crop. Sci. Soc., and Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wis.
- Pimentel, D., T.W. Culliney, I.W. Buttler, D.J. Reinemann, and K.B. Beckman. 1989. Low-input sustainable agriculture using ecological management practices. *Agric. Ecosyst. Environ.* 27:3–24.
- Pimentel, D., L. McLaughlin, A. Zepp, B. Lakitan, T. Kraus, P. Kleinman, F. Vancini, W.J. Roach, E. Graap, W.S. Keeton, and G. Selig. 1991. Environmental and economic impacts of reducing U.S. agricultural pesticide use. Pages 679–718 in D. Pimentel (ed.), *Handbook of pest management in agriculture*. Vol. 1. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Pimentel, D., U. Stachow, D.A. Takacs, H.W. Brewbaker, A.R. Dumas, J.J. Meaney, J.A.S. O'Neill, D.E. Onsi, and D.B. Corzilius. 1992. Conserving biological diversity in agriculture/forestry systems. *BioScience* 42(5):354–362.
- Potts, G.R. and G.P. Vickerman. 1974. Studies on the cereal ecosystem. Pages 107–194 in A. MacFadyen (ed.), *Advances in ecological research*. Vol. 8. Academic Press, New York.
- Power, J.F. and J.S. Schepers. 1989. Nitrate contamination of groundwater in North America. *Agric. Ecosyst. Environ.* 26:165–187.
- Prairie Farm Rehabilitation Administration. 1990a. *Planting trees for wildlife*. PFRA Shelterbelt Centre, Agriculture Canada, Indian Head, Saskatchewan.
- Prairie Farm Rehabilitation Administration. 1990b. *Prairie soils: the case for conservation*. Agriculture Canada, Regina.

- Prasad, R. and J.F. Power. 1991. Crop residue management. *Adv. Soil Sci.* 15:205-251.
- Presser, T.S. and I. Barnes. 1985. Dissolved constituents including selenium in water in the vicinity of Kesterson National Wildlife Refuge and West Grasslands, Fresno and Merced counties, California. U.S. Geological Survey, Water Research Investigations Rep. 85-4220, Menlo Park, Calif.
- Prince, H.H., P.I. Padding, and R.W. Knapton. 1992. Waterfowl use of the Laurentian Great Lakes. *J. Great Lakes Res.* 18(4):673-699.
- Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *Am. Nat.* 110:107-119.
- Putman, R.J., A.D. Fowler, and S. Tout. 1991. Patterns of use of ancient grassland by cattle and horses and effects on vegetational composition and structure. *Biol. Conserv.* 56:329-347.
- Ralls, K. and J.D. Ballou. 1992. Managing genetic diversity in captive breeding and reintroduction programs. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 57:263-267.
- Rasmont, P. 1988. Monographie écologique et zoogéographique des bourdons de France et de Belgique (Hymenoptera, Apidae, Bombinae). Thèse de doctorat, Faculté des Sciences Agronomiques de l'État, Belgique.
- Ratti, J.T. and J.M. Scott. 1991. Agricultural impacts on wildlife: problem review and restoration needs. *Environ. Prof.* 13:263-274.
- Remy, J.C. et J. Hebert. 1977. Le devenir des engrais azotes dans le sol. *C. R. Seances Acad. Agric. Fr.* 63:700-714.
- Richardson, N. 1991. Urbanization: building human habitats. Pages 13-1 - 13-31 in *The state of Canada's environment*. Environment Canada, Ottawa.
- Risch, S.J. 1981. Insect herbivore abundance in tropical monocultures and polycultures: an experimental test of two hypotheses. *Ecology* 62:1325-1340.
- Risch, S.J., D. Andow, and M.A. Altieri. 1983. Agroecosystem diversity and pest control: data, tentative conclusions, and new research directions. *Environ. Entomol.* 12:625-629.
- Roberts, P.A. and I.J. Thomason. 1981. Sugarbeet pest management: nematodes. Special Publication 3272, UC ANR Publications, Oakland, Calif.
- Robinson, W.L. and E.G. Bolen. 1984. *Wildlife ecology and management*. Macmillan Publishing Co., New York.
- Rodenhouse, N.L. and L.B. Best. 1983. Breeding ecology of vesper sparrows in corn and soybean fields. *Am. Midl. Nat.* 110:265-275.
- Rodenhouse, N.L., L.B. Best, R.J. O'Connor, and E.K. Bollinger. 1993. Effects of temperate agriculture on Neotropical migrant landbirds. Pages 280-295 in D. Finch and P. Stangel (eds.), *Status and management of Neotropical migratory birds*. Gen. Tech. Rep. RM-229, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Flagstaff, Ariz.
- Rodgers, R.D. 1983. Reducing wildlife losses to tillage in fallow wheat fields. *Wildl. Soc. Bull.* 11(1):31-38.
- Rogers, C.A. and K.E. Freemark. 1991. A feasibility study comparing birds from organic and conventional (chemical) farms in Canada. *Can. Wildl. Serv. Tech. Rep. Ser. No. 137*, Environment Canada, Ottawa.
- Roller, N.F. 1979. Survey of pesticide use in Ontario, 1978. Economics information. Economics Branch, Ontario Ministry of Agriculture and Food, Toronto.
- Romo, J. 1991. Present status and priorities for plant conservation in Saskatchewan. Page 188 in G.L. Holroyd, G. Burns, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Second Endangered Species and Prairie Conservation Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 15, Natural History Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Root, R.B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecol. Monogr.* 43:95-124.
- Russell, E.P. 1989. Enemies hypothesis: a review of the effect of vegetation diversity on predatory insects and parasitoids. *Environ. Entomol.* 18:590-599.
- Ryan, J.C. 1992. Life support: conserving biological diversity. *Worldwatch Paper No. 108*. 62 pp.
- Sailer, R.J. 1983. History of insect introductions. Pages 15-38 in C.L. Wilson and C.L. Graham (eds.), *Exotic plant pests and North American agriculture*. Academic Press, New York.

- Sanderson, H.R. 1989. Effects of management strategies on other resources. Pages 93–100 in T.M. Quigley, H.R. Sanderson, and A.R. Tiedemann (eds.), *Managing interior northwest rangelands: the Oregon Range Evaluation Project*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-238, Pacific Northwest Research Station, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Portland, Oreg.
- Saskatchewan Soil Testing Laboratory. 1988. Nutrients requirement guidelines for field crops in Saskatoon, SK. Saskatoon.
- Saunders, D. and R. Hobbs. 1989. Corridors for conservation. *New Sci.* 28(1649):63–69.
- Sawatsky, H.L. 1989. Sustainable agriculture for the Canadian Prairies — Strategies and options. Policy Branch, Agriculture Canada.
- Sawatsky, H.L. 1993. Misfit institutions, rational decisions, endangered species. Pages 210–218 in G.L. Holroyd, H.L. Dickson, M. Regnier, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Third Prairie Conservation and Endangered Species Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 19, Curatorial Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Schaller, F. 1968. *Soil animals*. University of Michigan Press, Ann Arbor.
- Schindler, D.W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science* 184:897–899.
- Schmutz, J.R. 1993. Grassland requirements by Ferruginous Hawks. Pages 37–38 in G.L. Holroyd, H.L. Dickson, M. Regnier, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Third Prairie Conservation and Endangered Species Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 19, Curatorial Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Schnürer, J., M. Clarholm, and T. Rosswall. 1985. Microbial biomass and activity in an agricultural soil with different organic matter contents. *Soil Biol. Biochem.* 17:611–618.
- Schultz, H.B., A.B. Carlton, and F. Lory. 1963. Interplanting methods for wind erosion protection in San Joaquin asparagus. *Calif. Agric.* 17:4–5.
- Schwartz, C.C. and J.E. Ellis. 1981. Feeding ecology and niche separation in some native and domestic ungulates on the shortgrass prairie. *J. Appl. Ecol.* 18:343–353.
- Scott, L. 1991. Balanced land use — agriculture and wildlife. Pages 109–111 in G.L. Holroyd, G. Burns, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Second Endangered Species and Prairie Conservation Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 15, Natural History Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Scott-Dupree, C.D. and M.L. Winston. 1987. Wild bee pollinator diversity and abundance in orchard and uncultivated habitats in the Okanagan Valley, British Columbia. *Can. Entomol.* 119:735–745.
- Shalaway, S.D. 1979. Breeding bird abundance and distribution in fence row habitat. Ph.D. dissertation, Michigan State University, East Lansing.
- Sheehan, P.J., A. Baril, P. Mineau, D.K. Smith, A. Harfenist, and W.K. Marshall. 1987. The impact of pesticides on the ecology of prairie-nesting ducks. *Can. Wildl. Serv. Tech. Rep. Ser. No. 19*, Environment Canada, Ottawa.
- Smith, A.G., J.H. Stoudt, and J.B. Gollop. 1964. Prairie potholes and marshes. Pages 39–50 in J.P. Linduska and A.L. Nelson (eds.), *Waterfowl tomorrow*. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Washington, D.C.
- Smith, K.A. and R.J. Unwin. 1983. Fertiliser value of organic manures in the U.K. *Fertiliser Society Proceedings No. 221*, Fertiliser Society, London, U.K.
- Smith, W.W. 1991. The Loggerhead Shrike in Alberta. Pages 241–242 in G.L. Holroyd, G. Burns, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Second Endangered Species and Prairie Conservation Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 15, Natural History Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Smukalski, M. and P. Kundler. 1983. Effects of inorganic and combined inorganic–organic fertilizer on crop yields [in German]. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd.* 27:47–58.
- Snell, E., A. Baril, N. Patterson, and P. Cureton. 1994. A catalogue of databases related to Ontario agro-ecosystems. *Can. Wildl. Serv. Tech. Rep. Ser. No. 195*, Environment Canada.
- Soil and Water Environmental Enhancement Program. 1993. *No-till: the basics*. Queen's Printer for Ontario, Toronto.
- Statistique Canada. 1992. *Profil agricole du Canada. Partie 1. No de catalogue 93-350*, Division de l'agriculture, Ottawa.
- Statistique Canada. 1993. *Aperçu de l'agriculture canadienne selon les données du recensement, 1971-1991. No de catalogue 93-348*, Division de l'agriculture, Ottawa.

- Stauffer, D.F. and L.B. Best. 1980. Habitat selection by birds of riparian communities: evaluating effects of habitat alterations. *J. Wildl. Manage.* 44:1-15.
- Stearman, G.K., R.J. Lewis, L.J. Tortorelli, and D.D. Tyler. 1989. Characterization of humic acid from no-tilled and tilled soils using ^{13}C -NMR. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:744-749.
- Stephen, W.P. 1955. Alfalfa pollination in Manitoba. *J. Econ. Entomol.* 53:543-548.
- Stevens, D.R. 1966. Range relationships of elk and livestock, Crow Creek drainage, Montana. *J. Wildl. Manage.* 30:349-363.
- Stinner, B.R., D.A. McCartney, and D.M. Van Doren. 1988. Soil and foliage arthropod communities in conventional, reduced and no-tillage corn (maize, *Zea mays* L.) systems: a comparison after 20 years of continuous cropping. *Soil Till. Res.* 11:147-158.
- Stone, C.P., D.F. Mott, J.E. Forbes, and C.P. Breidenstein. 1973. Bird damage to field corn in New York in 1971. *N.Y. Fish Game J.* 20(1):68-73.
- Stonehouse, D.P. and A.V.S. Narayanan. 1984. The contributions of livestock manure to profitability and to self-sufficiency in plant nutrients on mixed farms. *Can. J. Agric. Econ.* 32:201-210.
- Swanson, S., C. Rickard, K. Freemark, and P. MacQuarrie. 1991. Testing for pesticide toxicity to aquatic plants: recommendations for test species. Pages 77-97 in J.W. Gorsuch, W.R. Lower, W. Wang, and M. Lewis (eds.), *Plants for toxicity assessment. Vol. 2. ASTM Spec. Tech. Publ. 1115.* American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- Szaro, R.C. and J.N. Rinne. 1988. Ecosystem approach to management of southwestern riparian communities. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 53:502-511.
- Tahvanainen, J.O. and R.B. Root. 1972. The influence of vegetational diversity on the population ecology of a specialised herbivore *Phyllotreta cruciferae* (Col.: Chrysomelidae). *Oecologia (Berlin)* 10:321-346.
- Thomas, M. 1989. Causes of variation in the numbers of predators of cereal aphids overwintering in field boundaries. *Game Conservancy Annu. Rev. (1988)* 20:71-72.
- Thomas, M. 1991. Management of fields and field boundaries to encourage natural enemies of cereal aphids. *Game Conservancy Annu. Rev. (1990)* 22:69-70.
- Thomas, M.B. and S.D. Wratten. 1988. Manipulating the arable crop environment to enhance the activity of predatory insects. *Aspects Appl. Biol.* 17:57-66.
- Thomasson, R.D. 1991. Prairie-parkland plant conservation in Manitoba. Pages 189-191 in G.L. Holroyd, G. Burns, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Second Endangered Species and Prairie Conservation Workshop. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 15, Natural History Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.*
- Thornton, F., J. Bowman, and D. Struthers. 1993a. Agricultural policy review. Part 1: Gross Revenue Insurance Plan. *Blue Jay* 51(1):5-9.
- Thornton, F., J. Bowman, and D. Struthers. 1993b. Agricultural policy review. Part 2: Wheat Board quota system. *Blue Jay* 51(2):65-71.
- Tibke, G. 1988. Basic principles of wind erosion control. *Agric. Ecosyst. Environ.* 22/23:103-122.
- Tilman, D. 1988. *Dynamics and structure of plant communities.* Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Tinker, P.B. and F.V. Widdowson. 1982. Maximising wheat yields, and some causes of yield variation. *Fert. Soc. Proc.* 211:149-184.
- Tomlin, A.D. and F.L. Gore. 1974. Effects of six insecticides and a fungicide on the numbers and biomass of earthworms in pasture. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 12:487-492.
- Tomlin, A.D., C.M. Tu, and J.J. Miller. 1994. Response of earthworms and soil biota to agricultural practices in corn, soybean and cereal rotations. *Acta Zool. Fenn.* (in press).
- Trottier, G. 1993. Some thoughts on agriculture-prairie conservation integration. Pages 10-12 in G.L. Holroyd, H.L. Dickson, M. Regnier, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Third Prairie Conservation and Endangered Species Workshop. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 19, Curatorial Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.*
- Unger, P.W. 1990. Conservation tillage systems. *Adv. Soil Sci.* 13:27-68.
- van Dijk, T.A. and H. Sturm. 1983. Fertiliser value of animal manures on the continent. *Fert. Soc. Proc.* 220:1-45.
- Van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *J. Wildl. Manage.* 47:893-901.

- van Monsjou, I.W. 1975. Food-fertiliser energy efficiency. *Fert. Soc. Proc.* 152:1-21.
- Verstraete, W. and J.P. Voets. 1977. Soil microbial and biochemical characteristics in relation to soil management and fertility. *Soil Biol. Biochem.* 9:253-258.
- Villani, M.G. and R.J. Wright. 1991. Environmental considerations in soil insect pest management. Pages 237-255 in D. Pimentel (ed.), *Handbook of pest management in agriculture*. Vol. 1. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Vink, A.P.A. 1983. *Landscape ecology and land use*. Longman, New York.
- Voorburg, J.H. 1983. Utilisation of organic wastes as a fertiliser. *Fert. Soc. Proc.* 219:1-15.
- Waage, J.K. 1992. Biological control in the year 2000. Pages 329-340 in A. Aziz, A.A. Kadir, and H.S. Barlow (eds.), *Pest management and the environment in 2000*. C.A.B. International, Wallingford, Oxon, U.K.
- Wainhouse, D. and T.H. Caker. 1981. The distribution of carrot fly (*Psila rosea*) in relation to the flora of field boundaries. Pages 263-272 in J.M. Thresh (ed.), *Pests, pathogens and vegetation: the role of weeds and wild plants in the ecology of crop pests and diseases*. Pitman Advanced Publishing Program, Boston.
- Wall, M.L. and W.H. Whitcomb. 1964. The effect of bird predators on winter survival of the southwestern and European corn borers in Arkansas. *J. Kans. Entomol. Soc.* 37(3):187-192.
- Warburton, D.B. and W.D. Klimstra. 1984. Wildlife use of no-till and conventionally tilled corn fields. *J. Soil Water Conserv.* 39(5):327-329.
- Warner, R.E., G.B. Joselyn, and S.L. Etter. 1987. Factors affecting roadside nesting by pheasants in Illinois. *Wildl. Soc. Bull.* 15:221-228.
- Way, J.M. and P.W. Greig-Smith. 1987. *Field margins*. BCPC Monogr. No. 35, British Crop Protection Council, Thornton Heath, U.K.
- Wayland, M. 1991. Effect of carbofuran on selected macroinvertebrates in a prairie parkland pond: an enclosure approach. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21:270-280.
- Weaver, G.D., M.J. Nilsson, and R.E. Turney. 1982. *Prospects for the Prairie grain industry 1990*. Canada Grains Council, Winnipeg. 305 pp.
- Weil, R.R. and M.E. McFadden. 1991. Fertility and weed stress effects on performance of maize/soybean intercrop. *Agron. J.* 83:717-721.
- Weiner, J. 1990. Plant population ecology in agriculture. Pages 235-262 in C.R. Carroll, J.H. Vandermeer, and P.M. Rosset (eds.), *Agroecology*. McGraw-Hill Publishing Co., Toronto.
- Welch, L.F. 1985. Rotational benefits to soybeans and following crops. Pages 1054-1060 in R. Shibles (ed.), *World soybean research conference III: Proceedings*. Westview Press, Boulder, Colo.
- Wershler, C. 1991. A management strategy for mountain plovers in Alberta. Pages 169-172 in G.L. Holroyd, G. Burns, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Second Endangered Species and Prairie Conservation Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 15, Natural History Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Wershler, C. 1993. Grazing and grassland birds. Pages 34-36 in G.L. Holroyd, H.L. Dickson, M. Regnier, and H.C. Smith (eds.), *Proceedings of the Third Prairie Conservation and Endangered Species Workshop*. Nat. Hist. Occas. Pap. No. 19, Curatorial Section, Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Whitehurst, R. 1988. Plant indicators in modern agriculture. Pages 653-656 in P. Allen and D. Van Dusen (eds.), *Global perspectives on agroecology and sustainable agricultural systems*. University of California, Santa Cruz.
- Wiens, J.A. 1973. Pattern and process in grassland bird communities. *Ecol. Monogr.* 43:237-270.
- Wilcox, B.A. 1980. Insular ecology and conservation. Pages 95-117 in M.E. Soulé and B.A. Wilcox (eds.), *Conservation, biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer, Sunderland, Mass.
- Williams, P.H. 1986. Environmental change and the distributions of British bumble bees (*Bombus Latr.*). *Bee World* 67:50-61.
- Wood, C.W. and J.H. Edwards. 1992. Agroecosystem management effects on soil carbon and nitrogen. *Agric. Ecosyst. Environ.* 39:123-138.
- Yamada, H., J. Miller, and J. Stockton. 1963. Desiccated grass mulch increases irrigation efficiency for cotton. *Calif. Agric.* (November):12-13.
- Young, R.A., C.A. Onstad, D.D. Bosch, and W.P. Anderson. 1989. AGNPS: a nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *J. Soil Water Conserv.* 44:168-173.



Sixième chapitre

Effets de l'urbanisation sur la biodiversité au Canada

John Middleton

Environmental Policy Institute, Brock University

Résumé	128
6.1 Cadre	128
6.2 La biodiversité des villes canadiennes	129
6.3 Facteurs urbains ayant un impact sur la biodiversité au Canada	130
6.4 Recommandations	131
Remerciements	131
Ouvrages cités	132

Résumé

Les villes influent grandement sur la biodiversité au Canada, à la fois directement et indirectement. Bien que les villes ne représentent qu'un faible pourcentage de la superficie terrestre du pays, la plupart se trouvent dans les plus riches écosystèmes du Canada quant aux espèces. Ces écosystèmes urbanisés abritent près de la moitié des espèces menacées ou en danger de disparition au Canada.

La majorité des Canadiens vivent dans les villes ou subissent quotidiennement leur influence, et la plupart des contacts personnels avec des espèces sauvages se font en milieu urbain. Les villes sont également les centres du pouvoir, à la fois politique et économique. Il en résulte que l'attitude des Canadiens vis-à-vis de la biodiversité peut être influencée considérablement par les espèces et les écosystèmes sauvages qui se trouvent dans les villes.

Certaines parties des villes, comme les surfaces avec revêtement et les pelouses entretenues, sont des déserts biologiques alors que d'autres, comme les ravins et les terres industrielles abandonnées, peuvent être très riches en espèces sauvages. La disposition des espaces verts dans une ville et leur lien avec la campagne avoisinante peuvent constituer des facteurs déterminants. Il arrive dans quelques cas que les populations urbaines sont essentielles à la survie d'une espèce au Canada.

Les villes ont un effet indirect marqué sur les écosystèmes éloignés. Elles ont des demandes élevées en énergie, en aliments et en matières premières, et elles rejettent des contaminants dans l'air et dans l'eau. L'effet des villes sur la biodiversité pourrait cependant être moindre si le même nombre de personnes était distribué plus uniformément sur le territoire des villes. Certaines localités canadiennes étudient actuellement des options de planification et d'aménagement progressifs (p. ex., intensification et naturalisation) afin de réduire l'impact des villes sur la biodiversité.

6.1 Cadre

Les villes ne couvrent qu'environ 0,2 % de la superficie terrestre du Canada, soit beaucoup moins que les exploitations agricoles ou les forêts. L'impact proportionnel sur certains types de terrains est cependant beaucoup plus fort. Par exemple, le corridor Québec—Windsor (qui inclut à la fois Toronto et Montréal) constitue en soi un unique réseau urbain intégré d'une longueur de 1 000 km. On atteint des densités de population semi-urbaine sur 34 000 km² du corridor, soit une superficie égale à six fois celle de l'Île-du-Prince-Édouard. Ce corridor urbain coïncide avec la zone de forêts caducifoliées, originalement l'une des plus riches au Canada en termes d'essences. Cette combinaison de facteurs a fait que cette zone de forêts caducifoliées abrite près de la moitié des espèces menacées ou en danger de disparition au Canada (Environnement Canada, 1991). La conurbation du sud-ouest de la partie continentale de la Colombie-Britannique, centrée sur la ville de Vancouver, possède un grand nombre de ces caractéristiques, tout comme la plupart des autres régions urbaines du Canada, mais à un niveau moindre.

Il est faux de prétendre que les villes n'ont aucun rapport avec l'avenir de la biodiversité au Canada. Bien que les villes ne couvrent qu'une faible partie du pays et qu'elles ne possèdent (à quelques exceptions près : voir section 6.2 ci-dessous) aucune espèce ni aucun écosystème qui ne se trouve ailleurs en plus grande abondance, elles peuvent avoir une importance vitale, quoique indirecte, sur l'avenir de la biodiversité au Canada. Plus des trois quarts des Canadiens vivent dans des villes, et la plupart des autres vivent suffisamment près de ces villes pour que leur vie soit influencée quotidiennement par les phénomènes urbains. Les villes sont également des centres de pouvoir. Presque toutes les décisions politiques et économiques qui déterminent l'avenir du Canada et de sa biodiversité (directement ou indirectement) sont prises dans les villes par des citoyens. Une importante question de recherche (pour les sciences sociales) consiste à établir le lien, le cas échéant, entre l'exposition à des organismes sauvages (même les plus communs) dans les villes et la prise de décisions qui influent sur la biodiversité ailleurs au pays. Certaines preuves indiquent que l'exposition personnelle aux choses naturelles

dans notre vie de tous les jours détermine principalement notre sensibilisation aux questions portant sur la biodiversité (Tanner, 1980; Sebba, 1991).

Une attention toute récente a été accordée à la biodiversité dans les villes canadiennes. Il y a eu beaucoup de progrès encourageants au niveau des politiques, mais il y a encore très peu de données biologiques pertinentes et de capacité prévisionnelle dans ce domaine (Hough and Barrett, 1987; Davies, 1991; Doering *et al.*, 1991; Ontario Ministry of Natural Resources, 1991; Ontario Wildlife Working Group, 1991; Habitat faunique Canada, 1991; Whitwell *et al.*, 1992; Commission on Planning and Development Reform in Ontario, 1993).

6.2 La biodiversité des villes canadiennes

De nombreuses zones des villes canadiennes, non seulement les surfaces avec revêtement et construites mais également les pelouses entretenues, sont des déserts biologiques qui apportent pratiquement rien à la biodiversité. D'autres zones, comme les jardins et les parcs publics, abritent certaines espèces dont un grand nombre ne sont pas indigènes au Canada (voir également chapitre 8). Certaines d'entre elles, non seulement les « nuisibles » exotiques comme les pissenlits, les coquerelles, les rats et les pigeons, mais également des espèces indigènes comme l'oie et la bernache, le raton laveur, le daim, le renard et le coyote, entre autres, prolifèrent.

La plus grande diversité d'organismes se trouve cependant dans les ravins, les vallées de cours d'eau, les sites industriels abandonnés, les lignes de chemin de fer, les secteurs riverains et autres lieux abandonnés ou non aménagés qui couvrent une grande superficie terrestre de la plupart des villes canadiennes. D'importants vestiges des écosystèmes originaux, parfois sensiblement altérés, demeurent dans la plupart des villes canadiennes; le parc Stanley à Vancouver et le Mont-Royal à Montréal en sont des exemples bien connus. Le Leslie Street Spit dans le port de Toronto, une péninsule artificielle de 4 km faite de débris de construction, abritait 150 espèces de plantes et était visité par 150 espèces d'oiseaux à peine vingt ans après le début de la construction,

et à quelques kilomètres du centre de la plus grande ville du Canada (Hough, 1984). Rien de tout cela ne représente aucunement la vie sauvage, mais démontre tout de même que les villes peuvent entretenir et entretiennent une grande variété d'espèces, aussi bien indigènes qu'exotiques (voir également chapitre 8).

Pour bien comprendre la biodiversité des villes, il faut les regarder à l'échelle du paysage, comme une mosaïque composée de divers types d'habitats (voir chapitre 2). La configuration de cette mosaïque est d'une importance cruciale. Par exemple, si les zones biologiquement riches d'une ville (comme les ravins) sont biologiquement reliées entre elles et aux habitats fauniques plus grands des terres agricoles adjacentes, on peut s'attendre à ce qu'un plus grand nombre d'espèces puissent survivre et se reproduire dans la ville. Ce concept est de plus en plus accepté par les écologistes et les urbanistes, mais les preuves concrètes sont rares. En ce qui a trait à la recherche, il faut absolument relever des exemples canadiens quantifiés et particuliers de la façon dont les diverses configurations urbaines influent sur les populations d'espèces indigènes dans les villes (Merriam, 1987; Davies, 1991; Doering *et al.*, 1991; Whitwell *et al.*, 1992).

Dans un petit nombre de cas, la population urbaine peut constituer un important facteur pour la survie d'une espèce au Canada. Une de nos quatre populations canadiennes restantes de massasauga (*Sistrurus catenatus*) se trouve dans la ville de Windsor, en Ontario. Les populations de Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*) dont le nombre diminue rapidement dans les Grands Lacs dépendent maintenant presque entièrement des colonies reproductrices dans les ports de Toronto, Hamilton et Port Colborne. Des essais de réintroduction du Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) dans l'est du Canada utilisent les toits des hauts immeubles des villes comme points de langage (Morris *et al.*, 1992; Johnson and Menzies, 1993).

6.3 Facteurs urbains ayant un impact sur la biodiversité au Canada

L'impact direct de l'urbanisation sur la biodiversité est évident et n'a nullement besoin d'être approfondi. L'habitat des espèces indigènes est détruit complètement par la construction, l'environnement physique est modifié de fond en comble par le drainage et le nivellement, la qualité de l'air et de l'eau est dégradée, les espèces indigènes sont remplacées en masse par des espèces exotiques sur les pelouses et dans les jardins, la persécution directe par les personnes et leurs animaux domestiques augmente, et les écosystèmes naturels restants sont fragmentés et isolés (voir également chapitres 2 et 12).

Les impacts indirects de l'urbanisation sur la biodiversité sont également marqués, mais moins évidents et nécessitent une plus grande recherche appliquée.

L'influence des villes se fait sentir de plusieurs façons bien au-delà de leurs limites physiques. La pollution de l'air et de l'eau peut contaminer les écosystèmes très loin en aval. Par exemple, les dommages considérables causés aux écosystèmes aquatiques et terrestres par les émissions des fonderies et des centrales des villes canadiennes comme Sudbury sont bien connus (Douglas, 1983; Environnement Canada, 1991).

Les villes sont tributaires d'importants approvisionnements en énergie et en matières provenant de l'extérieur. La plupart des exploitations agricoles, des mines, des barrages, etc. au Canada sont le résultat des demandes provenant des villes. Cependant, à proprement parler, ces effets sont le résultat des personnes qui vivent dans les villes, et non de l'urbanisation en soi. Les fortes densités démographiques des villes peuvent entraîner une utilisation d'espace et d'énergie par personne (pour le chauffage et les transports) inférieure à ce qu'elle serait si le même nombre de personnes étaient réparties à plus faible densité sur le territoire. Cela peut également signifier que les citoyens ont, par personne, un moins grand impact que les autres Canadiens sur la biodiversité.

On ne sait pas jusqu'à quel point ces bienfaits se font sentir dans la pratique. Un important sujet de recherche consiste à déterminer les impacts comparatifs de diverses formes et diverses intensités urbaines sur la biodiversité locale. Les résultats de ces analyses seront déterminants pour les décisions de planification prises par les administrateurs municipaux et provinciaux canadiens. Par exemple, les populations d'espèces indigènes vivant à l'intérieur des villes pourraient-elles survivre à une augmentation de la densité nécessaire pour freiner l'étalement urbain? Les espèces indigènes peuvent-elles maintenir des populations viables sur les territoires à damier typiques des zones périurbaines de densité moyenne au Canada (Merriam 1987; Muller and Middleton, 1994)?

Les municipalités apprécient de plus en plus l'utilité d'une approche écosystémique qui intègre les questions de biodiversité et d'environnement dans la planification. La documentation à ce sujet s'accroît sans cesse (voir chapitres 2 et 3), mais les résultats sont encore trop faibles pour avoir un impact significatif sur les décisions en matière d'occupation des sols. D'importantes recherches sont en cours dans le cadre d'un examen environnemental d'envergure dans des villes comme Ottawa et Toronto. Malheureusement, le lien entre la théorie et la pratique est encore très faible (Doran, 1993). On a absolument besoin de recherche scientifique appliquée pour fournir, par exemple, des indicateurs que l'on peut surveiller et ainsi incorporer dans les systèmes de gestion adaptative.

Une tâche fondamentale en matière de recherche consiste à développer une capacité prévisionnelle des conséquences d'un aménagement urbain sur la biodiversité ailleurs. Les projets en ce sens font généralement référence aux impacts biologiques et peuvent inclure la recherche sur le site. Les résultats de telles analyses dépassent rarement le cadre des listes des espèces et des évaluations des caractéristiques uniques ou extraordinaires. Ces études ont généralement une valeur limitée en ce qui a trait à la prédiction (et l'élimination) des impacts sur les espèces sauvages et peuvent en réalité être dommageables étant donné qu'elles donnent l'impression que l'on se préoccupe de la biodiversité, alors que ce n'est qu'une apparence. Les décisions en matière de planification au Canada sont encore

étroitement liées aux parcelles individuelles de terrain, tandis que les impacts sur la biodiversité se font à une échelle beaucoup plus grande : modifications des corridors de déplacement, fragmentation de l'habitat, populations minimales et effets cumulatifs. Il nous faudra des résultats scientifiques très fiables et très spécifiques pour que l'importance de ces facteurs soit prise en compte par les décideurs municipaux et provinciaux (voir également chapitre 2).

La diversité des espèces est supprimée à grands frais dans la plupart des villes. La pelouse entretenue, longtemps considérée comme la norme dans les villes canadiennes pour des raisons esthétiques et historiques, est maintenue seulement grâce à une tonte régulière et l'application constante de pesticides et d'engrais. Récemment, de nombreuses villes canadiennes (p. ex., Vancouver et Guelph) ont fait l'expérience de programmes de retour à l'état sauvage pour remplacer les pelouses classiques dans certaines zones, et bien d'autres prévoient en faire l'expérience. Les solutions de rechange comprennent l'utilisation de moutons ou d'oies et bernaches au lieu de tondeuses à gazon, la plantation d'espèces de remplacement comme les mélanges de « fleurs sauvages » ou de coronille bigarrée (*Coronilla varia*) et l'utilisation de mélanges de verges d'or (*Solidago*) et autres espèces des champs bien établies. Les tentatives de rétablissement des terres humides, des littoraux et des plaines inondables sont également de plus en plus fréquentes (Environnement Canada, 1991; Crombie, 1992).

Ces tendances offrent un fort potentiel d'accroissement de la biodiversité en milieu urbain tout en réduisant les coûts monétaires et l'impact environnemental. Il faut cependant évaluer attentivement les effets sur la biodiversité. Par exemple, le fait que les pelouses permettent une très faible diversité d'espèces ne signifie pas automatiquement que les solutions de rechange constitueront une valeur importante pour les espèces indigènes, étant donné que de nombreux assemblages d'espèces des champs bien établies sont principalement composés d'espèces exotiques et empêchent la transition vers un type d'écosystème plus naturel. La surveillance et les régimes de gestion expérimentale sont donc nécessaires.

6.4 Recommandations

- Les densités humaines accrues dans les zones urbaines existantes constituent un facteur essentiel si l'on veut alléger la pression sur la biodiversité dans les milieux avoisinants :
 - déterminer l'effet d'autres configurations urbaines sur la biodiversité dans les villes à l'aide d'exemples canadiens précis bien documentés (section 6.2);
 - déterminer l'effet de la densité humaine accrue et de la diversité culturelle sur la biodiversité des espèces indigènes à l'intérieur des zones urbaines (section 6.3); et
 - déterminer la viabilité des populations indigènes dans les zones périurbaines en damier (section 6.3).
- Les théories de la planification des écosystèmes dans les villes sont bien établies, mais la preuve de leur effet sur la biodiversité au sol est faible :
 - mettre au point des indicateurs pratiques de la biodiversité pour les incorporer aux systèmes de gestion (section 6.3); et
 - tester l'application pratique des théories de planification des écosystèmes pour les villes (section 6.3).
- Faire des recherches relevant des sciences sociales pour déterminer l'effet de l'exposition à la biodiversité urbaine sur l'attitude des citoyens et des décideurs (section 6.1).
- Faire de la surveillance et des expériences pour déterminer les impacts du retour à l'état sauvage et autres régimes de gestion sur la biodiversité des espèces indigènes à l'intérieur des villes (section 6.3).

Remerciements

Mes remerciements vont à David Brown, Raymond Chipeniuk, Gray Merriam, Kathy Freemark, Keith Hobson, Tony Diamond, Pam Krannitz, Marc Saner, Dan Welsh, membres de l'Équipe d'évaluation scientifique de la biodiversité, et à toutes les personnes qui ont participé à la préparation et à l'évaluation de ce rapport pour leur critique constructive.

Ouvrages cités

- Commission on Planning and Development Reform in Ontario. 1993. New planning for Ontario. Ontario Ministry of Municipal Affairs, Toronto.
- Crombie, D. 1992. Regeneration: Toronto's waterfront and the sustainable city: final report. Royal Commission on the Future of the Toronto Waterfront.
- Davies, K. 1991. Towards ecosystem-based planning: a perspective on cumulative environmental effects. Working Paper 8, Royal Commission on the Future of the Toronto Waterfront and Environment Canada.
- Doering, R., D. Biback, P. Muldoon, N. Richardson, and G. Rust-D'eye. 1991. Planning for sustainability: towards integrating environmental protection into land-use planning. Working Paper 12, Royal Commission on the Future of the Toronto Waterfront.
- Doran, L. 1993. The manager's dilemma. *Ecodecision* 9:19.
- Douglas, I. 1983. The urban environment. Edward Arnold, London, U.K.
- Environnement Canada. 1991. L'état de l'environnement au Canada. Ministre des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa.
- Habitat faunique Canada. 1991. L'état des habitats fauniques au Canada : réalités et visions. Ministre des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa.
- Hough, M. 1984. City form and natural process. Routledge, London, U.K.
- Hough, M. and S. Barrett. 1987. People and city landscapes. Conservation Council of Ontario.
- Johnson, B. and V. Menzies (eds.). 1993. International symposium and workshop on the conservation of the Eastern Massasauga Rattlesnake *Sistrurus catenatus catenatus*. Metro Toronto Zoo, Toronto.
- Merriam, G. 1987. Landscape dynamics in farmland. *Trends Ecol. Evol.* 3:16-20.
- Morris, R., H. Blokpoel, and G. Tessier. 1992. Management efforts for the conservation of common tern *Sterna hirundo* in the Great Lakes: two case histories. *Biol. Conserv.* 60:7-14.
- Muller, M. and J. Middleton. 1994. A Markov model of land use change dynamics in the Niagara Region, Ontario. *Landsc. Ecol.* (in press).
- Ontario Ministry of Natural Resources. 1991. A strategy for the protection and management of natural heritage in the Greater Toronto Area. Toronto.
- Ontario Wildlife Working Group. 1991. Looking ahead: a wild life strategy for Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources.
- Sebba, R. 1991. The landscapes of childhood: the reflection of childhood's environment in adult memories and in children's attitudes. *Environ. Behav.* 23:395-422.
- Tanner, T. 1980. Significant life experiences: a new research area in environmental education. *J. Environ. Educ.* 11:20-24.
- Whitwell, K., K. Davies, R. Lamoureux, and N. Meloshe. 1992. An ecosystem approach to planning: the central concepts. Regional Municipality of Ottawa-Carleton.

Septième chapitre

Effets de la pêche sur la biodiversité dans les eaux canadiennes

Richard A. Ryder

RAR & Associates, Thunder Bay, Ontario

W.B. Scott

Huntsman Marine Science Centre, St. Andrews, N.-B.

Résumé	135
7.1 Introduction	136
7.2 Effets de l'exploitation sur les écosystèmes aquatiques	137
7.2.1 Principaux stress anthropiques s'exerçant sur les écosystèmes aquatiques	137
7.2.1.1 Exploitation d'une pêche	138
7.2.1.2 Effets combinés de l'exploitation et d'autres facteurs de stress sur les écosystèmes aquatiques	138
7.3 Effets de la réduction de la biodiversité sur le fonctionnement de l'écosystème aquatique	139
7.3.1 Écosystèmes dulcicoles	140
7.3.1.1 Lacs de l'intérieur des terres	140
7.3.1.2 Réservoirs	141
7.3.1.3 Cours d'eau	142
7.3.1.4 Grands Lacs laurentiens	142
7.3.2 Écosystèmes marins	144
7.3.2.1 Eaux côtières de l'Atlantique	144
7.3.2.2 Océan Arctique et baie d'Hudson	146
7.3.2.3 Côte du Pacifique	147
7.3.2.4 Aquaculture marine	148

7.4	Pratiques de gestion visant la préservation ou la restauration de la biodiversité	150
7.4.1	Optique	150
7.4.2	Techniques	150
7.4.2.1	Maintien de la complexité de l'habitat	150
7.4.2.2	Restauration des frayères et des zones d'alevinage	151
7.4.2.3	Réduction ou élimination des espèces exotiques	151
7.4.2.4	Régulation des autres facteurs de stress agissant dans les écosystèmes aquatiques.....	152
7.4.2.5	Réduction de l'exploitation des ressources aquatiques jusqu'à des niveaux écologiquement soutenables	152
7.5	Recommandations sur la recherche concernant la préservation de la biodiversité des écosystèmes aquatiques	153
	Remerciements	154
	Ouvrages cités	154
Tableau 7.1	Changement de la composition en espèces dans le banc Georges, 1963–1986	146
Tableau 7.2	Nombre d'espèces de familles représentatives des eaux côtières canadiennes du Pacifique et de l'Atlantique	147

Résumé

Présents dans tous les écosystèmes aquatiques, les poissons sont le plus grand groupe de vertébrés. De formes et de fonctions diverses, ils ont été l'objet de nombreuses études et sont donc d'excellents sujets pour un examen de la biodiversité de la faune du Canada.

Les pêches canadiennes sont menacées sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique, dans les Grands Lacs laurentiens et dans le reste des eaux intérieures, où l'impact de la surpêche et d'autres facteurs les ont dévastées. Dans l'immédiat, on s'inquiète moins pour les pêches des eaux intérieures du Nord, de l'Arctique et de la baie d'Hudson. Parmi les autres facteurs de stress influant sur les pêches figurent l'eutrophisation anthropique, l'apport de polluants, la modification structurale des habitats et l'introduction d'espèces exotiques.

Les nouvelles pêches sont habituellement exploitées à un rythme qui ne peut être soutenu, car la «phase d'expansion» qu'on observe au début de l'exploitation finit par atteindre son terme. C'est pourquoi l'utilisation d'engins de pêche de plus en plus efficaces est devenue presque universelle. L'un des principaux effets de l'action combinée de plusieurs facteurs de stress est la réduction des effectifs des «espèces clés» à des niveaux minimes. Il s'agit souvent d'espèces du haut des chaînes trophiques, prédateurs efficaces qui maintiennent la communauté aquatique dans un état d'équilibre. Au nombre des exemples illustrant la réduction de la biodiversité ichtyenne dans les écosystèmes aquatiques du Canada figurent, pour les espèces d'eau douce, l'omble de fontaine *s.-e. aurora*, l'omble chevalier, le touladi, les ciscos, le doré bleu et le chabot de profondeur et, pour les espèces marines, la morue, l'aiglefin et d'autres poissons de fond, ainsi que le thon rouge et le bar rayé.

Le chalut de fond, un engin de pêche maritime, peut détruire les habitats benthiques, les frayères et les zones d'alevinage de divers poissons et invertébrés. Les prises accidentelles causent aussi de grandes pertes chez les espèces non visées mais pouvant présenter de l'intérêt, ou chez les classes immatures des espèces commerciales. Les éle-

vages en enclos, qui se multiplient sur les côtes du Pacifique et de l'Atlantique au Canada, peuvent également causer des dommages. L'habitat local est détérioré par les déchets alimentaires et les matières fécales qui, en s'accumulant sous les parcs, favorisent la propagation des agents pathogènes. De plus, les individus qui s'échappent des enclos peuvent mettre en danger les populations sauvages par un effet de dilution génétique. D'autre part, l'élevage en enclos peut permettre de relâcher la pression exercée sur les stocks indigènes et représenter un avantage net pour les pêches, à condition que les installations soient bien conçues et situées dans un endroit approprié.

Les gestionnaires des pêches doivent chercher à maintenir l'équilibre délicat entre le développement durable et la préservation de l'écosystème. Le maintien de la biodiversité à des niveaux naturels pour un fonctionnement efficace des écosystèmes aquatiques est un but qui devrait pouvoir être atteint dans le contexte des pêches en développement. Le principe de «perte nette nulle», concrétisé dans un système d'échange d'écosystèmes, n'est généralement pas un choix de gestion avisé au point de vue écologique. On recommande aux gestionnaires des pêches de réduire l'exploitation à des niveaux écologiquement soutenables; de maintenir la complexité optimale des habitats; d'imposer un moratoire à l'utilisation des engins de pêche destructeurs; de protéger les écosystèmes naturels là où c'est possible, sinon de les restaurer; d'éliminer ou de réduire, dans la mesure du possible, les espèces exotiques envahissantes; de réglementer tous les facteurs de stress agissant sur les écosystèmes aquatiques.

En ce qui concerne la recherche, on pourrait étudier la réaction des communautés aquatiques à l'exploitation, le cycle vital des espèces sans importance économique, le rôle écologique des espèces fragiles, la prévention de la surpêche, la réduction des prises accidentelles, les méthodes de pêche les moins dommageables, les conséquences de la réglementation actuelle sur les pêches et les effets relatifs des facteurs de stress non liés à la pêche.

7.1 Introduction

Présents dans tous les milieux aquatiques de la biosphère, les poissons sont le plus grand groupe de vertébrés. De formes et de fonctions très diverses, ils ont été l'objet de nombreuses études. Comme ils sont confinés en milieu aquatique, ils sont exposés à toutes les perturbations terrestres et atmosphériques qui culminent, s'accumulent et sont intégrées à ce point d'aboutissement de la biosphère que sont les lacs et les océans. Ce sont donc des sujets idéaux pour l'étude de la réduction de la biodiversité dans les écosystèmes.

Il existe environ 19 000 espèces de poissons dans le monde (Wilson, 1992); ce qui en fait, parmi les cordés encore existants, le groupe de loin le plus abondant. Au Canada, on trouve au total environ 181 espèces en eau douce (Scott and Crossman, 1973); en milieu marin, on dénombre plus de 538 espèces sur la côte de l'Atlantique (Scott and Scott, 1988) et quelque 325 espèces sur la côte du Pacifique (Hart, 1973). On en signale 137 autres dans l'océan Arctique (Hunter *et al.*, 1984) et 101 dans le bassin hydrographique de la baie d'Hudson (Crossman and McAllister, 1986). Ces ensembles ne sont pas mutuellement exclusifs, car il y a un chevauchement considérable des espèces dans les quatre régions géographiques. En tout, cependant, il y a vraisemblablement au Canada quelque 1 000 espèces de poissons différentes, ce qui, étant donné la vaste superficie considérée et la grande variété des habitats, représente une faune ichtyenne moyennement pauvre.

En plus des poissons, les écosystèmes aquatiques du Canada regorgent de nombreux autres organismes, y compris des mammifères, des oiseaux, des reptiles, des amphibiens et une profusion d'invertébrés. Les macrophytes et les algues prolifèrent également dans pratiquement tous les types d'écosystèmes aquatiques (lacs, cours d'eau et océans). Un si vaste sujet doit nécessairement être ramené à des limites plutôt étroites pour être traité dans un chapitre d'une longueur acceptable. Par conséquent, il a fallu faire des choix difficiles concernant le matériel à retenir.

Lorsqu'on veut travailler au niveau de l'écosystème, il faut apporter tout le soin voulu au choix des sujets d'étude et à la description de leur contri-

bution à la biodiversité totale. Plus que tout autre vertébré, invertébré ou végétal, les poissons conviennent parfaitement à ce rôle, car les nombreuses phases de leur cycle vital (phases ontogéniques) en font des organismes représentatifs des zones benthique, pélagique, lotique, profonde et littorale des écosystèmes aquatiques. Les poissons ont différentes formes, et se trouvent pratiquement partout où il y a de l'eau et où le milieu écologique est propice. Les poissons sont recherchés, pêchés et consommés partout dans le monde; en outre, ils contribuent grandement à élargir les connaissances scientifiques, beaucoup plus que n'importe quel autre groupe de vertébrés. Par conséquent, on dispose d'abondantes informations sur leur rôle écologique dans la biodiversité des communautés naturelles.

Dans ce chapitre, nous nous attachons aux effets de l'exploitation commerciale sur la faune ichtyenne, étant entendu que d'autres facteurs de stress influent aussi sur les stocks de poissons, dont l'eutrophisation anthropique, l'apport de polluants, la destruction de l'habitat et d'autres modifications physiques de l'environnement, en plus de l'introduction d'espèces exotiques susceptibles d'ajouter à la compétition ou à la prédation.

Enfin, de par leur situation physique dans l'écosystème (c'est-à-dire en aval des principales perturbations terrestres), les poissons sont des accumulateurs et des intégrateurs idéaux pour la plupart des facteurs de stress d'origine terrestre et aquatique.

À quelques exceptions près, il ne sera pas question ici des invertébrés aquatiques, des vertébrés autres que les poissons, des macrophytes ni des algues.

Quant aux milieux humides, il serait préférable qu'on en traite dans un document séparé, étant donné l'étendue du sujet et la richesse de la documentation scientifique sur la question.

Au terme de cet élagage, il ne reste qu'une description des effets de l'exploitation et des dispositifs qu'elle met en jeu sur la biodiversité des écosystèmes aquatiques, d'après l'observation de leurs éléments les plus représentatifs, les poissons.

7.2 Effets de l'exploitation sur les écosystèmes aquatiques

Au point de vue de la récolte de biote, la pêche (commerciale, sportive ou de subsistance) représente la majeure partie de l'exploitation des ressources que recèlent les eaux de l'intérieur du Canada. En milieu marin, les invertébrés et les algues de grande taille constituent également une bonne partie des prélèvements; plus particulièrement, un bon nombre de mollusques et de crustacés forment une part importante de la récolte des produits de la mer. Parmi les invertébrés les plus intéressants sur le plan commercial, figurent les homards (Harding *et al.*, 1993), les crevettes (Fournier *et al.*, 1991), les crabes (Dumbauld *et al.*, 1993), les pétoncles (McGarvey *et al.*, 1993) les moules (Mallet and Carver 1989) et divers autres bivalves (Dillon and Manzi, 1992), ainsi que le calmar (Dawe *et al.*, 1990). Quant aux algues, parmi les plus appréciées, commercialement, on peut mentionner le varech et la mousse irlandaise (p. ex. Chopin *et al.*, 1992).

L'exploitation des invertébrés et des algues peut déséquilibrer les écosystèmes marins à cause de son action destructrice sur l'habitat ou de ses effets sur d'autres organismes. Ainsi, la drague à pétoncles peut parfois être très dommageable, non seulement par son action sur les bancs de pétoncles, mais aussi à cause des effets nuisibles qu'elle peut avoir pour les homards (Roddick and Miller, 1992). Dans le nord de l'Île-du-Prince-Édouard, le râtelage mécanique de la mousse irlandaise a été dommageable pour le homard, détruisant 7 % des captures annuelles de homards (Scarrett, 1973). Enfin, les filets dérivants employés pour la pêche au calmar et au germon sont très destructeurs pour les mammifères marins ainsi que pour les oiseaux et les tortues de mer.

Pour l'instant, à l'exception des chasses de subsistance spécialisées pratiquées par les autochtones et de la chasse dont font l'objet certaines espèces à fourrure dans les eaux intérieures du Nord, bon nombre des mammifères aquatiques du Canada restent en pratique inexploités.

L'exploitation des ressources aquatiques au Canada vise essentiellement les poissons; actuellement, ceux-ci constituent de loin la plus grande

partie de la récolte, tant au point de vue quantitatif (biomasse prélevée) que sur le plan économique. Bon nombre de pêches des milieux marins et des eaux douces sont surexploitées; en outre, les chiffres de l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture montrent que seulement quelques stocks sont encore inexploités dans les océans du monde (Larkin, 1992). Au Canada, on peut constater dans une bonne partie des eaux intérieures les effets qu'une forte surexploitation sélective a eus sur certains stocks; ce phénomène est particulièrement manifeste dans les Grands Lacs laurentiens, où la pêche, combinée à d'autres pressions anthropiques, a fait baisser certains stocks à des niveaux dangereux, conduit à la disparition d'autres dans certains lacs ou complètement éliminé des stocks uniques en leur genre (p. ex. Regier, 1973, 1979). Selon le Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada (CSEMDC, 1993), quatre espèces, ou stocks, ichtyennes sont déjà entièrement disparues, deux autres sont disparues au Canada et 49 autres encore sont en danger de disparition, menacées ou vulnérables.

7.2.1 Principaux stress anthropiques s'exerçant sur les écosystèmes aquatiques

Il arrive rarement, sinon jamais, qu'une pêche soit exposée à un seul facteur de stress externe à la fois. On comprend donc que les relations de cause à effet caractérisant l'exploitation des ressources halieutiques dans des écosystèmes changés soient habituellement ténues, même dans les meilleures conditions possibles. Parmi les principaux stress anthropiques agissant à un moment ou un autre sur les divers types de groupes de poissons de nos eaux, on compte les trois facteurs signalés au symposium de 1971 sur les communautés de salmonidés des lacs oligotrophes (Loftus and Regier, 1972), à savoir, l'exploitation, l'eutrophisation anthropique et l'introduction ou les invasions d'espèces non indigènes, en plus de deux autres phénomènes attribuables à l'être humain : les apports excessifs de toxiques et la modification structurale des habitats aquatiques. Dans l'analyse présentée ici, nous nous attachons à la pêche et aux effets qui s'y associent, étant entendu que d'autres facteurs de pression s'y ajoutent dans presque tous les cas.

7.2.1.1 Exploitation d'une pêche

Habituellement, dans une nouvelle pêche, le stock exploitable (effectifs ou biomasse) est élevé, ce qui conduit les «exploitants» à penser que la ressource est quasi illimitée et peut fournir indéfiniment un rendement élevé en poissons ou en invertébrés. Dans cette première phase de l'exploitation, appelée «phase d'expansion» (Regier and Loftus, 1972), les prises se modifient graduellement, les captures se composant de plus en plus de sujets plus petits et, finalement, de sujets plus jeunes à croissance plus rapide, à mesure qu'entrent en jeu les mécanismes de compensation dépendants de la densité. En effet, avec le prélèvement des sujets âgés, la compétition menée pour les sources de nourriture et pour l'espace perd de son intensité, si bien que les jeunes peuvent se développer plus rapidement jusqu'à la taille de recrutement, stade le plus vulnérable sous l'angle de l'exploitation. Ainsi, la croissance et la productivité dépassent les limites supérieures des facteurs dépendants de la densité, de sorte qu'il n'y a plus de rétablissement possible; la «phase d'expansion», ou première phase de l'exploitation, est alors terminée. Dès lors, si l'effort de pêche n'est pas régulé ou réduit à un niveau où l'exploitation est écologiquement soutenable, le stock de sujets adultes s'épuisera rapidement (voir Ricker, 1975; Cushing, 1977).

Ce scénario est plus simple que ce qu'on observe dans la plupart des pêches où plusieurs espèces sont exploitées à la fois (p. ex. Sainsbury, 1988). Dans ce genre d'exploitation multiple, l'intensité de pêche ne doit pas dépasser la capacité de la plus faible des espèces du groupe exploité de survivre en maintenant des effectifs écologiquement durables. Si la limite est franchie, l'espèce faible sera mise en péril, tandis que l'exploitation des espèces plus vigoureuses se poursuivra à un rythme plus élevé, compatible avec leur survie, durant la «phase d'expansion».

Les principes généraux que nous venons de voir brièvement à propos de cette «phase d'expansion» s'appliquent tout aussi bien à l'exploitation de la truite ou du corégone en eau douce, qu'à la pêche de la morue, du saumon ou d'autres espèces marines. Lorsque l'intensité d'exploitation devient extrême, la biodiversité de la récolte même peut

être réduite par la pêche sélective de «souches» en particulier, ce qui a pour effet de réduire le potentiel génétique des stocks exploitables (p. ex. Lawrie, 1978).

La surexploitation d'une espèce crée un effet de raréfaction qui peut avoir de lourdes conséquences sur le reste de la communauté dont fait partie l'espèce en question (p. ex. Ryder and Kerr, 1990). Ce phénomène est particulièrement manifeste lorsque l'espèce surexploitée est un prédateur de niveau trophique supérieur, dont la prédation assure la stabilité des proportions de la composition en espèces et de la biomasse dans la communauté. La surexploitation peut aussi avoir des effets secondaires en cascade sur l'ensemble de la communauté aquatique, conduisant à la destruction du lien écologique que la coévolution a noué, lien qui a permis l'intégration des divers éléments de la communauté et, dès lors, la survie de celle-ci. La documentation spécialisée ne donne cependant pas beaucoup d'exemples prouvant que la pêche est le seul facteur ayant causé la destruction de l'état de stabilité productive de communautés dulcicoles ou marines (Loftus and Regier, 1972).

7.2.1.2 Effets combinés de l'exploitation et d'autres facteurs de stress sur les écosystèmes aquatiques

Dans le monde d'aujourd'hui, où les incursions anthropiques, comme les retombées atmosphériques intercontinentales, peuvent atteindre une échelle planétaire, il est presque impossible de trouver un écosystème aquatique qui n'a pas subi d'agression externe. Même certains lacs de l'Extrême-Arctique et des régions alpines sont en péril depuis assez longtemps (p. ex. Kalf and Welch, 1974).

En plus de la pêche, quatre autres grands facteurs de stress sont souvent signalés : l'eutrophisation anthropique, l'introduction d'espèces exotiques, la modification structurale de l'habitat et les apports de polluants. Souvent, les effets de ces facteurs, combinés à ceux de la pêche, nuisent à la croissance, à la productivité ou à la reproduction des poissons, des invertébrés et des autres organismes vivants de l'écosystème. En fait, dans les pêches pré-côtières canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique, de même que dans celles des Grands Lacs

laurentiens, ces cinq facteurs sont souvent réunis, de sorte qu'il est difficile de déterminer la nature et l'ampleur de leurs effets individuels. Par ailleurs, il est inutile d'isoler des effets *in situ* pour décrire, par extrapolation, la situation dans son ensemble, car la nature de l'impact global nous échappe ainsi. En effet, lorsque deux facteurs ou plus interviennent dans une pêche, il se peut qu'ils agissent en synergie, produisant ainsi un stress plus important que la simple somme algébrique des effets de chacun. Il peut aussi arriver qu'au contraire, les facteurs aient des effets opposés, le résultat global étant, jusqu'à un certain point, moins marqué que ce qu'on aurait prévu d'après la somme de leurs effets individuels.

Quelle que soit la combinaison, il reste que l'exploitation est souvent considérée comme le facteur le plus immédiat et le plus facile à modifier par des règlements qu'on formule en visant expressément le maintien de l'équilibre dynamique des communautés aquatiques. La pêche et divers autres facteurs de stress externes peuvent avoir des effets semblables sur les communautés ichtyennes. En d'autres mots, tous les facteurs de stress, qu'ils agissent seuls ou en combinaison avec d'autres, tendent à induire une réaction qui évolue suivant une trajectoire commune (Rapport *et al.*, 1985), laquelle aboutit souvent au même résultat global (von Bertalanffy, 1968). Dès lors, on peut dire qu'essentiellement, toute réduction de la biodiversité, quelle qu'en soit la cause, finit par conduire au résultat général que détermine l'exploitation des ressources halieutiques. De façon générale, tous les facteurs de stress tendent à induire dans les écosystèmes aquatiques des processus les faisant déboucher sur des états simplifiés et semblables. Non seulement la biodiversité est touchée, mais bien d'autres attributs de l'écosystème sont aussi atteints, notamment l'intégrité, la pérennité, l'identité, la résilience et la complexité de l'habitat (p. ex. Holling, 1969, 1985; Margalef, 1969; Odum, 1969).

Par conséquent, dans les écosystèmes subissant des agressions, on notera, entre autres phénomènes, un changement des échanges énergétiques, du cycle des nutriments, de la structure et du fonctionnement des communautés (Odum, 1985). Lorsqu'une suite d'agressions écologiques donne lieu à un stress excessif continu, l'écosystème peut évoluer vers un état primitif, réduit à une

simplicité telle que l'existence de poissons et d'autres vertébrés peut y être, pratiquement, impossible.

7.3 Effets de la réduction de la biodiversité sur le fonctionnement de l'écosystème aquatique

Si l'on présume qu'au degré de biodiversité naturel observé dans les écosystèmes aquatiques non perturbés correspond un fonctionnement optimal et que la biodiversité possède une limite écologique supérieure (Margalef, 1972), toute réduction majeure de la biodiversité doit être considérée comme une diminution du fonctionnement optimal (efficace) de l'écosystème. Il convient alors de voir dans une baisse importante de la biodiversité un phénomène catastrophique pour l'intégrité de l'écosystème aquatique atteint.

Dans les écosystèmes perturbés, affaiblis par la perte de la biodiversité optimale, les échanges d'énergie et le transfert de nutriments d'un niveau trophique à l'autre ne sont plus aussi efficaces; en d'autres mots, ces écosystèmes sont atteints d'insuffisance trophique. Ces effets résultent habituellement de la disparition de chaînons névralgiques dans le système. Les effectifs et la biomasse des populations de poissons, d'invertébrés, de macrophytes et d'algues, principaux paramètres sur lesquels portent diverses mesures de la biodiversité, peuvent présenter des fluctuations marquées et se révéler difficiles à prévoir d'une année à l'autre (p. ex. voir les données sur le rendement des Grands Lacs dans Baldwin *et al.*, 1979). Dans des conditions extrêmes, ces écosystèmes perdent pratiquement toute utilité pour l'être humain, du fait de leur caractère imprévisible. Pour Talhelm (1988), c'est plutôt parce qu'ils deviennent de plus en plus difficiles à gérer, ou encore exigent une gestion au coût exorbitant. Parfois, la baisse de diversité crée un espace trophique permettant l'introduction de nouvelles espèces; le plus souvent, celles-ci mettent encore plus en péril l'intégrité de la communauté en entrant en compétition avec les espèces indigènes encore présentes, lesquelles peuvent en outre aussi être la proie des nouvelles venues (Emery, 1985; Mills *et al.*, 1993).

7.3.1 Écosystèmes dulcicoles

7.3.1.1 Lacs de l'intérieur des terres

Au Canada, mis à part les Grands Lacs laurentiens, on trouve des nappes d'eau de toutes dimensions, depuis les grandes étendues comme le Grand lac de l'Ours et le Grand lac des Esclaves, qui mesurent environ 30 000 km² chacun (Larkin, 1964), jusqu'aux tourbières, mares ou étangs de ferme des dimensions les plus modestes (moins d'un hectare). Malgré ces énormes différences, ces eaux ont en commun certaines propriétés au point de vue de la biodiversité. Ainsi, presque toutes ces étendues d'eau (sauf quelques exceptions notables dans l'Ouest et le Nord-Ouest) étaient recouvertes par des glaciers il y a quelque 8 000–12 000 ans, et par la suite, au cours du Pléistocène, elles se sont toutes peuplées d'organismes vivants (Ricker, 1959; Martin and Chapman, 1965). Ainsi, le degré de biodiversité atteint dans ces nappes d'eau était essentiellement limité par la distance entre le refuge que ces espèces animales avaient gagné durant la glaciation et le bassin hydrographique qu'elles occupent maintenant, par le degré d'accessibilité de la nappe d'eau et par l'écologie du milieu lacustre. Les lacs de grandes dimensions sont généralement alimentés par un plus grand nombre de cours d'eau, ce qui les rend plus accessibles, et le milieu, écologiquement plus riche, y offre un grand nombre de possibilités. Les lacs de très petite taille, par contre, ne sont alimentés que par quelques cours d'eau, sinon aucun; le milieu y offre donc relativement peu de possibilités au point de vue écologique, et l'accès est limité. Habituellement, l'habitat n'y est propice que pour quelques espèces seulement. En fait, Barbour and Brown (1974) ont constaté une relation étroite entre la superficie des nappes d'eau et le nombre d'espèces ichtyennes qu'on y trouve.

La richesse écologique et la diversité de l'habitat, en rendant le milieu propice à la coexistence d'un grand nombre d'espèces dans les lacs de grandes dimensions, créent en général un effet tampon, une protection écologique contre les baisses de biodiversité majeures. En fait, le vide temporaire qu'entraîne la disparition d'une espèce dans le tissu dense du réseau trophique aquatique peut très bien être comblé par une espèce sympatrique, équivalent trophique provenant de l'intérieur de

l'écosystème, si bien que le transfert, ou toute autre fonction atteinte dans l'écosystème, peut se poursuivre avec efficacité (voir Welch, 1967).

Les populations ichtyennes des petits lacs de l'intérieur des terres peuvent toutefois posséder une instabilité inhérente à cause de la faible biodiversité qu'entraîne la pauvreté de leur faune et de leur flore. Bon nombre de ces lacs n'ont pas de faune ichtyenne car les conditions écologiques rendent le milieu inhospitalier en hiver ou en été; dans certains, on ne trouve qu'une «monoculture», qui présente une instabilité inhérente et une grande vulnérabilité à l'exploitation. Souvent, ne vit dans ces lacs de faible biodiversité qu'une seule espèce de salmonidés, comme l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) ou le touladi (*S. namaycush*) dans l'est et le centre du Canada, et seulement une ou deux espèces prédatrices, habituellement de la famille des cyprinidae ou des catostomidae (p. ex. Martin, 1966). Au point de vue écologique, les poissons des petits lacs de l'Ouest semblent équivaloir aux espèces de l'Est, mais l'état d'appauvrissement des groupes fauniques est essentiellement le même (p. ex. Crossman, 1959). Vu la faible complexité de la faune, il n'y a pas d'effet tampon écologique dans ce genre de lacs, de sorte qu'on peut facilement arriver à la surexploitation en y pratiquant une pêche sportive intensive sans restriction. Par ailleurs, s'il s'agit de lacs ultra-oligotrophes, comme c'est le cas de nombreuses petites cuvettes creusées dans le granite du bouclier précambrien, la surpêche peut déséquilibrer le bilan annuel de nutriments si les poissons en représentent une portion importante. Le cas échéant, les mesures mises en oeuvre pour restaurer la pêche peuvent rester sans résultats, à cause de l'extrême pauvreté du milieu en matières nutritives (p. ex. Larson and Donaldson, 1970).

Bien souvent, la disparition d'un stock ou d'une espèce dans un petit lac de l'intérieur des terres n'est pas une aussi grande perte, sur le plan écologique, que dans un grand lac. En effet, lorsqu'une espèce est présente dans des milliers de petits lacs, le nombre d'individus et l'étendue de l'habitat suffisent pour que l'espèce, si elle est éliminée localement, ne risque pas, au moins, de disparaître complètement. Malheureusement, même si le phénotype des stocks, ou espèces, des divers lacs semble homogène, la structure génétique par

contre peut présenter des variations marquées, ou être au contraire uniforme. Par conséquent, il faudrait protéger autant que possible les stocks phénotypiquement semblables, au moins jusqu'à ce que des études génétiques aient permis de déterminer s'ils sont uniques au point de vue écologique.

Il arrive parfois que des stocks phénotypiquement bien distincts soient génétiquement proches. Ainsi, le cas de l'omble de fontaine aurora (*Salvelinus fontinalis timagamiensis*), qui continue de soulever la controverse : cet omble, qui, par la coloration et les motifs de sa livrée, se distingue nettement de l'omble de fontaine, n'était initialement présent que dans deux ou trois lacs du district du Témiscamingue, en Ontario (Henn and Rinkenbach, 1925). Des épreuves comparatives sur les températures létales ont mis en évidence une grande affinité entre ces deux formes (Sale, 1967) et une divergence marquée avec l'omble chevalier (*S. alpinus*). Tout récemment, des études génétiques ont révélé une différence marquée entre les deux ombles de fontaine : chez l'espèce classique (mouchetée), on a dénombré 44 loci de polymorphie sur une possibilité de 45, tandis que chez l'omble aurora on n'en a trouvé que deux ou trois, ce qui est une variabilité bien moindre (P. Ihssen, comm. pers.). En plus de la différence de coloration marquée, on note chez l'omble aurora certaines différences de comportement et notamment une nature plus «sauvage» qui le rend peu propre à l'élevage.

Il est très difficile de dire si ces différences phénotypiques et génotypiques sont, chez un taxon dont la distribution est si restreinte, un élément de biodiversité important. En attendant, toutefois, il semble indiqué de faire preuve, même à tort, de prudence (principe de précaution) et de s'efforcer de protéger les formes uniques, au moins jusqu'à ce que le caractère de survie inhérent à leur génotype soit mieux compris.

Pour l'essentiel jusqu'ici, nous ne nous sommes penchés que sur des cas particuliers illustrant la baisse de la biodiversité de la faune ichtyenne dans des lacs de l'intérieur du Canada. La question est si vaste que nous avons jugé inutile d'essayer d'être exhaustifs, privilégiant plutôt des cas typiques observés dans les diverses régions du Canada. Ce ne sont que quelques exemples parmi

la multitude de cas observables dans notre vaste territoire avec ses millions de lacs où bien des caractères endémiques restent à découvrir.

7.3.1.2 Réservoirs

Les réservoirs sont à l'origine de différents problèmes de biodiversité, car ce sont des milieux artificiels dont la création signifie habituellement un changement majeur de l'habitat physique dans un cours d'eau ou un lac préexistant. Souvent, dans le Nord, après l'inondation du substrat, on trouve dans l'eau un niveau toxique de méthylmercure, de telle sorte que le poisson est impropre à la consommation pendant une longue période au début de la succession écologique se déroulant dans le réservoir. Par ailleurs, les réservoirs «évoluent» beaucoup plus rapidement que les cours d'eau et les lacs, leurs caractères physiques, chimiques et biologiques changeant avec le temps, après qu'ils aient atteint un stade relativement avancé de la succession, en quelques décennies à peine (Ryder, 1978).

Les réservoirs changent rapidement, non seulement d'année en année, mais aussi selon les saisons, selon l'usage pour lequel ils ont été créés. Ainsi, le rabattement rapide d'un réservoir hydroélectrique peut représenter un stress particulièrement important pour les espèces qui frayent en eau peu profonde (p. ex. Beamish *et al.*, 1985). Ici encore, on constate que, même si l'exploitation des ressources halieutiques peut être la principale cause de la baisse de la biodiversité dans un lac naturel ou dans un réservoir, il est souvent difficile d'étudier ce phénomène dans le milieu en évolution rapide que constitue le réservoir nouvellement créé.

Lorsque la «poussée trophique» est passée et que la stabilité est établie (Kimmel and Groeger, 1986), les réservoirs des régions tempérées du Nord sont plus susceptibles d'avoir une production biologique prévisible, constituée des organismes vivants qui ont accès à la nouvelle nappe d'eau, c'est-à-dire les espèces indigènes du bassin hydrographique immédiat. Il se peut toutefois que certaines de ces espèces soient incapables de s'adapter au régime de fluctuations rapides du niveau des eaux qui caractérise bon nombre de réservoirs, ni à l'envasement et à la turbidité extrêmes qui accompagnent ces changements.

Les grands réservoirs du Nord, comme ceux de LG-2, dans La Grande Rivière, dans le nord du Québec, sont des pêches relativement peu productives à cause de la profondeur extrême et de la température très basse de leurs eaux, conditions d'autant moins propices que la saison de croissance est courte. Dans de tels bassins, en raison du caractère inhospitalier du milieu, la faune ichthyenne, pauvre et d'une diversité extrêmement faible (Roy *et al.*, 1986), se caractérise généralement par une croissance lente et une compensation proportionnellement lente des effets de la pêche, par le jeu de facteurs dépendants de la densité. Ainsi, en raison de la faible productivité qui leur est inhérente et de l'instabilité relative du milieu, ces pêches peuvent s'épuiser rapidement lorsqu'elles sont exploitées de façon intensive.

7.3.1.3 Cours d'eau

Les milieux lotiques sont particulièrement vulnérables à la surpêche; celle-ci peut avoir des conséquences de grande portée, en raison des longues migrations, souvent périlleuses, de certaines espèces, comme les salmoninae. L'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*), pour donner un autre exemple, peut être spécialement vulnérable à l'exploitation en raison de sa lente maturation (15–25 ans) (Harkness and Dymond, 1961), de sa grande taille et de sa forte valeur marchande. Au Canada, cette espèce a été éliminée d'un grand nombre de cours d'eau; dans les eaux où il vivait jadis, sa disparition s'est traduite par une augmentation des effectifs d'espèces benthiques moins intéressantes commercialement, comme le meunier noir (*Catostomus commersoni*) et le meunier rouge (*C. catostomus*). Bon nombre d'espèces adfluviales vivent en milieu lentique la plus grande partie de l'année et remontent les cours d'eau à l'époque du frai pour pondre dans des hauts-fonds de gravier. Ces espèces, telles que le doré (*Stizostedion vitreum*) et plusieurs salmonidés, deviennent extrêmement vulnérables à l'exploitation durant ces périodes d'activité pré-nuptiale et de frai, car les individus sont alors très visibles, se trouvent en eau peu profonde et sont moins mobiles que normalement en raison du poids supplémentaire des produits sexuels en maturation qu'ils doivent porter. Dans de telles circonstances, les pêches visent habituellement les stocks les plus vulnérables, ce qui entraîne peut-être la réduction du potentiel génétique des

espèces exploitées (p. ex. l'élimination du touladi pendant qu'il remonte les tributaires du lac Supérieur, à cause de la pêche et de la prédation de la grande lamproie marine (*Petromyzon marinus*) (Loftus, 1958)) et, dès lors, une baisse de la biodiversité du cours d'eau. Finalement, l'intégrité biologique du milieu lotique est mise en péril ou carrément détruite (Hughes and Noss, 1992).

L'état actuel du complexe de l'omble chevalier revêt une importance particulière pour la biodiversité de la faune ichthyenne du Canada. Présent dans les lacs, les cours d'eau et les océans, l'omble chevalier se caractérise par la diversité de sa forme (le complexe de l'omble chevalier pourrait réunir jusqu'à huit «espèces» distinctes), de son comportement et par sa plasticité générale, inconnue chez la plupart des autres espèces (p. ex. McPhail, 1961; McPhail and Lindsey, 1970). Divers stocks d'ombles chevaliers font l'objet d'une exploitation de plus en plus intense et ce avant même qu'on ait tenté de caractériser et de préserver leur structure génétique exceptionnelle. Par surcroît, les élevages en enclos récemment mis en oeuvre sur la côte est canadienne, de même qu'à Winnipeg et dans le chenal Nord du lac Huron, ont aggravé la situation, car des sujets s'échappent de ces parcs aquatiques, ce qui risque d'avoir un effet de dilution sur ce patrimoine génétique unique.

7.3.1.4 Grands Lacs laurentiens

Les Grands Lacs laurentiens sont l'un des plus grands ensembles de nappes d'eau douce contiguës du monde et, toutes proportions gardées, la pêche y est d'une importance comparable. La sur-exploitation a eu un effet marqué sur les ressources halieutiques, mais la relation de cause à effet est malgré tout équivoque, car les habitants du bassin des Grands Lacs ont ajouté à cette pression par des activités entraînant la pollution, des apports de nutriments, la modification de l'habitat et l'introduction ou les invasions de nouvelles espèces.

Stocks phénotypiques

Après la déglaciation des Grands Lacs (il y a environ 8 000 ans), les poissons des «refuges» de l'époque de la glaciation ont rapidement colonisé les Grands Lacs, y constituant les stocks «indigènes» actuels. Avec le temps, certaines espèces ont formé des stocks phénotypiques endémiques, ce qui semble avoir favorisé leur survie et leur avoir permis de coloniser des milieux nouveaux et peu hospitaliers, comme les grands lacs formés au Pléistocène après le retrait glaciaire (Ryder *et al.*, 1981). Dans les Grands Lacs, les principaux parmi ces «ensembles de stocks» sont les stocks de touladis (Eschmeyer, 1957) et de corégones ou ciscos vivant en profondeur (Koelz, 1929). L'exploitation de ces deux ensembles de stocks a concouru, en partie, à la disparition d'au moins deux espèces, à savoir le cisco de profondeur (*Coregonus johanna*) et le cisco à nageoires noires (*C. nigripinnis*), ainsi qu'à la réduction de plusieurs autres stocks en un nombre plus restreint de groupes, peut-être par introgression, mélange de deux espèces très proches par croisement (Regier, 1968; Smith, 1968). Par exemple, les 12 ou 13 stocks phénotypiques de touladis existant autrefois dans le lac Supérieur (Eschmeyer, 1957) ont été réduits à seulement deux ou trois stocks, à cause de la pêche commerciale, facteur auquel s'est ajouté la prédation de la grande lamproie marine, une espèce marine, comme son nom le dit, qui a envahi les Grands Lacs d'amont lorsque la construction du canal Welland lui en a ouvert l'accès (Applegate, 1950). On ne peut que conjecturer sur la part relative qu'il faut attribuer à la surexploitation et à la grande lamproie marine dans ces circonstances, mais il est évident que chacun de ces deux facteurs a représenté un danger majeur pour la biodiversité de la faune ichtyenne des Grands Lacs.

Le groupe des corégones et ciscos vivant en profondeur dans le lac Michigan, composé initialement de huit taxons (appelés «espèces» par Koelz, 1929), n'en comprend plus que six ou moins; ici aussi, la réduction est probablement due à la pêche, conjuguée à la prédation de la grande lamproie marine, et peut-être à d'autres facteurs de stress. Dans ce cas, on a observé un effet supplémentaire, l'introgression de certains stocks de corégones. Ce phénomène a suivi l'élimination de l'effet de

«refuge», créé par la prédation intensive exercée par le touladi. Ainsi, lorsque les effectifs du touladi ont baissé de façon catastrophique à cause des effets combinés de la pêche et de l'action prédatrice de la grande lamproie marine, les stocks de ciscos, étroitement associés au touladi, ont perdu les «refuges» qui les avaient maintenus isolés sur le plan de la reproduction. Dès lors, les croisements entre ces stocks sont devenus possibles (Smith, 1968). Dans l'ensemble, les conséquences qui s'en sont suivies pour la communauté aquatique du lac Michigan ont été importantes et ont eu des effets observables à deux niveaux trophiques différents.

Plus récemment, d'autres perturbations sont survenues à divers niveaux du réseau trophique du même système, notamment une baisse rapide des effectifs du gaspareau (*Alosa pseudoharengus*), poisson planctivore non indigène, l'augmentation des copépodes de grande taille et une hausse de l'abondance de perchaudes (*Perca flavescens*), en plus de changements marqués de la limpidité des eaux, pour ne mentionner que quelques-uns des effets observés (Evans and Jude, 1986; Evans 1990). Même si certains de ces phénomènes peuvent peut-être s'expliquer par la surpêche des prédateurs des plus hauts niveaux trophiques, comme le touladi et les saumons du Pacifique introduits (*Oncorhynchus* spp.), un trop grand nombre de facteurs confondants s'ajoutent pour qu'on tire une telle conclusion.

Doré bleu

Le doré bleu (*Stizostedion vitreum glaucum*) du lac Érié, habituellement considéré comme une sous-espèce du doré, ou doré jaune, est disparu vers le milieu des années 1960, probablement à cause de la surpêche (Trautman, 1957; Parsons, 1967), quoique, selon McAllister (1970), sa disparition a peut-être été causée par la pollution. En fait, il est probable que ces deux facteurs de stress ont contribué dans une mesure significative à l'élimination de la communauté ichtyenne du lac Érié (voir Egerton, 1985), mais, dans le cas du doré bleu, les signes de la surexploitation sont accablants. Le coup de grâce porté aux stocks subsistants a été l'introgression du doré bleu avec son proche parent, le doré jaune, plus abondant.

La pêche commerciale intensive du doré bleu s'est traduite, vers le milieu des années 1950, par des prises figurant parmi les plus importantes pour une même espèce dans les Grands Lacs (Baldwin *et al.*, 1979). Peu de temps après, les rendements annuels ont radicalement changé, tombant à des valeurs négligeables, et, vers le milieu des années 1960, le doré bleu était pour ainsi dire disparu. Parallèlement, la proportion d'intermédiaires entre le doré jaune et le doré bleu («hards») a augmenté dans les prises de la pêche commerciale (Scott and Crossman, 1973), signe d'une introgression possible entre les deux espèces (Regier *et al.*, 1969). Les anomalies des testicules et des canaux déférents observés chez les intermédiaires de couleur grise sont aussi des signes d'introgression.

À l'époque où se produisaient ces événements, le lac Érié était le siège d'une très forte eutrophisation anthropique (Vallentyne, 1974) causée par l'accroissement des apports de phosphore. Entre autres choses, cet enrichissement a concouru à aggraver le déficit d'oxygène de l'hypolimnion dans le bassin central du lac Érié (Carr, 1962), celui où le doré bleu était le plus abondant, de même qu'à la réduction générale de la limpidité des eaux. Ainsi, même si une conjonction de facteurs externes, dont la pêche et les apports de phosphore, agissait dans le lac Érié, il semble que la disparition du doré bleu puisse être attribuée à la surexploitation, aggravée par l'introgression des stocks de dorés bleus subsistants avec son proche parent, le doré jaune. Comme le doré bleu était au nombre des quelques taxons endémiques dans les Grands Lacs laurentiens et qu'il remplissait un rôle écologique qu'aucun autre élément de la communauté indigène ne pouvait assumer, on peut considérer sa disparition comme une catastrophe écologique mineure.

Chabot de profondeur

Une autre atteinte, peut-être irréversible, portée à la biodiversité des Grands Lacs s'est produite avec l'élimination du chabot de profondeur (*Myoxocephalus thompsoni*) du bassin du lac Ontario. Ce poisson, sans importance sur le plan économique, a toutefois le caractère unique d'être une espèce relique de l'époque glaciaire (McAllister, 1961) et, en raison de son abondance antérieure, il pourrait être un chaînon essentiel au maintien de l'intégrité de l'écosystème. Autrefois, il était si abondant

dans les profondeurs du lac Ontario qu'on le considérait comme nuisible parce qu'on en capturait dans les filets maillants utilisés pour pêcher le touladi (Scott and Crossman, 1973). Il semble que ses principaux prédateurs aient été la lotte (*Lota lota*) et le touladi, seules espèces piscivores vivant à une si grande profondeur. Christie (1973) a constaté que le touladi et la lotte étaient les principaux vecteurs d'énergie et de matière dans le lac Ontario. Aussi la disparition du chabot de profondeur, principale nourriture de ces espèces, pouvait-elle avoir des retentissements considérables sur la fonction normale de l'écosystème, en raison de ses effets sur les échanges trophiques. Crossman and Van Meter (1979) ont placé le chabot de profondeur au nombre des espèces rares et en danger dans le lac Ontario, même s'il était encore abondant dans les Grands Lacs d'amont. En 1991, il était entièrement éliminé du lac Ontario (Kerr and LeTendre, 1991).

On peut considérer que les prises accidentelles de la pêche au touladi ont contribué à la disparition du chabot de profondeur, mais d'autres facteurs exogènes de stress sont aussi intervenus, et plus particulièrement les apports de nutriments et de polluants, qui ont concouru dans une mesure substantielle à la destruction de l'habitat. Ainsi, l'élimination du chabot de profondeur du lac Ontario peut s'expliquer par un ensemble complexe de causes possibles, sans qu'aucun de ces facteurs ne puisse être incriminé avec une grande certitude.

7.3.2 Écosystèmes marins

7.3.2.1 Eaux côtières de l'Atlantique

Pour les besoins du présent document, la zone côtière de l'Atlantique canadien comprend les eaux du nord-ouest de l'Atlantique depuis le cap Chidley, au Labrador, jusqu'à la frontière canado-américaine, qui trace une ligne irrégulière vers l'est, depuis l'estuaire de la rivière Ste-Croix, au Nouveau-Brunswick, et traverse le nord du banc Georges. La limite de la zone correspond approximativement à l'isobathe de 1 829 m. La côte atlantique canadienne s'étend sur 33 870 km. Dans cette vaste région, on a relevé quelque 538 espèces de poissons marins, formant trois groupes fauniques.

Groupe I

Le groupe I comprend les espèces indigènes à la région, comme le hareng, la morue, le merlu, les scorpènes et les poissons plats, qui passent toute leur vie dans ces eaux et représentent à peu près 60 % des espèces. C'est la principale source des pêches commerciales, l'une des plus riches du monde, du moins jusqu'à la récente chute des effectifs de la morue franche (*Gadus morhua*) et d'autres poissons de fond. Ce groupe de poissons indigènes mérite la plus grande attention. Il comprend deux espèces endémiques, soit le corégone d'Acadie (*Coregonus huntsmani*), une espèce anadrome (Scott, 1983), et la raie de Markle (*Breviraja marklei*) (McEachran and Miyake, 1987). Les divers poissons de fond qui en font partie, comme la morue, le merlu, l'aiglefin, les poissons plats et les sébastes, font l'objet d'une pêche intensive, souvent au moyen d'engins non sélectifs, comme le chalut à panneaux, qui peuvent être extrêmement destructeurs pour les jeunes poissons et la faune benthique, et, dans la pire des hypothèses, peuvent considérablement perturber les fonds océaniques. La région est si étendue et la pêche si intensive qu'il est difficile d'évaluer avec exactitude l'évolution des populations; toutefois, les données dont on dispose à ce sujet indiquent qu'il s'est produit chez certains stocks une réduction considérable de la biodiversité, tant génétique que phénotypique, comme, par exemple, chez la morue. Certaines populations se reproduisant au début du printemps ou à la fin de l'automne semblent être disparues. En 1497, lors d'une expédition qui l'a mené dans le nord de l'Amérique du Nord, Jean Cabot a constaté la grande abondance de la morue dans cette région de l'Atlantique. Aujourd'hui, en 1994, après presque cinq siècles d'une exploitation de plus en plus intensive, les effectifs de cette espèce ont radicalement baissé et la pêche de la morue du Nord s'est effondrée. Des milliers de personnes, dont l'emploi était directement ou indirectement lié à cette pêche, sont maintenant au chômage. À première vue, l'effondrement des stocks semble être dû, entre autres, aux effets conjugués de températures anormalement basses et de la surexploitation (Dunbar, 1992). Pour l'instant, il est impossible de mesurer le tort causé à la morue du Nord, mais les dommages pourraient être graves, s'il s'avère que des stocks locaux uniques en leur genre ont été perdus.

Groupe II

Les espèces de ce groupe, essentiellement originaires de l'Arctique, migrent vers le sud en hiver (p. ex. depuis le détroit de Davis), vers des sources de nourriture ou des eaux plus chaudes, et remontent dans le nord au printemps et en été. Parmi celles qui fréquentent ainsi les eaux canadiennes figurent la laimargue atlantique (*Somniosus microcephalus*), certaines limaces de mer (genre *Liparis*) ainsi que des lycodes et des unernaks (genres *Gymnelus* et *Lycodes*). Ce groupe représente 5 % ou moins de l'ensemble de la faune ichtyenne; les espèces qu'il comprend font rarement l'objet d'une pêche commerciale et bon nombre d'entre elles ont une distribution circumpolaire. Vraisemblablement, elles devraient donc n'avoir qu'une importance secondaire en ce qui concerne la diminution de la biodiversité.

Groupe III

Les espèces de ce groupe, pour la plupart originaires du sud (régions chaudes tempérées à tropicales), fréquentent les eaux canadiennes en été et en automne; venues à l'état de larves ou de juvéniles pélagiques, ou comme adultes en migration, elles y trouvent de riches sources de nourriture. Ce groupe comprend notamment plusieurs requins, dont le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*) et l'émisssole douce (*Mustelus canis*), en plus de l'espadon (*Xiphias gladius*) et d'un bon nombre de carangues, de thons, de makaires, de limes et de balistes; l'ensemble représente environ 35 % de la faune du nord de l'Atlantique. Bon nombre des espèces de ce groupe font l'objet d'une pêche commerciale et d'une pêche sportive, ce qui leur vaut beaucoup d'attention de la part du public. La gestion de ces pêches est généralement assurée par des commissions internationales ou organismes équivalents (p. ex. la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (CICTA). Le Canada n'a pas le pouvoir de fixer les quotas et s'incline généralement devant l'opinion majoritaire. Il est toutefois certain que certaines espèces de ce groupe, comme le thon rouge (*Thunnus thynnus*), sont en péril dans les eaux canadiennes, où l'on capture chaque année des sujets de plus de 230 kg; le record mondial est un spécimen de 680 kg, capturé au large de la Nouvelle-Écosse en 1979. Un poisson de cette taille est un prédateur des plus efficaces et l'on ne peut

qu'imaginer ce que la disparition de cet élément du plus haut niveau trophique peut avoir comme conséquences dans l'écosystème marin. La pêche au thon rouge est très sélective et cause probablement du tort à l'espèce, car les sujets de grande taille, les plus recherchés, constituent ce qui reste du stock de géniteurs. Actuellement, les stocks de thons rouges reproducteurs sont si bas que le recrutement pourrait dorénavant être compromis.

Le nombre d'espèces qui viennent chez nous une année donnée, depuis l'Arctique ou les eaux chaudes tempérées, dépend de la température des eaux et des courants océaniques. Certains faits portent à croire que la température des eaux a été anormalement basse dans la partie septentrionale de la région canadienne de l'Atlantique (Dunbar, 1992). Le nombre total d'espèces présentes une année donnée est directement lié aux conditions environnementales durant la période considérée. Cette constatation vaut particulièrement pour la portion de 40 % (Groupe I : 5 % et Groupe II : 35 %) de la faune ichthyenne que les migrations saisonnières mènent dans la région chaque année.

Jusqu'ici, il n'a été question que du nombre d'espèces; or, l'abondance relative de chacune, c'est-à-dire, la stabilité des effectifs des espèces, revêt une grande importance au point de vue économique et écologique, surtout dans le cas des espèces d'intérêt commercial. Normalement, la diversité de l'écosystème marin est constamment en évolution, mais l'exploitation commerciale accélère ce processus de changement en raison des prélèvements sélectifs dont font l'objet certaines espèces (Upton, 1992). Au tableau 7.1, on peut voir l'évolution de la composition en espèces dans un écosystème soumis à une exploitation intensive (le banc Georges) pendant une période de 23 ans. Les chiffres montrent la diminution radicale des effectifs des gadoïdes et la prédominance qu'a acquise l'émissole. On note une baisse numérique chez toutes les espèces d'intérêt économique. Le même phénomène semble s'être produit dans la pêche canadienne de la morue du Nord. En 1991, la morue âgée de grande taille était disparue et, avec cette réduction de la biodiversité, on a observé une augmentation des raies et des émissoles. De toute évidence, il faudra exercer une surveillance plus attentive et en appliquer judicieusement les résultats à la gestion des pêches si l'on veut empêcher

des fluctuations aussi marquées de la composition en espèces et maintenir le degré de biodiversité optimal.

Harding (1992), dans le résumé qu'il donne des problèmes environnementaux de la côte de l'Atlantique, signale que l'estuaire du Saint-Laurent est la région la plus polluée de la côte est. Aujourd'hui, chez le béluga du Saint-Laurent, autrefois exploité de façon intensive, on voit clairement les conséquences de l'exposition aux organochlorés et à d'autres polluants comme le plomb (Muir *et al.*, 1990), les populations demeurant numériquement faibles.

Enfin, le bar rayé (*Morone saxatilis*), autre espèce autrefois commercialement importante, a été presque complètement, sinon complètement, éliminé de l'estuaire du Saint-Laurent. Ces phénomènes sont particulièrement déplorables, car ils signalent la détérioration d'une formation océanographique unique en son genre, qui fait partie de notre territoire, mais dont le caractère exceptionnel nous est encore à peine connu (Therriault, 1991).

7.3.2.2 Océan Arctique et baie d'Hudson

On n'a relevé que 137 espèces de poissons marins dans les eaux canadiennes de l'océan Arctique (Hunter *et al.*, 1984). Les poissons marins de la baie d'Hudson, la mer intérieure du Canada, sont peu connus; jusqu'ici, on a dénombré 28 espèces (Vladykov, 1933) dont la plupart (plus de 75 %) sont des formes arctiques, ce qui vient étayer le point de vue de ceux qui considèrent la baie d'Hudson comme un milieu arctique.

Tableau 7.1

Changement de la composition en espèces dans le banc Georges, 1963-1986

Espèce	Pourcentage des prises	
	1963	1986
Morues	55	11
Raies	22	33
Poissons plats	12	3
Émissoles	2	41
Autres	9	12

Source : Sissenwine and Cohen (1991)

On ne connaît aucune espèce de poisson marin endémique dans les eaux canadiennes de l'Arctique; il convient toutefois de faire ici certaines réserves en soulignant que le Canada n'a encore fait aucune étude approfondie dans cette région. Les biologistes danois et russes, par contre, se sont beaucoup intéressés aux espèces ichtyennes marines de l'Arctique (voir les nombreux articles de A.S. Jensen, 1942–1948, dans *Contributions to the Ichthyofauna of Greenland, Spolia Zoologica Musei Hauniensis*).

La détérioration de l'habitat est, ou deviendra, un facteur majeur à considérer dans la réduction de la biodiversité de la faune ichtyenne de l'Arctique canadien. Les aménagements hydro-électriques, la recherche de ressources pétrolières et gazières, l'exploitation des richesses minières et la construction d'îles sont des exemples d'activités humaines susceptibles d'avoir des effets délétères sur le milieu marin, à moins qu'elles ne soient assujetties à des règles rigoureuses. Les changements environnementaux causés par l'effet «de serre» pourraient être lourds de conséquences pour la faune de l'Arctique dans son ensemble (Bunch and Reeves, 1992). Le loup de Béring (*Anarhichas orientalis*), une espèce de l'ouest de l'Arctique, figure sur la liste des espèces vulnérables que le CSEMDC a publiée en avril 1993.

C'est dans l'ouest de l'Arctique, plutôt que dans l'est, que la faune risque le plus d'être en péril. En effet, l'activité industrielle, comme la recherche de ressources pétrolières et gazières dans la région de la mer de Beaufort, est plus importante dans l'ouest.

Pour leur subsistance, les autochtones de l'Arctique dépendent principalement des poissons anadromes et des mammifères marins (Parsons, 1993). Au nombre des poissons anadromes figurent l'omble chevalier, le saumon de l'Atlantique et des corégones.

D'autres aspects sont à surveiller dans les écosystèmes de l'Arctique, notamment le transport des nutriments et le transfert d'énergie qu'assurent les oiseaux et les poissons marins entre la haute mer et les zones littorales ou le milieu terrestre. La disparition des espèces qui remplissent un rôle clé dans ces processus pourrait avoir de graves répercussions sur la dynamique interne des écosystèmes.

7.3.2.3 Côte du Pacifique

Les eaux côtières de la région canadienne du Pacifique se trouvent entre la frontière de l'Alaska, aux environs du 55^e parallèle, et l'extrémité méridionale de l'île de Vancouver. Hart (1973) a relevé dans cette région 325 espèces de poissons. Ce nombre est cependant trompeur, car, la limite de la zone côtière n'étant pas définie, plusieurs espèces bathypélagiques n'ont pas été considérées; en outre, plus de 60 autres espèces ont été signalées au cours des dix dernières années (Peden and Hughes, 1986; Peden and Jamieson, 1988). En général, si une famille est représentée dans les eaux canadiennes à la fois du Pacifique et de l'Atlantique, on retrouve un plus grand nombre d'espèces dans le Pacifique. Les familles énumérées au tableau 7.2, avec le nombre d'espèces relevées dans chaque zone, sont des cas représentatifs qui peuvent servir d'exemple (Scott, 1983). Dans le cas des Gadidae (morues), c'est toutefois l'inverse : en effet, on en trouve 19 espèces dans la zone de l'Atlantique et seulement quatre dans celle du Pacifique. D'après les données dont on dispose, cette situation exceptionnelle est due au fait que la morue est d'abord apparue dans le bassin de l'Atlantique et s'est ensuite répandue dans le bassin du Pacifique par l'océan Arctique, probablement au cours du Pliocène (Svetovidov, 1956).

La faune ichtyenne de la zone canadienne du Pacifique se distingue de celle de l'Atlantique à divers égards : ainsi, environ 16 % des poissons qu'elle comprend proviennent de régions situées au sud, moins de 1 % proviennent de régions situées au nord et le reste, environ 83 %, sont indigènes. Par ailleurs, les changements de la température de

Tableau 7.2
Nombre d'espèces de familles représentatives des eaux côtières canadiennes du Pacifique et de l'Atlantique

Famille	Pacifique	Atlantique
Scorpaenidae (scorpènes)	37	4
Osmeridae (éperlans)	7	2
Cottidae (chabots)	42	14
Pleuronectidae (poissons plats)	19	7
Gadidae (morues)	4	19

l'eau y sont moins marqués que dans l'Atlantique, car le détroit de Béring réduit l'entrée des eaux de l'Arctique. Ainsi, de l'Alaska jusqu'à la Californie, la composition en espèces de la faune ichthyenne de la côte nord-américaine du Pacifique change peu.

Quelques-unes des espèces marines présentes dans les eaux de la Colombie-Britannique sont considérées comme en péril. La stichée-Y (*Allolumpenus hypochromus*), le chabot à museau épineux (*Asemichthys taylori*) et le lutin (*Ocella impi*) figurent sur les listes des espèces « rares » du sous-comité des poissons et des mammifères marins du CSEMDC (Campbell, 1989). La stichée-Y n'a été observée qu'au Canada (McAllister *et al.*, 1985), mais sa distribution et sa biologie sont mal connues. À l'évidence, ces espèces doivent être mieux étudiées.

Par le passé, la pêche commerciale visait les six espèces de saumons qu'on trouve dans le Pacifique, ainsi que le flétan du Pacifique (*Hippoglossus stenolepis*) et le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*), mais la situation a changé ces dernières années. La pêche au flétan a diminué de façon radicale; quant à la pêche au hareng, fermée en 1967, elle s'est rétablie jusqu'à un certain point. En 1988, dans les principales pêches, les débarquements ont atteint les valeurs suivantes : saumons du Pacifique, 60 %, hareng du Pacifique, 15,6 % et poissons de fond, 15,5 % (Parsons, 1993).

La pêche au saumon est couramment pratiquée depuis des décennies. Les débarquements ont varié énormément d'une année à l'autre, apparemment suivant l'état des stocks. D'après les travaux de recherche qui s'effectuent actuellement sur la question, la survie des saumons et des poissons de fond dépend dans une large mesure des conditions du milieu dans le nord du Pacifique. Il se pourrait que les prises des pêcheurs asiatiques dans l'ouest du Pacifique soient régies par les mêmes facteurs (Beamish and Bouillon, 1993; R.J. Beamish, comm. pers.).

Le flétan, les sébastes (*Sebastes* spp.), le merlu du Pacifique (*Merluccius productus*), la morue du Pacifique (*Gadus macrocephalus*) et les plies (de nombreuses espèces) sont les principaux poissons de

fond du Pacifique. Comme dans toutes les pêches commerciales, la diminution des effectifs des espèces les plus recherchées conduit l'industrie à s'intéresser à des poissons qui n'ont jamais été exploités, ou du moins peu.

7.3.2.4 Aquaculture marine

L'aquaculture des poissons, un remplacement viable de l'exploitation des stocks sauvages, n'est pas une nouveauté, car elle se pratique depuis des siècles en Asie. On innove toutefois avec l'élevage en enclos à l'eau froide et avec l'utilisation de cages pour la production en mer de quantités commerciales de poissons destinés à la consommation humaine. L'élevage en eau froide de salmonidés en cage a lentement progressé dans les quarante dernières années, mais a pris un grand essor depuis 10 ou 15 ans (Boghen, 1990; Cook and Pennell, 1991).

Dans la région canadienne de l'Atlantique, et plus particulièrement au Nouveau-Brunswick, on produit annuellement quelque 10 000 tonnes de saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) pour le marché. D'après les plans actuels, la production devrait avoir doublé en l'an 2000.

L'élevage du saumon de l'Atlantique est actuellement le fondement de l'industrie aquacole, mais des projets, à divers stades d'élaboration, sont envisagés pour bon nombre d'autres espèces. L'omble chevalier et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) sont également produits commercialement. D'autres espèces sont actuellement étudiées pour l'élevage : la lompe (*Cyclopterus lumpus*), le flétan atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*), la goberge (*Pollachius virens*), la plie rouge (*Pleuronectes americanus*), la limande à queue jaune (*Pleuronectes ferrugineus*), le loup atlantique (*Anarhichas lupus*), la loquette d'Amérique (*Macrozoarces americanus*) (Brown *et al.*, 1989; Delabbio, 1989; Methven and Brown, 1989; Dutil, 1993) et la morue franche. En outre, les restrictions dont fait actuellement l'objet la pêche à la morue dans la région canadienne de l'Atlantique en raison de la réduction dangereuse des effectifs exploitables ont stimulé l'intérêt pour l'élevage de cette espèce en enclos (R.J. Roberts, 1993).

En Colombie-Britannique, l'élevage des salmonidés en parcs s'est développé moins rapidement que dans la Région de l'Atlantique, mais il connaît maintenant une croissance rapide. Le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*), le saumon quinnat (*O. tshawytscha*), le saumon de l'Atlantique et la truite arc-en-ciel sont les principales espèces élevées. De 6 590 t en 1988, la production est passée à 12 400 t en 1989 (Parsons, 1993). D'après les prévisions, la production de saumon de l'Atlantique, qui atteignait 1 000 tonnes en 1989, devrait à elle seule représenter 16 500 t en 1995.

Si l'élevage en cages peut contribuer à la protection d'une espèce contre la surexploitation, comme c'est probablement le cas pour le saumon de l'Atlantique dans la région canadienne de l'Atlantique, les méthodes de production peuvent toutefois être destructrices pour l'habitat et pour d'autres espèces (Golden, 1993). Dans le cas du saumon de l'Atlantique, la sélection et la manipulation génétiques peuvent mettre en danger les populations naturelles si des sujets s'échappent des installations d'élevage. Dans une étude réalisée en Norvège, on a montré que la présence en nombre de saumons de l'Atlantique d'élevage dans plusieurs rivières met en péril l'intégrité génétique des populations naturelles de saumons (Gausen and Moen, 1991). Actuellement, au Canada, le risque de dilution du patrimoine génétique du saumon de l'Atlantique sauvage par croisement avec des sujets d'élevage échappés est un problème assez inquiétant. Tant que nous ne serons pas fixés sur les effets chez cette espèce du croisement entre les saumons d'élevage et les saumons sauvages, il faudra considérer l'élevage comme un risque pour les stocks indigènes. Néanmoins, avec des installations bien aménagées et situées dans des lieux appropriés, l'élevage en parc peut être un moyen de diminuer la pression de pêche exercée sur les stocks indigènes et, ultérieurement, avoir en définitive un effet salutaire sur la pêche.

En Colombie-Britannique, la progression de l'élevage du saumon de l'Atlantique en parcs est inquiétante, car les sujets qui s'échappent risquent d'être en compétition avec les saumons indigènes sauvages et de leur enlever leur habitat et leurs frayères. Certains redoutent que, si le saumon de l'Atlantique s'établit en eau douce, il le fasse aux dépens de la truite arc-en-ciel, anadrome ou non,

de la truite fardée (*Oncorhynchus clarki*) et de la Dolly Varden (*Salvelinus malma*); toutefois, aucune donnée scientifique ne vient directement étayer cette thèse. On sait qu'en 1991 et en 1992, des milliers de saumons de l'Atlantique se sont échappés dans le Pacifique et dans des cours d'eau s'y jetant. En 1992, on a capturé 29 saumons de l'Atlantique en eau douce (anon., 1993; Peterson, 1993). Le problème additionnel du croisement entre les espèces introduites et les stocks indigènes doit être mieux étudié.

Qu'ils soient gardés en cages, comme le saumon de l'Atlantique d'élevage, ou vivent en liberté dans les pêches commerciales, les poissons sont susceptibles d'être parasités ou infectés par des organismes pathogènes. Stewart (1991) donne une liste de cas représentatifs où des maladies ou des parasites ont été introduits dans certains pays membres du Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) : on y trouve la confirmation que les élevages en cages du Canada doivent être mis à l'abri de toutes les maladies transmissibles par l'eau. Les espèces élevées en cages sont plus menacées à cause de la forte densité des élevages et du stress accru qui en résulte.

L'élevage intensif en cages peut poser des problèmes d'une autre nature, à cause de l'accumulation des surplus de nourriture et des excréments sous les cages (Golden, 1993). Le ministère des Pêches et de l'Aquaculture du Nouveau-Brunswick et l'industrie de l'aquaculture s'occupent, en collaboration avec le ministère des Pêches et des Océans, de surveiller les effets environnementaux de l'élevage des poissons en parcs. Pour l'instant, les données recueillies dans les installations d'élevage par l'organisme provincial sont confidentielles. La Nouvelle-Écosse n'a pas encore établi de procédure de surveillance.

Divers travaux de recherche sont actuellement en cours, notamment sur la quantification de facteurs tels que les courants océaniques, l'amplitude des marées, la densité de l'eau de mer, les régimes de température et la profondeur de l'eau sous les cages. En outre, on échantillonne les organismes vivants aux environs des cages, et plus particulièrement les organismes benthiques.

7.4 Pratiques de gestion visant la préservation ou la restauration de la biodiversité

7.4.1 Optique

Pour préserver la biodiversité des écosystèmes aquatiques, il importe d'en assurer la gestion dans un esprit suffisamment souple pour qu'on puisse pratiquer une exploitation soutenable, à l'avenir, mais suffisamment rigoureux pour éviter que des atteintes soient portées aux écosystèmes. Dans une telle optique, on pourrait instaurer des mécanismes visant la préservation de la qualité actuelle des écosystèmes aquatiques «sains», avec un degré raisonnable d'exploitation soutenable, et imposer un moratoire aux pratiques dommageables dans les écosystèmes dégradés. Pour ces derniers, une fois leur état stabilisé par des mesures restrictives, on pourrait ensuite envisager des travaux de restauration, dans la mesure où une telle intervention serait réalisable.

Dans le contexte de croissance démographique actuel, l'optique la plus susceptible de donner des résultats doit avant tout permettre de faire un usage avisé et éclairé des ressources disponibles sans qu'il s'ensuive un changement ou un affaiblissement injustifiés de l'état naturel. La politique de la «perte nette nulle» en cours d'exploitation est couramment appliquée et jouit d'une grande faveur auprès des gouvernements (particulièrement en ce qui touche les milieux humides). À première vue, ce genre de politique semble viser un objectif louable : elle présente en fait de nombreux dangers au point de vue écologique. Par exemple, à long terme, les communautés aquatiques naturelles qui ont évolué ensemble sont généralement plus proches de l'état où elles peuvent se maintenir dans un équilibre dynamique et de fournir des rendements durables que les communautés créées de toutes pièces (Ryder and Kerr, 1990). Les communautés naturelles disposent aussi du matériel génétique nécessaire pour survivre aux phénomènes épisodiques qui pourraient les mettre en danger. Ainsi, tout projet de gestion visant à remplacer un écosystème (milieu naturel et organismes vivants) par un système artificiel ou naturel de grandeur comparable invite à la circonspection (voir L. Roberts, 1993). Aucun écosystème aquatique n'a vraiment un équivalent doté du même ensemble d'attributs écologiques. Bon nombre de facteurs

écologiques d'importance peuvent être si subtils qu'ils passent inaperçus, même aux yeux de l'écologiste le plus averti.

Par contre, lorsqu'il n'y a aucun moyen écologique ou politique d'éviter la perte d'un écosystème ou de l'une de ses composantes, il vaut probablement mieux faire un «échange» que de laisser les choses suivre leur cours, sans intervenir.

Le «principe de précaution» est une autre approche fréquemment utilisée, qui suscite aussi une certaine controverse. Plus précisément, sur le plan écologique, il s'agit simplement, lorsqu'une ressource naturelle ou un milieu naturel risquent d'être profondément modifiés ou même éliminés, de prendre tous les moyens raisonnables pour les protéger, même si les études en cours ne sont pas suffisamment avancées pour qu'on puisse justifier de telles mesures.

7.4.2 Techniques

Étant donné le but visé ici, ce serait commettre une hérésie que de présenter une liste exhaustive de techniques de gestion conçues pour assurer la préservation de la biodiversité dans les écosystèmes aquatiques. Regardons plutôt certaines des considérations fondamentales ayant guidé les personnes qui ont veillé à la préservation des écosystèmes aquatiques dans le passé récent.

7.4.2.1 Maintien de la complexité de l'habitat

La présence d'habitats diversifiés offre un écotone (effet de lisière) maximal et crée un pôle d'attraction pour une multiplicité de plantes et d'animaux dans les écosystèmes aquatiques (Francis *et al.*, 1985). La protection de l'habitat est l'une des méthodes qu'on utilise de préférence pour assurer la survie des espèces ichtyennes écologiquement importantes (FAO/UNEP, 1982). L'habitat sert de diverses façons les communautés aquatiques : c'est une protection contre divers facteurs de stress, un refuge à l'abri de la prédation, une source de nourriture et un milieu propice aux activités pré-nuptiales et à la libération subséquente des produits sexuels. Les exigences écologiques propres à chacune de ces fonctions varient selon l'espèce, mais, en général, la complexité de l'habitat est incontestablement un facteur majeur (p. ex. EIFAC, 1984).

Pour assurer le maintien de l'habitat aquatique, il faut prendre en compte les modifications structurales envisagées, comme la construction de barrages ou de canalisations, ainsi que la protection à fournir contre les apports indus de matières dangereuses et il faut prêter toute l'attention voulue aux risques d'exposition à des organismes modifiant l'habitat, comme la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*). Il faut aussi, autant que possible, mettre en application une réglementation adéquate et ce, avant que n'agisse le facteur qui peut conduire à la détérioration de l'habitat.

Dans certains cas, les pêches peuvent aussi détruire un habitat de choix. Le chalut de fond, nous l'avons déjà vu, peut être particulièrement destructeur dans certaines conditions. Les filets dérivants, en raison de leur longueur considérable et de la profondeur qu'ils atteignent, vident, en pratique, de vastes espaces pélagiques dans le milieu où l'habitat est «sûr» pour de nombreux organismes pélagiques, dont des poissons, des mammifères, des oiseaux, des tortues et des calmars. D'autres engins de pêche, et notamment la senne de rivage, peuvent aussi perturber de façon indue l'habitat d'un grand nombre d'organismes de fond et de poissons benthiques dans les écosystèmes aquatiques.

7.4.2.2 Restauration des frayères et des zones d'alevinage

Bien que la protection soit écologiquement préférable à la restauration, souvent, le climat politique oblige à écarter cette option. Toutefois, si l'on connaît bien les exigences écologiques des espèces qui nous intéressent, on peut envisager de restaurer les frayères qui se sont détériorées (Francis *et al.*, 1979). Dans ce cas, il vaut mieux que les aires restaurées soient utilisées autant que possible par les stocks indigènes, car on préserve ainsi leur avantage génétique (FAO/UNEP, 1982). Il est également possible de rétablir une population dont les effectifs ont baissé en déposant dans les zones restaurées des oeufs produits par des stocks d'élevage. Une telle introduction peut rendre la pêche très productive, mais la survie des poissons à certains phénomènes épisodiques est alors moins assurée, car leur aptitude génétique à résister aux facteurs de stress naturels est amoindrie.

Étant donné que la ponte et les premiers stades suivant l'éclosion sont des périodes de grande vulnérabilité dans le cycle biologique de nombreux organismes aquatiques, la restauration qui vise expressément les nids de fraye et les zones d'alevinage peut être la mesure de gestion la plus fructueuse et la moins coûteuse. Par ailleurs, en même temps que la restauration, il faut veiller à l'implantation d'une réglementation adéquate, pour prévenir toute autre détérioration.

7.4.2.3 Réduction ou élimination des espèces exotiques

On utilise souvent des espèces exotiques de poissons et d'invertébrés aquatiques pour améliorer le rendement et la valeur subséquente d'une pêche. Malheureusement, il est fréquent que les nouveaux venus perturbent les communautés indigènes formées d'espèces qui ont évolué ensemble pendant des millions d'années dans les refuges glaciaires et qu'on retrouve maintenant dans les lacs et les cours d'eau de formation post-glaciaire. Les espèces de poissons exotiques utilisées pour améliorer les pêches sont la plupart du temps des prédateurs de niveau trophique supérieur. Dans bien des cas, le prédateur introduit supplante le prédateur indigène du plus haut niveau trophique. Parfois, le nouveau prédateur est trop efficace, si bien que les effectifs des poissons qu'il mange baissent jusqu'à des valeurs anormalement basses. C'est probablement ce qui s'est produit dans le lac Ontario et dans les eaux où les saumons du Pacifique ont remplacé une grande partie des touladis indigènes comme principaux prédateurs du dernier niveau trophique. Les «améliorations» de ce genre, écologiquement peu souhaitables, trouvent leur explication dans les impératifs de la politique. D'après une liste établie par Mills *et al.* (1993), 139 espèces d'organismes aquatiques non indigènes se sont établies dans les Grands Lacs laurentiens; pour l'essentiel, ce sont, entre autres, des algues, des macrophytes, des mollusques et des poissons. Pour 13 de ces espèces, il est avéré qu'elles ont influé sur l'écosystème des Grands Lacs, au point de vue tant écologique qu'économique. Un bon nombre d'autres espèces non indigènes auraient aussi déterminé des modifications dans la structure des communautés, mais rien n'est prouvé hors de tout doute. Souvent, les espèces particulièrement intéressantes au point de

vue socio-économique peuvent aussi être celles qui perturbent le plus les communautés ichthyennes indigènes. C'est le cas, par exemple, de la truite arc-en-ciel, espèce appréciée en pêche sportive : elle a supplanté l'omble de fontaine, dans le cours inférieur d'un grand nombre de rivières, partout où ces deux espèces sont sympatriques (Ryder and Kerr, 1984).

Les effets des mesures palliatives sont souvent peu encourageants et, une fois qu'une espèce exotique a été introduite dans de nouveaux habitats, les résultats sont imprévisibles. En général, deux types de mesures peuvent être envisagées : 1) prendre toutes les précautions voulues pour empêcher l'introduction d'autres espèces non indigènes en adoptant une réglementation adéquate et en redoublant de vigilance et 2) orienter la pêche vers l'exploitation des espèces exotiques, lorsque la chose est possible, par l'assouplissement de la réglementation ou la subvention des prix.

7.4.2.4 Régulation des autres facteurs de stress agissant dans les écosystèmes aquatiques

En plus de la pêche et de l'introduction d'espèces exotiques, d'autres facteurs de stress agissent sur les écosystèmes aquatiques; la régulation de ces facteurs est une tâche énorme. Parmi les plus importants figurent les apports de polluants et de nutriments et les modifications structurales; il en a été question dans d'autres chapitres du présent document. Nous nous contenterons de dire qu'à moins qu'une régulation raisonnable de tous ces facteurs soit exercée par l'application d'une réglementation judicieuse, la durabilité des grandes pêches du Canada sera chose du passé.

7.4.2.5 Réduction de l'exploitation des ressources aquatiques jusqu'à des niveaux écologiquement soutenables

On a signalé ailleurs dans le présent document que d'autres facteurs de stress agissent sur les écosystèmes aquatiques en plus de l'exploitation des pêches. En fait, souvent, la pêche peut sembler relativement inoffensive par comparaison aux volumineux rejets toxiques ou lorsqu'elle vient après des changements structuraux qui ont bouleversé le milieu. On change vite d'avis, toutefois, lorsqu'on voit le volume des prises accidentelles rejetées par

les pêcheurs de crevettes (p. ex. Perra, 1992) ou par ceux qui utilisent des filets dérivants.

La plupart du temps, dans les pêches où l'on se soucie de préserver la biodiversité au maximum, il faut nécessairement tenir compte de l'espèce la plus sensible dans le groupe exploité. Souvent, il s'agit d'une espèce sans intérêt au point de vue socio-économique, mais qui pourrait être un élément essentiel au maintien de l'intégrité écologique de l'écosystème aquatique, le ciment, en quelque sorte, qui unit les divers composants du système. Il se pourrait qu'avec une gestion axée sur la survie des espèces les plus fragiles, la pêche perde toute rentabilité. Incontestablement, c'est le dilemme auquel sont confrontés tous les gestionnaires de pêches. Un fait essentiel demeure : bon nombre des pêches qui sont actuellement exploitées avec modération peuvent encore renfermer des espèces au caractère unique qui sont endémiques, mais qui souvent ne peuvent guère tolérer une exploitation plus intensive.

On peut tenter de résoudre ce dilemme en mettant en oeuvre les mesures de protection, de rétablissement ou de restauration exigées par les circonstances (voir Francis *et al.*, 1979). En premier lieu, il faut assurer la protection complète de certains écosystèmes sains, qui doivent être épargnés des dangers de l'exploitation parce qu'on y trouve des associations d'espèces rares ou fragiles. Pour les écosystèmes aquatiques en exploitation, le degré de protection peut varier, pourvu que le taux de récolte ne dépasse pas la limite après laquelle les facteurs dépendants de la densité ne permettent plus au système de s'ajuster et de se maintenir dans un équilibre dynamique.

Quant aux systèmes surexploités, il est possible de les restaurer et d'y rétablir une pêche durable, d'une grande valeur socio-économique, à la condition qu'ils n'aient pas subi de dommages irréparables. Les écosystèmes très dégradés, fragiles (dont la décomposition est imminente), doivent être remis si possible dans leur état naturel et protégés jusqu'à ce que l'on sache comment les exploiter tout en assurant leur durabilité.

L'un des éléments fondamentaux de la pratique gestionnelle visant la durabilité des pêches du Canada, qu'il s'agisse de lacs, de cours d'eau, de réservoirs

ou d'océans, est la connaissance étendue de la structure et de la dynamique de tous les composants des écosystèmes aquatiques et de leurs interactions. L'application adéquate de ces connaissances, par le truchement des organismes de réglementation et au moyen de systèmes experts, de réseaux neuronaux ou d'autres cadres organisationnels permettant d'intégrer les éléments de systèmes complexes en un ensemble de propriétés connues et simplifiées, pourrait déboucher sur la solution rationnelle d'un problème d'envergure planétaire qui apparaît intolérable.

7.5 Recommandations sur la recherche concernant la préservation de la biodiversité des écosystèmes aquatiques

Tout au long du présent document, il a été montré à plusieurs reprises combien il est urgent que les gouvernements s'occupent de la baisse de la biodiversité dans les écosystèmes du Canada. La réduction de la biodiversité naturelle est telle que des mesures dirigées s'imposent si l'on veut prévenir des baisses d'effectifs catastrophiques chez de nombreuses espèces aquatiques, dont beaucoup ont une valeur commerciale directe. À l'évidence, il faut mieux surveiller les écosystèmes aquatiques et appliquer de façon judicieuse les résultats de cette surveillance à la gestion des pêches, pour éviter de tels bouleversements dans la composition en espèces et maintenir une biodiversité suffisante pour le bon fonctionnement des écosystèmes. Pour pratiquer une gestion qui assure la durabilité des pêches au Canada, il faut des connaissances étendues sur la structure et la dynamique de tous les composants des écosystèmes et sur leurs interactions.

Dans cette optique, nous avons établi un ordre de priorité, non exhaustif, des divers choix envisageables pour maintenir en permanence la biodiversité optimale dans les écosystèmes aquatiques du Canada :

- Déterminer comment les communautés aquatiques réagissent à l'exploitation. Mettre en évidence l'intensité d'exploitation au-delà de laquelle les facteurs de compensation dépendants de la densité (croissance ou recrutement,

ou les deux à la fois) ne permettent plus de maintenir le rendement, mais déterminent plutôt la destruction de l'intégrité de la communauté, avec les pertes de biodiversité qui s'ensuivent (section 7.3.1.2).

- Étudier en profondeur l'histoire naturelle des espèces d'importance économique négligeable susceptibles de jouer un rôle d'intégrateur écologique essentiel. Pour les proies, dans les eaux intérieures, ce pourrait être de petits poissons comme les cyprinidae, les cottidae ou les theostomatini, et, parmi les espèces prédatrices de grande taille, la lotte ou le malachigan (*Aplodinotus grunniens*), pour ne donner que quelques exemples. En milieu marin, il faudrait étudier un bon nombre des espèces rejetées comme prises accidentelles, ou des espèces rares comme la stichée-Y. Il est urgent d'étudier l'histoire naturelle et la biologie «d'ensembles de stocks», comme celui de l'omble chevalier, pour déterminer dans quelle mesure la biodiversité est liée au patrimoine génétique et jusqu'à quel point il faut en assurer la préservation. Ces études devraient en outre être axées sur les interactions de chaque espèce avec le reste de la communauté biotique, y compris les autres vertébrés, les invertébrés, les macrophytes et les algues (section 7.3.2.3).
- Déterminer quels engins et quelles pratiques de pêche risquent le moins d'endommager l'environnement ou de causer une mortalité anormale chez les stocks de poissons et d'invertébrés, et, par conséquent d'en réduire la biodiversité (section 7.4.2.5).
- Étudier les impacts des engins de pêche (p. ex. les effets des chaluts employés pour la pêche aux crevettes sur les tortues de mer) en vue d'éliminer les prises accidentelles. Ces prises se composent habituellement d'espèces de valeur négligeable sur le plan économique ou de sujets juvéniles d'espèces à valeur marchande. Il faudrait aussi connaître l'effet de ces prises sur l'intégrité des communautés biotiques (section 7.4.2.5).
- Étudier le rôle écologique des espèces fragiles (p. ex. de nombreuses moules d'eau douce) dans les écosystèmes aquatiques et les moyens qu'on pourrait utiliser pour les protéger des effets dommageables de la pêche (section 7.2.1.1).

- Déterminer les effets des facteurs de stress indépendants de la pêche sur la biodiversité de la communauté aquatique, et plus particulièrement les apports de nutriments et de polluants, les modifications structurales de l'habitat et l'introduction ou l'envahissement des espèces exotiques. Porter une attention spéciale aux effets planétaires comme les retombées atmosphériques ou les effets photolytiques, ou aux baisses de biodiversité anormales (p. ex. disparition d'amphibiens à l'échelle de la planète; Bishop and Pettit, 1992) d'origine indéterminée (section 7.2.1.2).
- Étudier les effets des règlements visant la préservation de la biodiversité naturelle des communautés aquatiques. Déterminer s'il y a lieu d'imposer des restrictions sur la saison de pêche, les tailles admissibles, les quotas, les engins et d'autres aspects de la pêche (section 7.2.1.2).
- Chercher des moyens de maintenir une pêche visant plusieurs espèces aux niveaux d'exploitation optimaux de façon que la biodiversité reste aussi élevée que possible et que les espèces les plus vulnérables ne soient pas surexploitées (section 7.2.1.1).
- Poursuivre la recherche de méthodes permettant de stériliser les poissons d'élevage pour constituer des stocks non reproducteurs et protéger ainsi les stocks sauvages de l'effet de dilution génétique causé par les poissons s'échappant des élevages (section 7.3.2.4).
- Poursuivre l'étude de l'hybridation du saumon de l'Atlantique et des salmonidés, indigènes ou non, de la Colombie-Britannique pour être en mesure de prévoir les effets probables de l'introduction de salmonidés hybrides dans les communautés naturelles (section 7.3.2.4).

Remerciements

Nous aimerions exprimer ici toute notre gratitude à A. Keith, chef des travaux, ainsi qu'à l'Équipe de l'évaluation scientifique de la biodiversité d'Environnement Canada, pour leur contribution à ce chapitre. Nous sommes aussi redevables au Groupe de discussion et aux participants de l'Atelier sur la biodiversité pour leurs nombreux commentaires constructifs. Enfin, pour leurs révisions, contributions et suggestions nombreuses, nous remercions R.J. Beamish, J.S. Beckett, W.R. Bowering, P. Ihssen, J.H. Leach, J.A. Orendorff, J. Pesendorfer et I. Price. À tous, nous devons beaucoup; quoi qu'il en soit, nous restons les seuls responsables de l'interprétation que nous avons rendue de leurs nombreuses contributions.

Ouvrages cités

- Anonymous. 1993. A few escapees. *Pac. Coast Aquacult. J.* 6(9):4, 21.
- Applegate, V.C. 1950. Natural history of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in Michigan. U.S. Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Fish. No. 55. 237 p.
- Baldwin, N.S., R.W. Saalfeld, M.A. Ross, and H.J. Buettner. 1979. Commercial fish production in the Great Lakes 1867-1977. *Great Lakes Fish. Comm. Tech. Rep. No. 3.* 187 p.
- Barbour, C.D. and J.H. Brown. 1974. Fish species diversity in lakes. *Am. Nat.* 108(962):473-489.
- Beamish, F.W.H., P.J. Healey, and D. Griggs. 1985. Freshwater fisheries in Canada: report on Phase 1 of a national examination. Canadian Wildlife Federation, Ottawa.
- Beamish, R.J. and D.R. Bouillon. 1993. Pacific salmon production trends in relation to climate. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:1002-1016.
- Bishop, C.A. and K.E. Pettit (eds.). 1992. Declines in Canadian amphibian populations: designing a national monitoring strategy. *Can. Wildl. Serv. Occas. Pap.* 76.
- Boghen, A.D. (ed.). 1990. Cold water aquaculture in Atlantic Canada. Canadian Institute for Research on Regional Development, University of Moncton, Moncton. 428 p.

- Brown, J.A., D.C. Somerton, P.J. Hambrook, and D.A. Methven. 1989. Why Atlantic lumpfish and ocean pout are potential candidates for cold-water marine finfish aquaculture. *Bull. Aquacult. Assoc. Can.* 89:3:50-52.
- Bunch, J.H. and R.R. Reeves (eds.). 1992. Proceedings of a workshop on the potential cumulative impacts of development in the region of Hudson and James bays, 17-19 June 1992. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1874. 39 p.
- Campbell, R.R. 1989. Rare and endangered fishes and marine mammals of Canada: COSEWIC Fish and Marine Mammal Subcommittee status reports. *Can. Field-Nat.* 103(2):147-152.
- Carr, J.F. 1962. Dissolved oxygen in Lake Erie, past and present. Great Lakes Res. Div., Inst. Sci. Technol. Publ. No. 9. 14 pp.
- Chopin, T., J.D. Pringle, and R.E. Semple. 1992. Impact of harvesting on frond density and biomass of Irish moss (*Chondrus crispus* Stackhouse) beds in the southern Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:349-357.
- Christie, W.J. 1973. A review of the changes in the fish species composition of Lake Ontario. Great Lakes Fish. Comm. Tech. Rep. No. 23. 65 pp.
- Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. 1993. Canadian endangered species list. World Wildlife Fund, Toronto.
- Cook, R.H.M. and W. Pennell (eds.). 1991. Proceedings of the special session on salmonid aquaculture, World Aquaculture Society, 16 February, 1989, Los Angeles, Calif. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1831. 167 p.
- Crossman, E.J. 1959. Distribution and movements of a predator, the rainbow trout, and its prey, the redbreasted shiner in Paul Lake, British Columbia. *J. Fish. Res. Board Can.* 16:247-267.
- Crossman, E.J. and D.E. McAllister. 1986. Zoogeography of freshwater fishes of the Hudson Bay drainage, Ungava Bay and the Arctic Archipelago. Pages 53-104 in C.H. Hocutt and E.O. Wiley (eds.), *The zoogeography of North American freshwater fishes*. John Wiley & Sons, Toronto.
- Crossman, E.J. and H.D. Van Meter. 1979. Annotated list of the fishes of the Lake Ontario watershed. Great Lakes Fish. Comm. Tech. Rep. No.36. 25 pp.
- Cushing, D.H. 1977. The problems of stock and recruitment. Pages 116-133 in J.A. Gulland (ed.), *Fish population dynamics*. John Wiley & Sons, Toronto.
- Dawe, E.G., J.C. Shears, N.E. Balch, and R.K. O'Dor. 1990. Occurrence, size, and sexual maturity of long-finned squid (*Loligo pealei*) at Nova Scotia and Newfoundland, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47:1830-1835.
- Delabbio, J.L. 1989. Recent advances in the mariculture of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.). *Bull. Aquacult. Assoc. Can.* 89:3:45.
- Dillon, R.T., Jr. and J.J. Manzi. 1992. Population genetics of the hard clam, *Mercenaria mercenaria*, at the northern limit of its range. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:2574-2578.
- Dumbauld, B.R., D.A. Armstrong, and T.L. McDonald. 1993. Use of oyster shell to enhance intertidal habitat and mitigate loss of Dungeness crab (*Cancer magister*) caused by dredging. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:381-390.
- Dunbar, M.J. 1992. Monitoring marine climate and the Newfoundland northern cod. *Can. Soc. Environ. Biol. Newsl./Bull.* 49(4):5-6.
- Dutil, J.D. 1993. Farming the Atlantic cod, *Gadus morhua*, biological and economic realities. *Can. Transl. Fish. Aquat. Sci.* 5597. 42 p.
- Egerton, F.N. 1985. Overfishing or pollution? Case history of a controversy on the Great Lakes. Great Lakes Fish. Comm. Tech. Rep. No. 41. 28 p.
- EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission) 1984. Report of the symposium on habitat modification and freshwater fisheries. EIFAC Tech. Pap. 47, Aarhus, Denmark. 32 p.
- Emery, L. 1985. Review of fish species introduced into the Great Lakes, 1819-1974. Great Lakes Fish. Comm. Tech. Rep. No. 45. 31 p.
- Eschmeyer, P.H. 1957. Note on the subpopulations of lake trout in the Great Lakes. U.S. Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Fish. No. 208. 129 p.
- Evans, M.S. 1990. Large-lake responses to declines in the abundance of a major fish planktivore — the Lake Michigan example. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47:1738-1754.
- Evans, M.S. and D.J. Jude. 1986. Recent shifts in *Daphnia* community structure in southeastern Lake Michigan: a comparison of the inshore and offshore regions. *Limnol. Oceanogr.* 31:56-67.

- FAO/UNEP (Food and Agriculture Organization/United Nations Environment Programme). 1982. Conservation of the genetic resources of fish: problems and recommendations. Report of the Expert Consultation on the genetic resources of fish, Rome, 9-13 June 1980. FAO Fish. Tech. Pap. 217. 43 p.
- Fournier, D.A., J.E. Sibert, and M. Terceiro. 1991. Analysis of length frequency samples with relative abundance data for the Gulf of Maine northern shrimp (*Pandalus borealis*) by the MULTIFAN method. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48:591-598.
- Francis, G.R., J.J. Magnuson, H.A. Regier, and D.R. Talhelm. 1979. Rehabilitating Great Lakes ecosystems. Great Lakes Fish. Comm. Tech. Rep. No. 37. 99 p.
- Francis, G.R., A.P.L. Grima, H.A. Regier, and T.H. Whillans. 1985. A prospectus for the management of the Long Point ecosystem. Great Lakes Fish. Comm. Tech. Rep. No. 43. 109 p.
- Gausen, D. and V. Moen. 1991. Large-scale escapes of farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) into Norwegian rivers threaten natural populations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48:426-428.
- Golden, S. 1993. Nova Scotia aquaculture initiative raises sustainability questions. Alternatives 20(1):7-10.
- Harding, G., E. Kenchington, and Z. Zheng. 1993. Morphometrics of American lobster (*Homarus americanus*) larvae in relation to stock determinations in the Maritimes, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50:43-52.
- Harding, G.C. 1992. A review of the major marine environmental concerns of the Canadian east coast in the 1980s. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1885. 38 p.
- Harkness, W.J.K. and J.R. Dymond. 1961. The lake sturgeon — The history of its fishery and problems of conservation. Ontario Department of Lands and Forests, Toronto.
- Hart, J.L. 1973. Pacific fishes of Canada. Fish. Res. Board Can. Bull. No. 180.
- Henn, A.W. and W.H. Rinkenbach. 1925. Description of the aurora trout (*Salvelinus timagamiensis*), a new species from Ontario. Ann. Carnegie Mus. 16:131-141.
- Holling, C.S. 1969. Stability in ecological and social systems. Pages 128-141 in Diversity and stability in ecological systems. Brookhaven National Laboratory, Upton, N.Y.
- Holling, C.S. 1985. Resilience of ecosystems: local surprise and global change. Pages 228-269 in T.F. Malone and J.G. Roederer (eds.), Proc. Symp. ICSU (Int. Counc. Sci. Unions), 20th General Assembly. Cambridge University Press, London, U.K.
- Hughs, R.M. and R.F. Noss. 1992. Biological diversity and biological integrity: current concerns for lakes and streams. Fisheries 17(1):11-19.
- Hunter, J.G., S.T. Leach, D.E. McAllister, and M.B. Steigerwald. 1984. A distributional atlas of records of the marine fishes of Arctic Canada in the National Museums of Canada and Arctic Biological Station. Syllogeus 52. 35 p.
- Kalff, J. and H.E. Welch. 1974. Phytoplankton production in Char Lake, a natural polar lake, and Meretta Lake, a polluted polar lake, Cornwallis Island, Northwest Territories. J. Fish. Res. Board Can. 31:621-636.
- Kerr, S.J. and C.G. LeTendre. 1991. The state of the Lake Ontario fish community in 1989. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Publ. 91-3. 38 p.
- Kimmel, B.L. and A.W. Groeger. 1986. Limnological and ecological changes associated with reservoir aging. Pages 103-109 in G.E. Hall and M.J. Van Den Avyle (eds.), Reservoir fisheries management: strategies for the 80's. American Fisheries Society, Bethesda, Md.
- Koelz, W. 1929. Coregonid fishes of the Great Lakes. Bull. U.S. Bur. Fish. 43(2):1-643.
- Larkin, P.A. 1964. Canadian lakes. Vehr. Int. Ver. Limnol. 15:76-90.
- Larkin, P.A. 1992. Future prospects and their implications for research on the ecology of freshwater fish. Ecol. Freshwater Fish 1:1-4.
- Larson, D.W. and J.R. Donaldson. 1970. Waldo Lake, Oregon: a special study. Oreg. State Univ. Water Resour. Res. Inst. WRR-2. 21 p.
- Lawrie, A.H. 1978. The fish community of Lake Superior. J. Great Lakes Res. 4(3-4):513-549.
- Loftus, K.H. 1958. Studies on river-spawning populations of lake trout in eastern Lake Superior. Trans. Am. Fish. Soc. 87:259-277.

- Loftus, K.H. and H.A. Regier. 1972. Introduction to the proceedings of the 1971 symposium on salmonid communities in oligotrophic lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 29:613–616.
- Mallet, A.L. and C.E.A. Carver. 1989. Growth, mortality, and secondary production in natural populations of the blue mussel, *Mytilus edulis*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46:1154–1159.
- Margalef, R. 1969. Diversity and stability: a practical proposal and a model of interdependence. Pages 25–37 in *Diversity and stability in ecological systems*. Brookhaven National Laboratory, Upton, N.Y.
- Margalef, R. 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why there is an upper limit to diversity. Pages 213–235 in E.S. Deevey (ed.), *Growth by intussusception — Ecological essays in honour of G. Evelyn Hutchinson*. Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Science, New Haven, Conn.
- Martin, N.V. 1966. The significance of food habits in the biology, exploitation and management of Algonquin Park, Ontario, lake trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 95:415–422.
- Martin, N.V. and L.J. Chapman. 1965. Distribution of certain crustaceans and fishes in the region of Algonquin Park, Ontario. *J. Fish. Res. Board Can.* 22:969–976.
- McAllister, D.E. 1961. The origin and status of the deepwater sculpin, *Myoxocephalus thompsoni*, a nearctic glacial relict. *Bull. Natl. Mus. Can. Contrib. Zool.* (1959) 172:44–65.
- McAllister, D.E. 1970. Rare or endangered Canadian fishes. *Can. Field-Nat.* 84:5–8.
- McAllister, D.E., B.J. Parker, and P.M. McKee. 1985. Rare, endangered and extinct fishes in Canada. *Syllogeus* 54. 192 p.
- McEachran, J.D. and T. Miyake. 1987. A new species of skate of the genus *Breviraja* from off Nova Scotia, with comments on the status of *Breviraja* and *Neoraja* (Chondrichthyes, Rajoidei). *Copeia* 1987:409–417.
- McGarvey, R., F.M. Serchuk, and I.A. McLaren. 1993. Spatial and parent-age analysis of stock-recruitment in the Georges Bank sea scallop (*Placopecten magellanicus*) population. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:564–574.
- McPhail, J.D. 1961. A systematic study of the *Salvelinus alpinus* complex in North America. *J. Fish. Res. Board Can.* 18:793–816.
- McPhail, J.D. and C.C. Lindsey. 1970. Freshwater fishes of northwestern Canada and Alaska. *Fish. Res. Board Can. Bull.* No. 173.
- Methven, D.A. and J.A. Brown. 1989. Development, growth, yolk absorption and mortality of eel pout: a possible model species for the aquaculture of Atlantic wolffish. *Bull. Aquacult. Assoc. Can.* 89–3:45.
- Mills, E.L., J.H. Leach, J.T. Carlton, and C.L. Secor. 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. *J. Great Lakes Res.* 19:1–54.
- Muir, D.C.G., C.A. Ford, and R.E.A. Stewart. 1990. Organochlorine contaminants in belugas, *Delphinapterus leucas*, from Canadian waters. Pages 165–190 in T.G. Smith, D.J. St. Aubin, and J.R. Geraci (eds.), *Advances in research on the beluga whale, Delphinapterus leucas*. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 224.
- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164(3877):262–270.
- Odum, E.P. 1985. Trends expected in stressed ecosystems. *BioScience* 35:419–422.
- Parsons, J.W. 1967. Contributions of year-classes of blue pike to the commercial fishery of Lake Erie, 1943–1959. *J. Fish. Res. Board Can.* 24:1035–1066.
- Parsons, L.S. 1993. Management of marine fisheries in Canada. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 225.
- Peden, A.E. and G.W. Hughes. 1986. First records, confirmatory records, and range extensions of marine fishes off Canada's west coast. *Can. Field-Nat.* 100(1):1–9.
- Peden, A.E. and G.S. Jamieson. 1988. New distributional records of marine fishes of Washington, British Columbia and Alaska. *Can. Field-Nat.* 102(3):491–494.
- Perra, P. 1992. By-catch reduction devices as a conservation measure. *Fisheries* 17(1):28–29.
- Peterson, R. 1993. When farm fish escape. *North. Aquacult.* 9(5):23–26.
- Rapport, D.J., H.A. Regier, and T.C. Hutchinson. 1985. Ecosystem behaviour under stress. *Am. Nat.* 125(5):617–640.
- Regier, H.A. 1968. Concepts of species segregation and desegregation related to Great Lakes fishery management. *Proc. Conf. Great Lakes Res.* 11:124–129.

- Regier, H.A. 1973. The sequence of exploitation of stocks in multi-species fisheries in the Laurentian Great Lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 30:1992-1999.
- Regier, H.A. 1979. Changes in species composition of Great Lakes fish communities caused by man. *Proc. North Am. Wildl. Conf.* 44:558-566.
- Regier, H.A. and K.H. Loftus. 1972. Effects of fisheries exploitation on salmonid communities in oligotrophic lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 29:959-968.
- Regier, H.A., V.C. Applegate, and R.A. Ryder. 1969. The ecology and management of the walleye in western Lake Erie. *Great Lakes Fish. Comm. Tech. Rep. No. 15.* 101 p.
- Ricker, K.E. 1959. The origin of two glacial relict crustaceans in North America, as related to Pleistocene glaciation. *Can. J. Zool.* 37:871-893.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Fish. Res. Board Can. Bull.* No. 191.
- Roberts, L. 1993. Wetlands trading is a loser's game, say ecologists. *Science* 260:1890-1892.
- Roberts, R.J. 1993. Prices will push cod farming. *Fish Farming Int.* 21(8):8.
- Roddick, D.L. and R.J. Miller. 1992. Spatial and temporal overlap of the American lobster (*Homarus americanus*) and sea scallop (*Placopecten magellanicus*) as related to the impact of inshore scallop dragging. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:1486-1492.
- Roy, D., M. Laperle, J. Boudreault, R. Boucher, R. Schetagne et N. Thérien. 1986. Réseau de surveillance écologique du Complexe La Grande 1978-1984 — rapport sommaire. Société d'énergie de la baie James, Direction Ingénierie et Environnement, Montréal.
- Ryder, R.A. 1978. Ecological heterogeneity between north temperate reservoirs and glacial lake systems due to differing succession rates and cultural uses. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 20:1568-1574.
- Ryder, R.A. and S.R. Kerr. 1984. Reducing the risk of fish introductions: a rational approach to the management of integrated coldwater communities. EIFAC (Eur. Inland Fish. Advis. Comm.) Tech. Pap./Doc. Tech. CECPI (Commission Européenne Consultative pour les pêches dans les eaux intérieures) 42 (Suppl. 2):510-533.
- Ryder, R.A. and S.R. Kerr. 1990. Harmonic communities in aquatic ecosystems: a management perspective. Pages 594-623 in W.L.T. van Densen, B. Steinmetz, and R.H. Hughes (eds.), *Management of freshwater fisheries. Proc. Symp. EIFAC (Eur. Inland Fish. Advis. Comm.), Göteborg, Sweden.* Pudoc, Wageningen.
- Ryder, R.A., S.R. Kerr, W.W. Taylor, and P.A. Larkin. 1981. Community consequences of fish stock diversity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38:1856-1866.
- Sainsbury, K.J. 1988. The ecological basis of multispecies fisheries and management of a demersal fishery in tropical Australia. Pages 349-382 in J.A. Gulland (ed.), *Fish population dynamics.* John Wiley & Sons, Toronto.
- Sale, P.F. 1967. A note on the lethal temperature of the Aurora trout, *Salvelinus timagamiensis*. *Can. J. Zool.* 40:367-369.
- Scarrett, D.J. 1973. The effects of raking Irish moss (*Chondrus crispus*) on lobsters in Prince Edward Island. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 24:415-425.
- Scott, W.B. 1983. Fishes. Pages 156-175 in M.L.H. Thomas (ed.), *Marine and coastal systems of the Quoddy region, New Brunswick.* Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 64. 306 p.
- Scott, W.B. and E.J. Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada. *Fish. Res. Board Can. Bull.* No. 184.
- Scott, W.B. and M.G. Scott. 1988. Atlantic fishes of Canada. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 219.
- Sissenwine, M.P. and E.B. Cohen. 1991. Resource productivity and fisheries management of the northeast shelf ecosystem. Pages 107-123 in K. Sherman, L. Alexander, and B.D. Gold (eds.), *Food chains, yields, models, and management of large marine ecosystems.* Westview Press, Boulder, Colo.
- Smith, S.H. 1968. Species succession and fishery exploitation in the Great Lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 25:667-693.
- Stewart, J.E. 1991. Introductions as factors in diseases of fish and aquatic invertebrates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 (Suppl. 1):110-117.
- Svetovidov, A.N. 1956. The Atlantic origin of some groups of fishes. *Proc. XIV Int. Congr. Zool. (Copenhagen)* 1953:118-124.

- Talhelm, D.R. 1988. Economics of Great Lakes fisheries: a 1985 assessment. Great Lakes Fish. Comm. Tech. Rep. No. 54. 54 pp.
- Therriault, J.C. (ed.). 1991. The Gulf of St. Lawrence: small ocean or big estuary. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 113. 359 p.
- Trautman, M.B. 1957. The fishes of Ohio. Ohio State University Press, Columbus.
- Upton, H.F. 1992. Biodiversity and conservation of the marine environment. Fisheries 17(3):20-25.
- Vallentyne, J.R. 1974. The algal bowl lakes and man. Environ. Can. Misc. Spec. Publ. 22:1-185.
- Vladykov, V.D. 1933. Biological and oceanographic conditions in Hudson Bay Region (except the Coregonidae). Contrib. Can. Biol. Fish. 89(2):13-61.
- von Bertalanffy, L. 1968. General system theory. George Braziller, New York. 295 p.
- Welch, H. 1967. Energy flow through the major macroscopic components of an aquatic ecosystem. Ph.D. dissertation, University of Georgia, Athens.
- Wilson, E.O. 1992. The diversity of life. Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Mass.

**Facteurs de stress
environnementaux
et biodiversité**

Huitième chapitre

Espèces exotiques et espèces en progression

Neuvième chapitre

Organismes modifiés génétiquement

Dixième chapitre

Effets des polluants de l'environnement sur la biodiversité

Onzième chapitre

Biodiversité et changement atmosphérique

Pour préserver la biodiversité, il faut comprendre les impacts que les facteurs de stress environnementaux peuvent avoir sur elle. Ces facteurs sont nombreux et variés, allant des déversements locaux de produits toxiques aux changements atmosphériques à l'échelle planétaire. L'évaluation des impacts de ces facteurs sur la biodiversité passe par la connaissance de leurs effets sur le plan de la génétique, des espèces et des écosystèmes. On doit aussi connaître les impacts possibles des facteurs de stress environnementaux sur la biodiversité à diverses échelles spatio-temporelles.

Les chapitres qui suivent décrivent plusieurs facteurs de stress environnementaux qui peuvent avoir un impact marqué sur la biodiversité au Canada. Ce sont les espèces exotiques et les espèces en progression, les organismes modifiés génétiquement, les polluants chimiques et les changements atmosphériques. La connaissance des impacts de ces facteurs de stress environnementaux peut orienter la préservation de la biodiversité vers une attitude pro-active visant à empêcher les espèces d'être mises en péril plutôt que vers une attitude qui consiste à attendre qu'elles ne soient au bord de l'extinction pour réagir.

Huitième chapitre

Espèces exotiques et espèces en progression

John Middleton

Environmental Policy Institute, Brock University

Collaboratrice :

Alison McLaughlin

Sagittaria Ecological Services, Hull

Résumé	164
8.1 Qu'est-ce qu'une espèce exotique?	164
8.2 Où trouve-t-on des espèces exotiques au Canada?	164
8.3 Comment les espèces exotiques entrent-elles au Canada?	165
8.4 Que sait-on de l'impact des espèces exotiques sur l'écologie?	166
8.5 Quels sont les effets des espèces exotiques sur la biodiversité au Canada?	167
8.6 Espèces en progression	168
8.7 Recommandations ayant trait aux espèces exotiques et aux espèces en progression	169
Remerciements	170
Ouvrages cités	170

Résumé

Bon nombre d'espèces exotiques ont été (et sont encore) introduites au Canada, que ce soit de façon délibérée ou accidentelle. Ainsi, 28 % des espèces de plantes vasculaires présentes actuellement au Canada ont été introduites par l'être humain. Dans les régions à forte densité de population, la plupart des grandes plantes et des grands animaux ne sont pas originaires du Canada. À l'opposé, dans les régions éloignées des perturbations anthropiques, les espèces exotiques sont peu communes, sinon rares.

Les espèces en progression se comparent aux espèces exotiques, mis à part le fait que leur expansion au Canada n'est pas la suite d'une action directe de l'être humain visant à les déplacer. Des facteurs humains, comme l'altération des habitats, peuvent toutefois en être la cause indirecte. La menace que ces espèces représentent pour la biodiversité est du même ordre que celle des espèces exotiques.

Les espèces exotiques que l'on trouve au Canada comprennent à la fois des ravageurs importants (comme la maladie hollandaise de l'orme et la moule zébrée) et des ressources essentielles du point de vue économique (comme la plupart des plantes cultivées). Il ne s'agit donc pas d'éliminer les espèces exotiques, mais de s'assurer qu'elles ne menacent pas la biodiversité indigène.

Comme elles ont une importance à la fois pratique et théorique, les espèces exotiques ont été l'objet de nombreuses recherches d'ordre écologique. Dans les années 1980, un vaste programme international du Comité scientifique sur les problèmes de l'environnement a permis d'atteindre un consensus sur plusieurs points, bien que bon nombre de questions demeurent sans réponse. En particulier, il est évident que notre pouvoir de faire des prévisions sera toujours faible, étant donné la grande importance que prennent les facteurs historiques (autrement dit, le hasard), que nous ne possédons aucune donnée sur la plupart des espèces exotiques et que certaines espèces exotiques (mais pas toutes) ont eu des incidences graves sur la biodiversité indigène.

8.1 Qu'est-ce qu'une espèce exotique?

La plupart des espèces vivent dans une seule des régions biogéographiques du monde (généralement sur un seul continent). Principalement au cours des derniers siècles, les êtres humains ont transporté, accidentellement ou délibérément, de nombreuses espèces d'une région à l'autre, leur faisant franchir des barrières qui depuis des millions d'années mettaient en échec leurs capacités biologiques. Bon nombre de ces espèces déplacées ont réussi à former des populations sauvages dans leur nouveau milieu, où on les qualifie d'espèces exotiques, non indigènes ou introduites. Par exemple, l'Étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*) est une espèce indigène en Europe, mais exotique au Canada. Cette répartition artificielle des espèces entre les régions constitue l'une des plus grandes menaces pour la biodiversité mondiale. L'introduction, intentionnelle ou non, d'espèces s'est intensifiée avec le transport international et l'altération des habitats (Mooney and Drake, 1987; Ross, 1991).

La Convention sur la diversité biologique (PNUE, 1992, article 8(h)) vise à prévenir la menace que représentent les espèces exotiques pour les écosystèmes, habitats et espèces indigènes. Il ne s'agit pas d'éliminer les espèces exotiques au Canada. En effet, ces dernières sont la base de notre système agricole (Reid and Miller, 1989), elles pourraient prendre une place importante dans notre industrie forestière (peupliers hybrides à croissance rapide, par exemple) et constituer une proportion appréciable de la diversité du vivant dans nos villes.

8.2 Où trouve-t-on des espèces exotiques au Canada?

À l'instar de la plupart des régions très peuplées de la Terre, les espèces exotiques abondent au Canada. Ainsi, 28 % des espèces de plantes vasculaires connues au Canada sont exotiques (Heywood, 1989). De toutes les espèces que les Canadiens rencontrent dans leur vie de tous les jours, probablement bien plus de la moitié sont exotiques. Dans certains endroits (bord des routes, champs abandonnés), aucune des grandes espèces (visibles à l'oeil nu) n'est vraisemblable-

ment originaire du Canada. La plupart des espèces de plantes cultivées et horticoles, les oiseaux de ville les plus abondants (comme le Moineau domestique [*Passer domesticus*], l'Étourneau sansonnet et le Pigeon biset [*Columba livia*]), bon nombre de ravageurs courants (comme la spongieuse ou bombyx disparate [*Porthetria dispar*], et le champignon responsable de la maladie hollandaise de l'orme, [*Ceratocystis ulmi*]) et de nombreux vers de terre, sinon tous, sont des espèces exotiques au Canada. Les zones protégées peuvent aussi être grandement touchées. Par exemple, 41 % des plantes vasculaires du parc national de la Pointe-Pelée sont exotiques (Drake and Williamson, 1986; Drake, 1988; Dunster, 1989). On trouve dans les écosystèmes aquatiques certains des cas les plus extrêmes de systèmes dominés par des espèces exotiques (Mills *et al.*, 1993; voir aussi la section 7.4.2.3).

À l'opposé, dans les régions éloignées de la population humaine, les espèces exotiques sont peu communes, sinon rares. Par exemple, au cours d'un relevé méticuleux portant sur 10 000 km² de contre-forts pratiquement vierges de l'Alberta, on n'a dénombré que trois espèces de plantes exotiques sur un total de 395, toutes avec une répartition très restreinte (Crawley, 1987; K. Bennet, gouvernement de l'Alberta, comm. pers.).

Bien que les extrêmes du continuum laissent entrevoir une relation de cause à effet entre l'activité humaine et l'invasion par les espèces exotiques, cette relation n'est que qualitative et anecdotique. Il y aurait lieu de faire des recherches pour quantifier et vérifier cette relation et pour tenter de prévoir si un projet d'aménagement donné est susceptible d'avoir des effets négatifs sur la biodiversité indigène en ouvrant une région à des espèces exotiques.

La plupart des espèces exotiques du Canada proviennent d'autres régions tempérées, pour des raisons climatiques évidentes, quoique l'on en trouve provenant de toutes les grandes régions biogéographiques. La majorité des espèces sont originaires d'Europe, ce qu'explique l'histoire politique et économique du pays (Crosby, 1986).

8.3 Comment les espèces exotiques entrent-elles au Canada?

Bon nombre d'espèces exotiques ont été (et sont encore) introduites délibérément au Canada. C'est le cas de la plupart de nos plantes cultivées. Les horticulteurs et les aménagistes urbains ont rapporté des espèces d'autres continents pour des raisons de variété ou de meilleure résistance aux conditions de croissance difficiles des villes. Pour la chasse, on a favorisé la formation de populations sauvages d'espèces comme le Faisan de chasse (*Phasianus colchicus*) et la Perdrix grise (*Perdix perdix*). On a introduit le saumon du Pacifique dans les Grands Lacs de l'Ontario pour la pêche sportive. On lâche des insectes prédateurs comme la coccinelle convergente (*Hippodamia convergens*) pour lutter contre des ravageurs, qui ont souvent eux-mêmes été introduits accidentellement. Autrefois, on rapportait, non sans mal, des oiseaux chanteurs d'Europe pour tenter de remédier au mal du pays dont souffraient les nouveaux immigrants d'origine britannique. Les propositions plus récentes de lâchers de microorganismes créés en laboratoire peuvent entrer dans cette catégorie (Hodgson and Sugden, 1988; voir aussi le chapitre 9). Il est donc prioritaire d'établir des procédures nationales coordonnées pour l'examen de toute demande d'introduction de nouvelles espèces.

L'introduction accidentelle d'espèces a probablement été aussi importante, sinon plus, que l'introduction délibérée, particulièrement en ce qui concerne les espèces plus petites ou moins visibles. Certaines sont arrivées dans la terre utilisée pour les plantes en pots ou le lest des bateaux; d'autres, parasites ou agents pathogènes, ont été transportées avec d'autres marchandises d'origine biologique, comme les animaux domestiques ou le bois. Plus récemment, on a tenté de limiter l'arrivée de nouvelles espèces par le contrôle des importations ou la mise en quarantaine. Cependant, vu la longueur de la frontière canadienne et le nombre de personnes et de marchandises qui la franchissent, il est peu probable que l'on réussisse à en arrêter le flot. On a vu récemment un cas spectaculaire d'introduction accidentelle d'une espèce exotique dans les Grands Lacs de l'Ontario, celle de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*).

L'une des priorités de la recherche est de recueillir des informations sur l'entrée des espèces exotiques au Canada, en tirant parti, par exemple, des infrastructures établies aux points d'entrée par Agriculture et Agro-alimentaire Canada et les organismes qui en relèvent, ce qui permettrait de surveiller et d'améliorer l'efficacité des contrôles de quarantaine. Les informations disponibles seront certes toujours très incomplètes; elles sont néanmoins importantes, puisque le contrôle des entrées est habituellement la dernière chance que l'on ait d'empêcher que des espèces exotiques ne viennent menacer la biodiversité du Canada. L'élimination d'un envahisseur déjà établi sur le territoire n'est que rarement possible.

8.4 Que sait-on de l'impact des espèces exotiques sur l'écologie?

Les espèces exotiques ont fait l'objet de nombreuses recherches d'ordre écologique. Leur introduction et leur comportement dans un milieu nouveau peuvent servir à vérifier nos connaissances sur la dynamique des écosystèmes. Les espèces exotiques sont donc la pierre angulaire des théories classiques en écologie (voir par ex. Elton, 1958). L'intérêt qu'on leur porte est aussi lié au fait que certaines ont une importance économique (voir section 8.3). De plus, certaines introductions étant délibérées, on en vient rapidement à s'interroger sur le bien-fondé de ces introductions, c'est-à-dire à se poser des questions d'éthique.

Avant les années 1980, la documentation scientifique sur les espèces exotiques abondait, mais contenait des renseignements fragmentaires et désespérément peu concluants. Cette insatisfaction a mené à l'organisation d'un vaste programme international par le biais de l'Organisation des Nations unies et de son Comité scientifique sur les problèmes de l'environnement, de 1982 à 1986. De 1986 à 1991, des douzaines de recherches scientifiques ont été publiées sous forme d'une série de longues monographies. La plupart de ces recherches étaient le résultat de programmes nationaux. Le Canada n'a malheureusement pas participé à ce programme, probablement parce qu'on s'est penché au départ sur les écosystèmes méditerranéens, même si plus tard la portée de nos études s'est beaucoup élargie. Si les rapports de ce

Comité ne comportent que peu de contributions canadiennes explicites, ils constituent néanmoins la meilleure source de renseignements disponible. Une activité de recherche utile serait de recueillir une série d'exemples canadiens pour vérifier les conclusions proposées dans le cadre du programme du Comité scientifique sur les problèmes de l'environnement (Groves and Burdon, 1986; Kitching, 1986; Macdonald *et al.*, 1986; Mooney and Drake, 1986; Joenje *et al.*, 1987; Kornberg and Williamson, 1987; Biological Conservation, 1988; Drake *et al.*, 1989; Hengeveld, 1989; di Castri *et al.*, 1990).

Le programme du Comité n'a pas apporté de réponse concluante aux grandes questions scientifiques concernant les espèces exotiques. En fait, les documents de synthèse contiennent certaines conclusions nettement contradictoires sur des aspects importants. Les chercheurs sont cependant arrivés à un consensus clair sur plusieurs points :

- Certains types d'espèces, particulièrement les espèces indésirables ou pionnières, ont une probabilité plus élevée de succès comme espèces exotiques; cependant, il existe de nombreuses attestations d'invasions réussies pour des espèces de tous les types écologiques.
- La plupart des introductions réussies peuvent être expliquées après coup; cependant, à cause de l'importance de facteurs historiques («accidents» et «hasard») dans tous les cas, notre pouvoir de prédire le succès d'une invasion avant qu'elle ne se produise est très limité et le restera probablement.
- Les écosystèmes perturbés par l'activité humaine sont plus susceptibles d'être envahis par des espèces exotiques que les écosystèmes vierges ou sauvages. L'activité humaine peut, en plus d'introduire de nouvelles espèces, briser l'organisation des écosystèmes existants, les laissant plus vulnérables à l'invasion (même si le sens écologique de ces termes reste vague).
- La plupart des espèces exotiques sur lesquelles nous possédons des informations (et elles sont rares) semblent n'avoir aucun effet marqué sur leur nouvel écosystème. Ce n'est qu'une faible proportion d'entre elles qui atteignent des

populations de taille et de répartition géographique alarmantes. On ne sait pratiquement rien sur les facteurs qui déclenchent une telle prolifération, ni sur le moment où elle se produit. On soupçonne par ailleurs de plus en plus que l'effondrement de ces invasions pourrait lui aussi être spontané dans certains cas.

- Certaines espèces exotiques modifient profondément leur nouvel écosystème et la biodiversité indigène. Ce sont elles qui font naître des inquiétudes quant aux effets des espèces exotiques sur la biodiversité.

8.5 Quels sont les effets des espèces exotiques sur la biodiversité au Canada?

Il n'y a eu aucune étude systématique des effets des espèces exotiques sur la biodiversité au Canada. Les renseignements présentés ici proviennent de deux sources : des anecdotes et des exemples concernant des espèces distinctes au Canada, et des résultats provenant d'autres pays qui ont étudié le sujet plus en profondeur.

Tout d'abord, il y a lieu de souligner que, dans la plupart des cas, on ne dispose d'aucune information sur les effets des espèces exotiques sur la biodiversité au Canada. Presque par définition, la plupart des invasions ne concernent qu'un petit nombre d'individus à un endroit particulier. Il est probable que la plupart de ces individus échappent à l'attention jusqu'à ce qu'ils disparaissent spontanément, qu'ils soient détectés par hasard au cours d'une étude sur un autre sujet ou qu'ils commencent à se répandre rapidement. Une des priorités de la recherche devrait être de profiter de toutes les occasions qui se présentent d'étudier une invasion en cours, ce qui signifie souvent combiner la recherche scientifique et les programmes de lutte ou d'élimination.

Les espèces exotiques augmentent l'indice de biodiversité en ce qui concerne le nombre d'espèces dans une région donnée, à moins qu'elles n'éliminent une espèce indigène, ce qui n'est pas inévitable. Dans les villes, les zones agricoles adjacentes et les autres régions où l'activité humaine domine, le nombre total d'espèces a visiblement

augmenté du fait de l'invasion par des espèces exotiques, du moins chez les plantes vasculaires et les vertébrés.

Cependant, on considère habituellement, de façon implicite ou explicite, que les politiques sur la biodiversité ne doivent viser que les espèces indigènes. De ce point de vue, les espèces exotiques florissantes exploitent des habitats et des ressources dont sont ainsi privées les espèces indigènes, et donc représentent une menace pour ces dernières. Si l'on considère toutes les disparitions d'espèces animales survenues dans le monde depuis 1600, les animaux exotiques ne sont responsables que dans 17 % des cas; 39 % des disparitions n'ont pas de cause connue (Centre mondial de surveillance de la conservation, 1992). Dire s'il y a lieu de prendre en compte les espèces exotiques est une question de valeurs, qui ne peut être résolue en s'appuyant sur un fondement scientifique. Cependant, le consensus semble être que, s'il y avait conflit, la responsabilité du Canada serait de protéger d'abord ses espèces indigènes. Étant donné la grande incertitude scientifique, on devrait toujours donner la préférence aux politiques favorisant les espèces indigènes.

Les effectifs maximums observés chez les espèces exotiques peuvent se maintenir sur des périodes plus ou moins longues, mais ils semblent parfois décliner spontanément. Par exemple, le myriophylle à épi (*Myriophyllum spicatum*) est une espèce introduite qui s'est largement répandue en Amérique du Nord durant les années 1960 et 1970 (Aiken *et al.*, 1979; Carpenter, 1980). Les *et al.* (1980) ont trouvé que les conditions d'habitat (p. ex., la qualité de l'environnement) ont joué un plus grand rôle que la compétition directe dans le succès relatif du myriophylle et de l'espèce indigène *Potamogeton*, qu'il semblait remplacer. Le myriophylle a été signalé dans la baie de Quinte en 1971 et a été pendant 10 ans l'un des macrophytes dominants dans la communauté végétale de la baie (Crowder and Bristow, 1986). La population a cessé d'augmenter rapidement dans la baie et montre maintenant certains signes de déclin comparativement à d'autres espèces (Crowder and McLaughlin, 1991). Lorsque le myriophylle à épi a été introduit dans l'écosystème des Grands Lacs, on s'est d'abord préoccupé principalement du fait qu'il n'avait pas de concurrent naturel. Cependant,

Le déclin actuel de la population pourrait être dû à l'action d'insectes herbivores qui se sont adaptés pour utiliser cette ressource (Oliver, 1984; Painter and McCabe, 1988).

Dans certains cas spectaculaires, des espèces exotiques ont considérablement diminué ou modifié la biodiversité indigène. Ces cas sont le principal facteur d'inquiétude face à ces espèces dans le contexte de la biodiversité. Les exemples suivants illustrent certains des effets possibles; la liste n'est cependant pas exhaustive.

On croit que les espèces d'étourneaux exotiques ont contribué au déclin des populations de Merles bleus d'Amérique (*Sialia sialis*), peut-être à cause de la compétition pour les cavités de nidification (Cadman *et al.*, 1987).

On retrouve à Terre-Neuve une sous-espèce du Bec-croisé rouge (*Loxia curvirostra pusilla*), qui a décliné presque jusqu'à l'extinction après l'introduction de l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) à partir du continent. La compétition pour les pommes de pin est considérée comme l'un des principaux facteurs responsables de cette situation (Benkman, 1989).

La brûlure du châtaignier, due à *Endothia parasitica*, a pour ainsi dire éliminé ce qui était l'une des essences dominantes dans le sud du Canada. On n'a cependant aucune indication sur l'existence d'effets du même ordre sur la dynamique de l'écosystème. De la même façon, la maladie hollandaise de l'orme, causée par un champignon exotique propagé par le petit scolyte européen de l'orme (*Scolytus multistriatus*), a éliminé une grande partie des arbres qui autrefois dominaient le paysage dans bon nombre de régions du Canada. L'effet de cette élimination sur d'autres essences est très peu connu.

Dans les entremonts de l'ouest de l'Amérique du Nord, l'introduction de bétail dans des secteurs où les herbivores de grande taille étaient inconnus a transformé radicalement l'organisation de l'écosystème. Les herbes indigènes longues et touffues, qui ne résistent pas au piétinement, ont été remplacées par des espèces exotiques moins longues, mais résistantes. La majorité des plantes y sont maintenant des espèces exotiques (Mack, 1986).

Le naseux de rapides de Banff (*Rhinichthys cataractae smithi*) était endémique à un marais alimenté par des sources thermales situé dans le parc national de Banff. On le considère maintenant comme disparu, la situation étant principalement due à la compétition avec une espèce exotique de poisson tropical d'aquarium (Lanteigne, 1988). De la même façon, le corégone d'Acadie (*Coregonus huntsmani*), espèce endémique, pourrait être confiné au seul bassin hydrographique de son aire de répartition originale où aucune population d'ombles de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) ne s'est introduite (Edge, 1989).

Gibson *et al.* (1993) ont trouvé que le fauchage de parcelles de 10 000 m² de prairies à hautes herbes favorisait l'incursion d'espèces exotiques.

La prolifération de la moule zébrée dans les Grands Lacs peut y modifier considérablement la chaîne alimentaire. La moule zébrée est un organisme filtreur qui se nourrit des petits organismes en suspension dans l'eau. Son taux d'absorption est si élevé que la transparence de l'eau augmente; la lumière atteint donc des couches plus profondes. L'activité photosynthétique est alors assurée par les macrophytes plutôt que par le plancton, ce qui peut avoir des effets sur tous les organismes qui vivent dans le lac. Certains mollusques indigènes, comme les Unionidae, ont été gravement touchés. De plus, la lumière étant moins atténuée, la température de l'eau augmente, ce qui menace la survie de certaines espèces de poissons qui sont déjà à la limite supérieure de leur plage de température. De plus, l'abondance des moules fournit de nouvelles proies à certains prédateurs. On croit que les effectifs saisonniers exceptionnels de certaines espèces de canards près de la pointe Pelée sont en partie dûs à l'abondance de la moule exotique (Wormington and Leach, 1992). Ces effets sont distincts des dommages économiques causés par l'obstruction des conduites d'eau.

8.6 Espèces en progression

Il arrive que la modification des habitats par l'être humain permette à certaines espèces de migrer dans de nouvelles régions. Ces espèces diffèrent des espèces exotiques en ce sens qu'elles n'ont pas besoin de l'être humain pour se déplacer. Une fois qu'elles sont dans une nouvelle région, leur impact

est comparable à celui des espèces exotiques. Ces deux catégories d'espèces ne sont pas clairement distinctes l'une de l'autre. Par exemple, la Tourterelle triste (*Zenaid macroura*) s'est répandue du sud vers le nord du Canada lorsque l'agriculture a gagné le nord de l'Ontario, créant des corridors où les conditions ressemblent à celles de la prairie. Le Roselin familier (*Carpodacus mexicanus*) s'est répandu de l'ouest vers l'est de l'Amérique du Nord, mais, dans ce cas, le facteur clé est le transport délibéré par l'être humain. Du point de vue écologique, la différence entre leurs passés récents ne semble pas être significative, une fois les espèces installées dans leur nouveau milieu. La plupart des généralités et des incertitudes concernant les espèces exotiques s'appliquent aussi bien aux espèces en progression.

L'activité humaine peut parfois déclencher des expansions significatives. Par exemple, la présence de débris en abondance a contribué à une progression significative du Goéland à bec cerclé (*Larus delawarensis*) dans les Grands Lacs et dans la vallée du Saint-Laurent, où l'espèce est vingt fois plus prolifique qu'il y a vingt ans. Ce très grand nombre de goélands menace d'entraîner un rapide déclin de la population de Sternes pierregarins (*Sterna hirundo*) en s'emparant de leurs sites de nidification (Morris *et al.*, 1992). Le Vacher à tête brune (*Molothrus ater*) se répand de façon inquiétante dans le Canada, les terres agricoles lui procurant l'habitat ouvert qu'il préfère. En tant que parasite des nids, il peut avoir une incidence sur les populations d'autres espèces d'oiseaux. On croit que le parasitisme du vacher est une cause importante du déclin des populations d'oiseaux de forêts indigènes dans les habitats morcelés du sud du Canada (Gates and Gysel, 1979). Le lien entre l'activité humaine et son effet sur la biodiversité est en général moins évident.

Tous les écosystèmes sont dynamiques et sujets à de constantes modifications d'importance, certaines causées par l'être humain, d'autres non. La distinction entre ce qui est un « changement naturel » et ce qui ne l'est pas est surtout une question de valeurs, qui ne peut être résolue de façon scientifique. En pratique, cependant, cette question n'est pas susceptible de poser problème pour les décideurs. Étant donné la grande incertitude

scientifique qui pèse sur les effets des nouvelles espèces, exotiques ou en progression, les politiques devraient, par mesure de prudence, être axées sur la prévention de la progression et sur la protection des espèces indigènes existantes (Simberloff, 1981; Williamson, 1987).

Si le changement climatique prévu se produisait, certaines espèces étendraient leur aire de répartition, et la distribution de nombreuses autres dans le Canada changerait (voir chapitre 11). Les écologistes doivent surveiller le calendrier des travaux sur le changement planétaire et tirer parti de toute occasion de les utiliser comme outil de recherche pour développer une capacité de prévoir l'impact des espèces en progression sur la biodiversité indigène au Canada.

8.7 Recommandations ayant trait aux espèces exotiques et aux espèces en progression

- Quantifier les relations entre l'activité humaine et l'invasion des écosystèmes du Canada par des espèces exotiques (section 8.2), les évaluer et procéder à des expériences.
- Profiter de toutes les occasions de faire des études scientifiques sur les espèces exotiques dans le cadre des programmes de lutte et d'éradication (section 8.5); utiliser les travaux de recherches sur le changement planétaire comme outil pour développer une capacité de prévoir l'expansion des espèces et son impact sur la biodiversité au Canada (section 8.6); utiliser les exemples d'introduction d'espèces exotiques au pays pour vérifier l'applicabilité des conclusions proposées dans le cadre du programme du Comité scientifique sur les problèmes de l'environnement (section 8.4).
- Surveiller les données sur l'entrée des espèces exotiques au Canada, si incomplètes soient-elles, et optimiser de façon continue les restrictions de mise en quarantaine (section 8.3); établir des procédures nationales coordonnées pour l'examen des demandes d'introduction de nouvelles espèces (section 8.3).

Remerciements

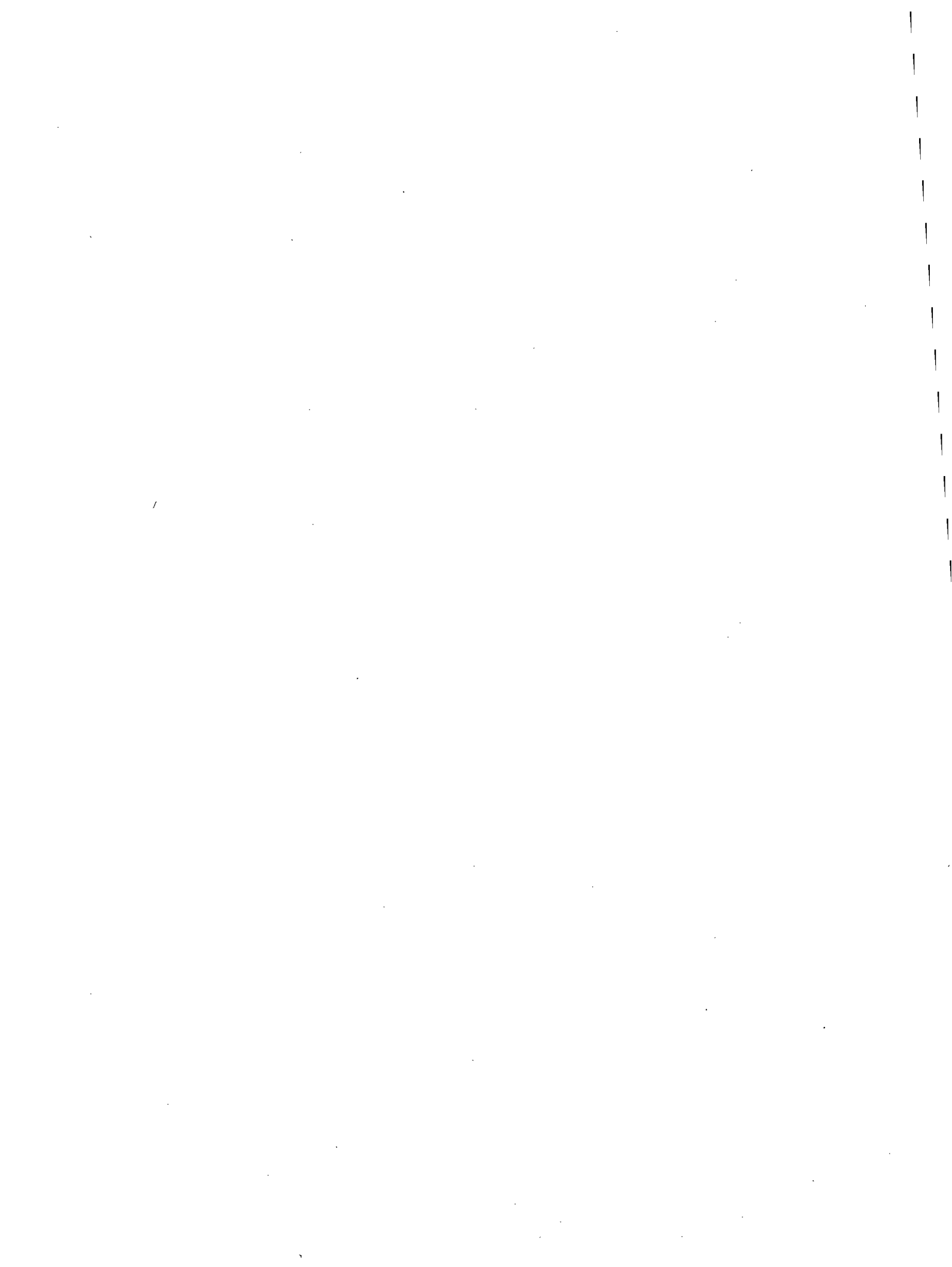
Nous tenons à remercier David Brown, Raymond Chipeniuk, Gray Merriam, Kathy Freemark, Keith Hobson, Tony Diamond, Pam Krannitz, Marc Saner

et Dan Welsh, membres de l'équipe du Bilan sur les sciences de la biodiversité. Nous voulons également remercier de leurs observations constructives toutes les personnes qui ont participé à la préparation et à l'évaluation de ce rapport.

Ouvrages cités

- Aiken, S., P. Newroth, and I. Wile. 1979. The biology of Canadian weeds. 34. *Myriophyllum spicatum*. Can. J. Plant Sci. 59:201-215.
- Benkman, C. 1989. On the evolution and ecology of island populations of crossbills. Evolution 43:1324-1330.
- Biological Conservation. 1988. Special issue: biological invasions of nature reserves. Biol. Conserv. 44:1-135.
- Cadman, M., P. Eagles, and F. Helleiner. 1987. Atlas of the breeding birds of Ontario. University of Waterloo Press, Waterloo.
- Carpenter, S. 1980. The decline of *Myriophyllum spicatum* in a eutrophic Wisconsin lake. Can. J. Bot. 58:527-535.
- Crawley, M. 1987. What makes a community invisable? Pages 429-453 in A. Gray, M. Crawley, and P. Edwards (eds.), Colonization, succession, and stability. British Ecological Society Symposium 26. Blackwell Scientific, Oxford, U.K.
- Crosby, A. 1986. Ecological imperialism: the biological expansion of Europe, 900-1900. Cambridge University Press, Cambridge.
- Crowder, A. and M. Bristow. 1986. Aquatic macrophytes in the Bay of Quinte, 1972-82. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 86:114-127.
- Crowder, A. and A. McLaughlin. 1991. Macrophyte distribution, cover, and biomass in the Bay of Quinte. Ontario Ministry of the Environment, Toronto.
- di Castri, F., A. Hansen, and M. Debussche (eds.). 1990. Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin. Kluwer Academic Publications, Dordrecht, Netherlands.
- Drake, J. 1988. Biological invasions into nature reserves. Trends Ecol. Evol. 3:186-187.
- Drake, J. and M. Williamson. 1986. Species invasions of natural communities. Nature. 319:718-719.
- Drake, J., H. Mooney, F. diCastri, R. Groves, F. Kruger, M. Rejmánek, and M. Williamson (eds.). 1989. Biological invasions: a global perspective. SCOPE 37, Scientific Committee on Problems of the Environment. Wiley, Chichester, U.K.
- Dunster, K. 1989. Exotic plant management. Point Pelee National Park, Environment Canada.
- Edge, T. 1989. The systematics, distribution, ecology, and zoogeography of the endangered Acadian Whitefish *Coregonus canadensis*. M.Sc. thesis, School of Graduate Studies, University of Ottawa, Ottawa.
- Elton, C. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Chapman and Hall, London, U.K.
- Gates, J. and L. Gysel. 1979. Avian nest dispersion and fledgling success in field-forest ecotones. Ecology 59:871-883.
- Gibson, D., T. Seastedt, and J. Briggs. 1993. Management practices in tallgrass prairie: large- and small-scale experimental effects on species composition. J. Appl. Ecol. 30:247-255.
- Groves, R. and J. Burdon (eds.). 1986. Ecology of biological invasions. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hengeveld, R. 1989. Dynamics of biological invasions. Chapman and Hall, London, U.K.
- Heywood, V. 1989. Patterns, extents, and modes of invasions by terrestrial plants. Pages 31-60 in J. Drakes, H. Mooney, F. di Castri, R. Groves, F. Kruger, M. Rejmánek, and M. Williamson (eds.), Biological invasions: a global perspective. SCOPE 37, Scientific Committee on Problems of the Environment. Wiley, Chichester, U.K.
- Hodgson, J. and A. Sugden. 1988. Combined special issue: planned release of genetically engineered organisms. Trends Ecol. Evol. 3/Trends Biotechnol. 6:S1-S49.
- Joenje, W., K. Bakker, and L. Vlijm (eds.). 1987. Proc. K. Ned. Akad. Wet., Ser. C, 90:1-80.

- Kitching, R. 1986. The ecology of exotic animals and plants. John Wiley & Sons, New York.
- Kornberg, H. and M. Williamson (eds.). 1987. Quantitative aspects of the ecology of biological invasions. Philos. Trans. R. Soc. London B314:503-742.
- Lanteigne, J. 1988. Status of the Banff Longnose Dace, *Rhinichthys cataractae smithi*, in Canada. Can. Field-Nat. 102:170-176.
- Les, D., J. Keough, G. Guntenspergen, and F. Stearns. 1988. Feasibility of increasing macrophyte diversity in Lac La Belle and Okauchee Lake, Waukesa County, Wisconsin, U.S.A. Department of Biological Science, University of Wisconsin, Milwaukee.
- Macdonald, I., F. Kruger, and A. Ferrar (eds.). 1986. The ecology and management of biological invasions in southern Africa. Oxford University Press, Cape Town, South Africa.
- Mack, R. 1986. Alien plant invasion into the intermountain west: a case history. 58:191-213.
- Mills, E., J. Leach, J. Carlton, and C. Secor. 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. J. Great Lakes Res. 19:1-54.
- Mooney, H. and J. Drake (eds.). 1986. Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. Ecological Studies 58. Springer-Verlag, New York.
- Mooney, H. and J. Drake. 1987. The ecology of biological invasions. Environment 29:34-37.
- Morris, R., H. Blokpoel, and G. Tessier. 1992. Management efforts for the conservation of common tern *Sterna hirundo* colonies in the Great Lakes: two case histories. Biol. Conserv. 60:7-14.
- Oliver, D. 1984. Description of a new species of *Cricotopus* van der Wulp (Diptera: Chironomidae) associated with *Myriophyllum spicatum*. Can. Entomol. 116:1287-1292.
- Painter, D. and K. McCabe. 1988. Investigation into the disappearance of Eurasian watermilfoil from the Kawartha Lakes. J. Aquat. Plant Manage. 26:3-12.
- PNUE (Programme des Nations Unies pour l'environnement). 1992. Convention sur la diversité biologique.
- Reid, W. and K. Miller. 1989. Keeping options alive: the scientific basis for conserving biodiversity. World Resources Institute, New York.
- Ross, S. 1991. Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? Environ. Biol. Fishes 30:359-368.
- Simberloff, D. 1981. Community effects of introduced species. In M. Nitecki (ed.), Biotic crises in ecological and evolutionary time. Academic Press, New York.
- Williamson, M. 1987. Are communities ever stable? Pages 353-371 in A. Gray, M. Crawley, and P. Edwards (eds.), Colonization, succession, and stability. British Ecological Society Symposium 26. Blackwell Scientific, Oxford, U.K.
- World Conservation and Monitoring Centre. 1992. Global biodiversity: Status of the earth's living resources. Chapman and Hall, London, U.K.
- Wormington, A. and J. Leach. 1992. Concentration of migrant diving ducks at Point Pelee National Park, Ontario, in response to invasion of Zebra Mussels, *Dreissena polymorpha*. Can. Field-Nat. 106:376-380.



Neuvième chapitre

Organismes modifiés génétiquement

Tom Edge

*Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux
Environnement Canada*

Résumé	174
9.1 Introduction	174
9.2 Mise au point de la technologie de l'ADN recombinant	175
9.3 Organismes modifiés génétiquement : aperçu des préoccupations concernant l'environnement ..	175
9.4 Risques éventuels pour la diversité génétique au sein des espèces	176
9.5 Risques éventuels pour la diversité des espèces	177
9.6 Risques éventuels pour la diversité des écosystèmes	177
9.7 Effets bénéfiques éventuels sur la biodiversité	178
9.8 Réglementation des organismes modifiés génétiquement au Canada	178
9.9 Conclusions et recommandations	179
Ouvrages cités	180

Résumé

La mise au point des techniques de l'ADN recombinant (ADN_r) au début des années 1970 a suscité des inquiétudes au sujet des risques éventuels des organismes modifiés génétiquement (OMG) pour l'environnement. On a souligné, dans la Convention sur la diversité biologique du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), la nécessité de discuter des risques relatifs à la conservation de la diversité biologique. À l'heure actuelle, selon une opinion très largement répandue au sein de la communauté scientifique, la plupart des OMG ne devraient présenter qu'un risque écologique minime. Toutefois, on a considérablement débattu de la nature indéterminée des risques et du fondement scientifique de l'évaluation de l'introduction des OMG dans l'environnement.

On a peu d'expérience au Canada en ce qui concerne l'introduction d'OMG dans l'environnement; il est donc difficile d'évaluer les risques et les avantages de ces organismes en regard de la biodiversité. Les OMG pourraient présenter des risques pour la biodiversité si de nouveaux caractères leur permettaient d'envahir davantage les habitats naturels. Ils pourraient également présenter des risques par le biais du transfert de gènes à d'autres organismes, de sorte que les effets d'un nouveau gène pourraient persister dans l'environnement même après la disparition de l'OMG. L'introduction d'OMG pourrait également avoir des effets bénéfiques sur la biodiversité. On pourrait faire appel aux microorganismes modifiés génétiquement pour traiter les eaux usées industrielles et les émissions atmosphériques et pour dégrader les produits chimiques toxiques dans les lieux contenant des déchets contaminés, et restaurer ainsi un habitat permettant la biodiversité. À l'heure actuelle, toutefois, bon nombre des risques et des avantages pour la biodiversité restent indéterminés.

Comme les applications de la technologie de l'ADN_r touchent à de nombreux secteurs industriels traditionnels, on s'attend à ce qu'une grande variété d'OMG arrivent sur le marché mondial au cours des prochaines années. Le gouvernement du Canada n'a pas élaboré de loi traitant spécifiquement de la technologie de l'ADN_r, mais les OMG sont réglementés en vertu des lois existantes. Cette façon d'aborder la réglementation des OMG est issue du

principe largement établi que l'évaluation des risques des OMG devrait être fondée sur les propriétés des organismes plutôt que sur la méthode utilisée pour les obtenir. Le gouvernement du Canada a établi les principes d'un cadre fédéral de réglementation des produits de la biotechnologie. Environnement Canada travaille de concert avec d'autres ministères fédéraux pour élaborer des normes d'évaluation environnementale qui serviront à évaluer les OMG avant leur importation ou introduction dans l'environnement canadien.

9.1 Introduction

On a recours à la biotechnologie depuis des siècles dans des applications comme la fabrication du pain et de la bière et dans les croisements animaux et végétaux. La Convention sur la diversité biologique du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE, 1992) définit la biotechnologie comme «toute application technologique qui utilise des systèmes biologiques, des organismes vivants ou des dérivés de ceux-ci, pour réaliser ou modifier des produits ou des procédés à usage spécifique». Le gouvernement du Canada en donne une définition aussi large (Gouvernement du Canada, 1988, 1991). Le présent chapitre portera toutefois sur des applications plus récentes de la biotechnologie, que l'on regroupe souvent sous le nom de génie génétique ou de technologie de l'ADN recombinant (ADN_r). On traitera également des effets écologiques éventuels des produits de la technologie de l'ADN_r, comme les organismes modifiés génétiquement (OMG), au lieu d'insister sur des questions comme l'accès commercial aux ressources génétiques et la distribution des avantages de la biotechnologie.

La diversité biologique permet l'accès à une base de ressources naturelles précieuses pour élaborer des produits grâce à la biotechnologie. Cette base de ressources naturelles comprend aussi bien des microorganismes de sources chaudes fournissant des gènes permettant d'obtenir des enzymes plus résistantes à la chaleur que des poissons de l'Arctique fournissant des gènes permettant de fabriquer des protéines antigels. Toutefois, il faut également protéger adéquatement la diversité biologique contre les risques liés aux produits de la biotechnologie. La nécessité pour les gouverne-

ments d'évaluer les risques que présentent les OMG pour la conservation et l'exploitation efficace de la diversité biologique a été mentionnée dans la Convention du PNUE sur la diversité biologique (articles 8(g) et 19(3)).

9.2 Mise au point de la technologie de l'ADN recombinant

Au début des années 1970, les premières expériences sur l'ADN_r utilisaient des virus bactériens et des plasmides (petites molécules d'ADN bactérien non situées sur le chromosome) comme vecteurs pour transférer de l'ADN d'autres organismes dans les cellules bactériennes. Depuis ces premières expériences, la technologie de l'ADN_r est devenue courante, et des centaines de laboratoires à travers le monde ont créé de façon sécuritaire un grand nombre de microorganismes renfermant de l'ADN_r. L'application des techniques de l'ADN_r à l'élaboration de plantes et d'animaux modifiés génétiquement a pris également de l'expansion rapidement.

Les progrès réalisés dans le domaine de la biologie moléculaire permettent maintenant, en principe, de faire des transferts de gènes entre toutes sortes d'organismes. Par exemple, on a réussi à introduire et à exprimer chez les plantes de l'ADN de luciole (Ow *et al.*, 1986) et de bactérie (Koncz *et al.*, 1987) qui encode la luminescence. On peut introduire directement de l'ADN étranger dans une cellule en facilitant sa pénétration à travers la membrane à l'aide d'un courant électrique (Fromm *et al.*, 1986), en utilisant de minuscules projectiles enrobés d'ADN qui vont se loger dans le noyau d'une cellule végétale (Klein *et al.*, 1988) et par injection directe dans le noyau de cellules végétales ou animales à l'aide d'une microseringue (Crossway *et al.*, 1986; Rokkones *et al.*, 1989). D'autres techniques permettent aux scientifiques de modifier précisément certains nucléotides à l'intérieur d'un gène et d'introduire des séquences d'ADN synthétiques dans des organismes (Sambrook *et al.*, 1989).

Comme les applications de la technologie de l'ADN_r touchent à de nombreux secteurs industriels traditionnels, on s'attend à ce qu'une grande variété d'OMG arrivent sur le marché mondial au cours des

prochaines années. Le Comité consultatif national de la biotechnologie du Canada (1991) a relevé des possibilités intéressantes pour les sociétés canadiennes de biotechnologie dans des secteurs industriels comme l'industrie pharmaceutique humaine, l'agro-alimentaire, la foresterie et le traitement des déchets. À l'heure actuelle, on compte environ 300 sociétés se livrant à des activités de biotechnologie au Canada (Going and Winter, 1992). La plupart de ces sociétés travaillent dans le secteur pharmaceutique, mais un petit nombre d'entre elles, ainsi que des laboratoires universitaires et gouvernementaux, ont recours à la technologie de l'ADN_r pour créer des OMG destinés à être introduits dans l'environnement, par exemple des microorganismes pouvant dégrader des produits chimiques toxiques, fournir des engrais aux plantes ou appliquer des pesticides; des cultures présentant une tolérance au stress environnemental ou aux herbicides; des arbres croissant plus rapidement, pour la foresterie; et des poissons croissant plus rapidement ou tolérant l'eau froide, pour l'aquaculture.

9.3 Organismes modifiés génétiquement : aperçu des préoccupations concernant l'environnement

En 1974, un comité de scientifiques de la National Academy of Sciences des États-Unis a proposé à la communauté scientifique un moratoire sur certains types d'expériences en laboratoire sur l'ADN_r jusqu'à ce que les risques de ces expériences soient mieux connus (Berg *et al.*, 1974a, 1974b). Les préoccupations à propos de la technologie de l'ADN_r ont gagné un plus large auditoire avec la conférence d'Asilomar en 1975, où l'on a discuté des risques de la nouvelle technologie. Les recommandations formulées lors de cette conférence ont contribué à l'établissement des directives relatives aux laboratoires de recherches utilisant de l'ADN_r; ces directives ont d'abord été publiées par les National Institutes of Health des États-Unis, en 1976, puis par le Conseil de recherches médicales du Canada en 1977. Dans les années 1980, les préoccupations à propos des risques de la technologie de l'ADN_r ont commencé à porter moins sur les laboratoires que sur l'environnement lorsque des chercheurs ont proposé d'introduire des OMG dans l'environnement dans le cadre

d'études expérimentales sur le terrain à une échelle réduite.

Les risques de l'introduction d'OMG dans l'environnement sont encore indéterminés. À l'heure actuelle, un pan important de la communauté scientifique est d'avis que la plupart des OMG ne présentent que des risques minimes pour l'environnement (National Academy of Sciences, 1987; General Accounting Office, 1988; Office of Technology Assessment, 1988; Royal Commission on Environmental Pollution, 1989; Tiedje *et al.*, 1989; Mooney and Bernardi, 1990; Shorrocks and Coates, 1993). Toutefois, on a considérablement débattu de la nature indéterminée des risques et du fondement scientifique de l'évaluation de l'introduction des OMG dans l'environnement.

L'un des premiers efforts pour asseoir l'évaluation des OMG sur une base scientifique a été la publication d'un rapport d'un comité de la National Academy of Sciences des États-Unis (1987). Selon l'une des principales observations de ce comité, rien n'indique que l'utilisation des techniques de l'ADN, ou le transfert de gènes entre des organismes non apparentés peuvent présenter des risques particuliers. Bien que cette déclaration ait été souvent citée comme un argument en faveur de l'innocuité de ces techniques, il faut l'interpréter avec prudence. Krimsky (1991, p. 142) nous met en garde contre le caractère idéologique et non scientifique de cette déclaration. Bien qu'on n'ait relevé aucune preuve d'un danger pouvant résulter précisément de l'utilisation des techniques de l'ADN, le peu d'études environnementales réalisées sur le terrain ne nous permet pas de tirer des conclusions définitives. Notre expérience concernant les OMG dans l'environnement jusqu'à maintenant se résume en grande partie à des études sur une petite échelle en terrain confiné avec des organismes familiers et des modifications apportées à un seul gène. Ces études procurent peu de données nous permettant d'arriver à la conclusion qu'il n'y a pas de dangers particuliers.

À l'heure actuelle, on possède peu d'expérience de l'introduction d'OMG dans l'environnement au Canada sur laquelle on pourrait baser une évaluation des risques éventuels pour la biodiversité. On dispose d'une base de données croissante provenant d'études expérimentales en champ sur

une petite échelle avec des cultures modifiées génétiquement, mais on ne possède pas de données comparables concernant des microorganismes ou des animaux modifiés génétiquement. En outre, on possède peu de données provenant de l'introduction d'OMG sur une grande échelle au Canada et permettant d'évaluer les risques éventuels pour la biodiversité. Il faudra obtenir d'autres données pour se faire une idée plus complète des risques éventuels pour la biodiversité au Canada.

Les sections suivantes traitent des risques éventuels pour la diversité génétique au sein des espèces, la diversité des espèces et la diversité des écosystèmes, et mentionnent les avantages que certaines applications des OMG pourraient présenter pour la conservation de la biodiversité. À remarquer que nombre de ces risques et avantages éventuels vont différer selon qu'il s'agit de microorganismes, de plantes ou d'animaux, et que beaucoup exigeront une évaluation plus critique.

9.4 Risques éventuels pour la diversité génétique au sein des espèces

Ehrlich and Daily (1993) ont indiqué que, dans de nombreuses parties du monde, l'extinction de populations au sein d'une espèce pourrait être l'aspect le plus important du déclin de la diversité biologique. La diversité génétique observée dans les populations d'une espèce qui diffèrent d'une région à l'autre est la matière première sur laquelle agit la sélection naturelle. La perte de cette diversité génétique pourrait réduire la capacité d'adaptation d'une espèce et avoir des répercussions importantes sur sa survie. Elle pourrait également avoir des effets néfastes sur l'obtention de la diversité génétique nécessaire en agriculture, en foresterie ou en aquaculture.

Les OMG pourraient nuire directement à la diversité génétique au sein des espèces si des caractères nouveaux leur permettaient d'envahir plus efficacement les habitats naturels. Des caractères nouveaux, qui confèrent une tolérance au stress environnemental ou une résistance aux maladies, pourraient permettre aux OMG de concurrencer des populations d'autres espèces qui étaient adaptées à leur milieu et de les évincer, réduisant ainsi

la diversité génétique propre à ce milieu. Par exemple, on s'inquiète que des plantes ou des poissons modifiés génétiquement puissent concurrencer d'autres espèces et les évincer (Tiedje *et al.*, 1989). On peut concevoir des expériences pour évaluer la possibilité d'invasion par les OMG. Par exemple, dans des études en champ effectuées sur une petite échelle au Royaume-Uni par Crawley *et al.* (1993), rien n'indiquait que la modification génétique de plants de colza visant à leur conférer une tolérance à la kanamycine ou aux herbicides pouvait augmenter leur capacité d'envahir leur habitat. Il faudra d'autres données pour déterminer la capacité d'invasion des OMG.

Les OMG pourraient également présenter indirectement des risques pour la diversité génétique au sein d'une espèce par le transfert de nouveaux gènes à d'autres organismes. Si un tel transfert génétique latéral se produisait, un nouveau gène pourrait persister dans l'environnement même après disparition des OMG. Par exemple, des plants modifiés génétiquement pourraient transférer par hybridation des gènes encodant des caractères adaptatifs comme la tolérance au stress environnemental ou la tolérance aux herbicides à des espèces sauvages apparentées, les transformant ainsi en mauvaises herbes ou en ravageurs (Tiedje *et al.*, 1989). Le transfert de gènes nouveaux d'OMG à des congénères sauvages pourrait également présenter des risques. Par exemple, un croisement interspécifique entre un poisson modifié génétiquement et des populations sauvages pourrait se traduire par des changements dans la structure génétique des populations naturelles et par la perte de leur adaptation génétique aux conditions environnementales locales (Hindar, 1993). Ces risques pourraient être importants pour des espèces comme le saumon de l'Atlantique. Des saumons élevés en aquaculture traditionnelle se sont déjà échappés en grand nombre de parcs en filet en Norvège, ont surpassé en nombre les poissons sauvages dans certaines populations en train de frayer, et ont suscité ainsi de l'inquiétude quant à la possibilité d'une diminution de la diversité génétique au sein des populations naturelles (Gausen and Moen, 1991; Hindar *et al.*, 1991; Hindar, 1993).

9.5 Risques éventuels pour la diversité des espèces

Les risques que pourraient présenter les OMG pour la diversité des espèces sont à bien des égards semblables à ceux dont on a parlé pour la diversité au sein d'une espèce à un niveau local dans la section précédente. Il semble beaucoup moins probable que les OMG puissent causer l'extinction de toutes les populations d'une espèce, sauf dans les cas où une espèce est menacée ou représentée uniquement par un petit nombre de populations locales. Il faudrait de toute évidence que les OMG puissent s'établir sur une grande échelle pour causer l'extinction d'une espèce. Dans ce cas, les effets des OMG doivent être envisagés dans le contexte des nombreux autres risques environnementaux existants qui menacent toutes les populations d'une espèce. Toutefois, l'introduction de microorganismes modifiés génétiquement à titre de pesticides, qui peuvent avoir un plus grand nombre d'hôtes, par exemple, pourrait présenter des risques importants pour une espèce donnée. Les exemples d'éviction d'espèces parmi les plus lourds de conséquences ont trait à l'introduction accidentelle de microorganismes, comme le champignon pathogène qui a essentiellement éliminé les châtaigniers d'Amérique en Amérique du Nord (Levin and Harwell, 1986).

9.6 Risques éventuels pour la diversité des écosystèmes

Peu de données empiriques nous permettent d'évaluer les risques éventuels des OMG au niveau des écosystèmes. Les organismes non indigènes, modifiés génétiquement ou non, ont la capacité d'influencer la structure et la fonction des écosystèmes (Sharples, 1991). L'éviction d'une espèce de microorganisme peut présenter un risque moins significatif pour un écosystème que l'éviction d'organismes supérieurs, comme des plantes ou des animaux. Selon Tiedje *et al.* (1989), comme il arrive souvent que les mêmes fonctions se répètent au sein des populations de microorganismes, il n'y aurait pas lieu, dans bien des cas, de s'inquiéter de l'éviction d'une espèce causée par l'introduction d'un OMG. Toutefois, la possibilité que les OMG aient un effet néfaste sur des espèces clés ou sur les cycles biogéochimiques, ou qu'ils produisent

des produits géniques ou des métabolites toxiques, présente également des risques pour le maintien de la diversité des écosystèmes.

La création de certains OMG suscite encore certaines inquiétudes quant au maintien de la diversité des écosystèmes. L'élaboration de cultures modifiées génétiquement dotées d'une tolérance nouvelle au stress environnemental pourrait mener à une utilisation accrue des terres peu productives à des fins agricoles et à une diminution de la biodiversité. De même, l'élaboration de microorganismes modifiés génétiquement dans le but de produire des substituts industriels aux produits agricoles pourrait avoir un impact important sur la diversité future des écosystèmes. La technique de l'ADN_r permet d'extraire un gène particulier d'une plante, de l'introduire dans un microorganisme, puis de reproduire le produit génique en cuves comme pour un produit industriel. Ce procédé pourrait permettre de produire des denrées comme la vanille ou le sucre sans utiliser le sol et sans les incertitudes liées à une production agricole compliquée, ce qui pourrait avoir des incidences profondes sur la diversité des écosystèmes dans le monde (Juma, 1989; Clark and Juma, 1991). Bien que ce problème puisse davantage toucher les pays en voie de développement, on ne sait pas encore quels effets ces réalisations pourraient avoir sur la diversité des écosystèmes.

9.7 Effets bénéfiques éventuels sur la biodiversité

On peut considérer que l'introduction d'OMG dans l'environnement apporte de nouveaux caractères génétiques ou contribue à la diversité d'une espèce à certains endroits. Toutefois, cette introduction risque de ne pas augmenter la biodiversité si des effets écologiques néfastes y sont associés. Les effets bénéfiques éventuels des OMG pourraient plutôt consister à favoriser la lutte contre les effets néfastes des produits chimiques toxiques et d'autres dangers qui menacent actuellement la biodiversité. Un certain nombre d'études ont indiqué que les OMG pourraient servir à régler des problèmes de l'environnement (National Academy of Sciences, 1987, 1989; Tiedje *et al.*, 1989; Mooney and Bernardi, 1990).

Des organismes modifiés génétiquement pourraient aider à conserver la biodiversité en dégradant ou séquestrant efficacement des produits chimiques toxiques dans les effluents d'eaux usées industrielles et dans les émissions atmosphériques, en éliminant le soufre du charbon et en neutralisant le drainage minier acide (Lindow *et al.*, 1989; Saylor and Fox, 1991). L'introduction de microorganismes modifiés génétiquement pour dégrader les produits chimiques toxiques dans les lieux contenant des déchets contaminés sera également un moyen innovateur pour rétablir la biodiversité dans les habitats. Ce type d'introduction permet essentiellement d'ajouter de la diversité génétique à un endroit afin de permettre la dégradation d'un contaminant récalcitrant que les microorganismes existants ne peuvent pas dégrader facilement.

L'utilisation de microorganismes et de plantes modifiés génétiquement en agriculture permet également d'utiliser moins de pesticides et d'engrais et de mieux maîtriser les polluants du sol et de l'eau (Pimentel *et al.*, 1989). Des microorganismes modifiés génétiquement pourraient également contribuer à élaborer d'autres moyens pour combattre les maladies chez les plantes et les animaux.

9.8 Réglementation des organismes modifiés génétiquement au Canada

Comme presque tous les autres pays membres de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), le gouvernement du Canada a décidé de ne pas créer de législation particulière pour la technologie de l'ADN_r, mais de réglementer les OMG au moyen des lois actuelles (voir gouvernement du Canada, 1991). Cette façon d'aborder la réglementation des OMG est issue du principe largement établi que l'évaluation des risques des OMG devrait être fondée sur les propriétés des organismes plutôt que sur la méthode utilisée pour les obtenir (National Academy of Sciences, 1987, 1989; General Accounting Office, 1988; Royal Commission on Environmental Pollution, 1989; Tiedje *et al.*, 1989; Mooney and Bernardi, 1990; Shorrocks and Coates, 1993). On a accordé beaucoup d'attention aux méthodes du génie génétique, alors que ce sont les caractéristiques des produits du génie génétique qui exigent cette attention. Par exemple,

l'utilisation d'un microorganisme modifié par la technologie de l'ADNr pourrait présenter moins de risques que l'utilisation d'un microorganisme présent naturellement dans l'environnement, mais pathogène. On s'entend moins, toutefois, sur le fait que cette approche basée sur le produit pourrait également faire que l'introduction délibérée de produits par les techniques classiques exige une évaluation environnementale plus rigoureuse que par le passé (National Academy of Sciences, 1989; Campbell, 1991; Levin, 1991).

Le gouvernement du Canada a établi les principes d'un cadre fédéral de réglementation des produits de la biotechnologie, en janvier 1993. L'élaboration de ce cadre de réglementation fait partie des buts du Plan vert. Environnement Canada travaille de concert avec d'autres ministères fédéraux pour élaborer des normes d'évaluation environnementale qui serviront à évaluer les OMG avant leur importation ou introduction dans l'environnement canadien. Un nouveau règlement élaboré en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, appliquée par Environnement Canada et Santé Canada, veillera à ce que tous les OMG non visés par d'autres lois fédérales fassent l'objet d'une déclaration ainsi que d'une évaluation environnementale et d'une évaluation des effets sur la santé humaine.

Quatre personnes de la section de biotechnologie de la Direction des produits chimiques commerciaux (DPCC) d'Environnement Canada sont en train d'évaluer des OMG. Il existe également au sein de ce ministère d'autres services qui ont une certaine expertise dans l'évaluation des OMG, par exemple la Division des pesticides (DPCC) en ce qui concerne les pesticides à base de microorganismes modifiés génétiquement. Toutefois, il faut maintenir une étroite collaboration avec des scientifiques d'autres ministères fédéraux ainsi qu'avec ceux des universités canadiennes et des instituts de biotechnologie du Conseil national de recherches pour conserver l'expertise en matière d'évaluation environnementale. Ceci est particulièrement important compte tenu des progrès rapides de la biotechnologie. Le Ministère profite également des travaux de recherche de scientifiques d'autres pays (comme ceux de l'Environmental Protection Agency aux États-Unis) qui étudient les risques des OMG pour l'environnement.

9.9 Conclusions et recommandations

On assistera dans les années 1990 aux premières introductions d'OMG dans l'environnement sur une grande échelle commerciale. Il faudra beaucoup plus de données pour évaluer les risques et avantages éventuels pour la biodiversité de l'introduction d'OMG sur une grande échelle. On peut obtenir certaines de ces données à partir d'études en laboratoire et d'études expérimentales sur le terrain bien contrôlées. Par exemple, plus de 1 180 petites études en champ portant sur des cultures modifiées génétiquement ont été effectuées dans les pays de l'OCDE entre 1986 et 1992, dont plus de 300 au Canada (Sumida, 1993). Les résultats de ces études sur le terrain au Canada, bien que préliminaires, ont indiqué jusqu'à maintenant que l'introduction de certaines cultures confinées sur une petite échelle présente peu de risques pour l'environnement. Des études en laboratoire et des études expérimentales sur le terrain bien conçues peuvent fournir des données précieuses permettant de prédire les risques éventuels de l'introduction commerciale d'OMG.

La diversité croissante des OMG prêts à être introduits dans l'environnement exigera qu'ils soient soumis à de nouveaux critères d'évaluation des risques, et de nouvelles méthodes devront être utilisées pour recueillir les données nécessaires pour les évaluations. L'évaluation des risques devra considérer quels éléments écologiques et socioéconomiques de la biodiversité au Canada devraient être jugés les plus importants dans la détermination des effets potentiellement nuisibles des OMG. Il faudra également une collaboration interdisciplinaire plus étroite entre les biologistes moléculaires, les généticiens, les sélectionneurs de végétaux et d'animaux, les écologistes, les biologistes spécialistes de l'évolution et les systématiciens pour veiller à ce que l'introduction d'OMG dans l'environnement ne nuise pas à la diversité biologique au Canada et ailleurs.

Les recommandations suivantes, adressées à Environnement Canada, ont trait aux risques et avantages éventuels des OMG pour la biodiversité :

- Établir, en collaboration avec d'autres ministères fédéraux, le cadre fédéral de réglementation nécessaire pour prévenir les risques que les OMG pourraient présenter pour la biodiversité (section 9.8) :
 - publier le Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (produits de la biotechnologie) aux termes de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (section 9.8);
 - élaborer des normes d'évaluation environnementale relatives aux OMG et des règles concernant l'inclusion explicite de considérations ayant trait à la biodiversité dans les évaluations des risques (section 9.8);
 - élaborer des codes d'usages pour prévenir les problèmes qui pourraient résulter d'une introduction accidentelle ou délibérée d'OMG dans l'environnement (section 9.8); et
 - maintenir une base de données sur l'introduction d'OMG au Canada (section 9.8).
- Tenir compte lors de la révision prochaine d'Une politique des espèces sauvages pour le Canada des avantages éventuels des OMG, tels que l'utilisation de microorganismes pour la biorestauration et la lutte antiparasitaire, une fois que ces microorganismes sont introduits dans les écosystèmes naturels. L'énoncé 8.2 de la Politique ne peut s'appliquer dans son état actuel à de tels changements (section 9.7).
- À mesure que davantage d'OMG sont sur le point d'être commercialisés, envisager d'augmenter les capacités scientifiques d'Environnement Canada d'étudier les risques des OMG pour la biodiversité de l'environnement et de mettre au point des méthodes d'essais scientifiquement valides de façon à appuyer les décisions prises en matière de réglementation (sections 9.4-9.6, 9.9).
- Favoriser les recherches concernant la possibilité que les OMG aient des effets positifs pour la conservation de la biodiversité et qu'ils constituent des moyens sûrs pour régler certains problèmes de l'environnement, comme le traitement des eaux usées et des émissions atmosphériques et la biorestauration des lieux contaminés (section 9.7).
- Établir un comité de biotechnologie au sein d'Environnement Canada pour coordonner les questions réglementaires et d'autres questions associées aux OMG (section 9.9).

Ouvrages cités

- Berg, P., D. Baltimore, and H.W. Boyer. 1974a. NAS ban on plasmid engineering. *Nature* (London) 250:175.
- Berg, P., D. Baltimore, and H.W. Boyer. 1974b. Potential biohazards of recombinant DNA molecules. *Science* 185:303.
- Campbell, A. 1991. Microbes: the laboratory and the field. Pages 28-44 in B.D. Davis (ed.), *The genetic revolution*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Md.
- Clark, N. and C. Juma. 1991. *Biotechnology for sustainable development*. African Centre for Technology Studies Press, Nairobi, Kenya.
- Comité consultatif national de la biotechnologie du Canada. 1991. Cinquième rapport : Plan d'action sur la biotechnologie. Ministre des Approvisionnements et Services Canada, n° de cat. C2-188/1991.
- Crawley, M.J., R.S. Hails, M. Ress, D. Kohn, and J. Buxton. 1993. Ecology of transgenic oilseed rape in natural habitats. *Nature* (London) 363:620-623.
- Crossway, A., H. Hauptli, C.M. Houck, J.M. Irvine, J.V. Oakes, and L.A. Perani. 1986. Micromanipulation techniques in plant biotechnology. *BioTechniques* 4:320-334.
- Ehrlich, P.R. and G.C. Daily. 1993. Population extinction and saving biodiversity. *Ambio* 22:64-68.
- Fromm, M.E., L.P. Taylor, and V. Walbot. 1986. Stable transformation of maize after gene transfer by electroporation. *Nature* (London) 319:791-793.
- Gausen, D. and V. Moen. 1991. Large-scale escapes of farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) into Norwegian rivers threaten natural populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48:426-428.

- General Accounting Office. 1988. *Biotechnology: managing risks of field testing genetically engineered organisms*. GAO/RCED-88-27, Government Printing Office, Washington, D.C.
- Going, T. and P. Winter. 1992. *Canadian Biotech/92: towards realization*. Ernst & Young, Thornhill, Ontario.
- Gouvernement du Canada. 1988. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. La Gazette du Canada, Partie II, juin 1988.
- Gouvernement du Canada. 1991. *Bio-tech règlement : guide de l'utilisateur*. Ministre des Approvisionnements et Services Canada, n° de cat. EN 40-357/1991 F.
- Hindar, K. 1993. Genetically engineered fish and their possible environmental impact. *NINA, Oppdragsmelding* 215:1-48.
- Hindar, K., N. Ryman, and F. Utter. 1991. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48:945-957.
- Juma, C. 1989. *The gene hunters*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Klein, T., M. Fromm, A. Weissinger, D. Tomes, S. Schaaf, M. Slettem, and J. Sanford. 1988. Transfer of foreign genes into intact maize cells using high velocity microprojectiles. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 85:4305-4309.
- Koncz, C., O. Olsson, W.H.R. Langridge, J. Schell, and A.A. Szalay. 1987. Expression and assembly of functional bacterial luciferase in plants. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 84:131-135.
- Krimsky, S. 1991. *Biotechnics & society: the rise of industrial genetics*. Praeger Publishers, New York.
- Levin, S.A. 1991. An ecological perspective. Pages 45-59 in B.D. Davis (ed.), *The genetic revolution*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Md.
- Levin, S.A. and M.A. Harwell. 1986. Potential ecological consequences of genetically engineered organisms. *Environ. Manage.* 10:495-513.
- Lindow, S.E., N.J. Panopoulos, and B.L. McFarland. 1989. Genetic engineering of bacteria from managed and natural habitats. *Science* 244:1300-1307.
- Mooney, H.A. and G. Bernardi (eds.). 1990. Joint SCOPE/COGENE statement. Pages XVII-XX in H.A. Mooney and G. Bernardi (eds.), *Introduction of genetically modified organisms into the environment: SCOPE 44*. John Wiley & Sons, Chichester, U.K.
- National Academy of Sciences. 1987. *Introduction of recombinant DNA-engineered organisms into the environment: key issues*. National Academy Press, Washington, D.C.
- National Academy of Sciences. 1989. *Field testing genetically modified organisms: framework for decisions*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Office of Technology Assessment. 1988. *New developments in biotechnology — Field-testing engineered organisms: genetic and ecological issues*. OTA-BA-350, U.S. Congress, Government Printing Office, Washington, D.C.
- Ow, D.W., K.V. Wood, M. Deluca, J.R. DeWet, D.R. Helinski, and S.H. Howell. 1986. Transient and stable expression of the firefly luciferase gene in plant cells and transgenic plants. *Science* 234:856-859.
- Pimentel, D., M.S. Hunter, J.A. LaGro, R.A. Efroymson, J.C. Landers, F.T. Mervis, C.A. McCarthy, and A.E. Boyd. 1989. Benefits and risks of genetic engineering in agriculture. *BioScience* 39:606-614.
- PNUE (Programme des Nations Unies pour l'environnement). 1992. *Convention sur la diversité biologique*. N° 92-7807, 5 juin 1992. Nairobi, Kenya.
- Rokkones, E., P. Alestrom, H. Skjervold, and K.M. Gautvik. 1989. Microinjection and expression of a mouse metallothionein human growth hormone fusion gene in fertilized salmonid eggs. *J. Comp. Physiol. B* 158:751-758.
- Royal Commission on Environmental Pollution. 1989. *Thirteenth report: Release of genetically engineered organisms to the environment*. Her Majesty's Stationery Office, London, U.K.
- Sambrook, J., E.F. Fritsch, and T. Maniatis. 1989. *Molecular cloning: a laboratory manual*. 2nd ed. Cold Spring Harbour Laboratory Press, Cold Spring Harbour, N.Y.
- Sayler, G.S. and R. Fox. 1991. Environmental biotechnology: perceptions, reality and applications. Pages 1-13 in G.S. Sayler, R. Fox, and J.W. Blackburn (eds.), *Environmental biotechnology for waste treatment*. Plenum Press, New York.

- Sharples, F.E. 1991. Ecological aspects of hazard identification for environmental uses of genetically engineered organisms. Pages 18–31 *in* M. Levin and H. Strauss (eds.), Risk assessment in genetic engineering. McGraw-Hill, New York.
- Shorrocks, B. and D. Coates (eds.). 1993. The release of genetically-engineered organisms. Ecological Issues No. 4. Field Studies Council, British Ecological Society, Shrewsbury, U.K.
- Sumida, S. 1993. Plant biotechnology comes of age. OECD Observer 185:9–11.
- Tiedje, J.M., R.K. Colwell, Y.L. Grossman, R.E. Hodson, R.E. Lenski, R.N. Mack, and P.J. Regal. 1989. The planned introduction of genetically engineered organisms: ecological considerations and recommendations. Ecology 70(2):298–315.

Dixième chapitre

Effets des polluants de l'environnement sur la biodiversité

Pierre Mineau

Service canadien de la faune, Environnement Canada

A.M. Scheuhammer

Service canadien de la faune, Environnement Canada

Tom Clark

CMC Consulting, Bracebridge

Collaborateurs:

L. Shutt

Service canadien de la faune, Environnement Canada

Alison McLaughlin

Sagittaria Ecological Services, Hull

Résumé	185
10.1 Introduction	185
10.2 Choix du niveau approprié de protection environnementale contre les polluants	186
10.3 Évaluation des effets de la pollution chimique sur la biodiversité	187
10.3.1 Effets génétiques	188
10.3.2 Effets sur l'espèce	188
10.3.3 Effets sur l'écosystème	188
10.4 Cotation et classement des polluants chimiques en tant que menace pour la biodiversité	189
10.4.1 Hydrocarbures (déversements chroniques et en vrac)	190
10.4.2 Radionucléides	191
10.4.3 Composés organiques halogénés (COH) pesticides et autres	192
10.4.4 Dépôt acide	193
10.4.5 Métaux et métalloïdes	193
10.4.6 Charges en nutriments	194
10.4.7 Pesticides non organochlorés	195
10.5 Recommandations	195

Remerciements	195
Ouvrages cités	196
Tableau 10.1 Étapes de la perturbation d'un écosystème forestier	187
Tableau 10.2 Cadre d'évaluation des effets des polluants pouvant s'exercer sur la biodiversité	189
Tableau 10.3 Classement des polluants selon les critères donnés au tableau 10.2.....	190

Résumé

La baisse qualitative de l'habitat, causée par la pollution chimique, contribue à l'érosion de la biodiversité. Nous donnons ici un cadre qui aidera à classer les substances toxiques selon l'importance relative de la menace qu'elles représentent pour la biodiversité. Pour illustrer l'utilisation de ce cadre, nous avons choisi et classé quelques importants groupes de polluants chimiques, reconnus pour avoir déjà causé certains dommages au milieu naturel. Bien que nous considérions l'écorégion comme l'échelle à laquelle l'effet peut être considéré comme marqué, il est possible qu'il y ait également de graves conséquences pour la biodiversité à une échelle plus petite, comme l'extinction d'espèces endémiques à l'échelle locale.

Trois caractéristiques ont été décelées pour aider à évaluer la menace que représentent les polluants chimiques pour la biodiversité : 1) l'*étendue* de leur dispersion dans l'environnement à des concentrations biologiquement efficaces; 2) leur degré de *sélectivité* pour différents taxons; 3) leur *persistance* relative dans l'environnement à des concentrations biologiquement efficaces. Les substances qui sont largement dispersées, qui atteignent des concentrations biologiquement efficaces dans divers milieux de l'environnement et qui sont relativement persistantes, sont les plus préoccupantes en raison de la menace qu'elles constituent pour beaucoup d'espèces ou d'habitats sur une grande surface géographique. Une forte sélectivité augmente le risque d'élimination d'une ou de plusieurs espèces spécialisées dans un écosystème, alors que les polluants à faible sélectivité sont une menace pour beaucoup d'espèces, quelle que soit leur fonction écologique. Les substances stables, qui persistent à des concentrations toxiques pendant des périodes prolongées (p. ex. les métaux, les BPC) ou qui entraînent des changements abiotiques durables (p. ex. perte de la capacité tampon acide d'un système) sont plus dangereuses que les toxiques qui agissent ponctuellement avant de disparaître. Les effets persistants risquent davantage que les effets épisodiques d'entraîner des déplacements dans les fréquences géniques des populations.

Il est utile d'examiner les polluants chimiques en fonction du niveau de biodiversité qu'ils menacent.

On considère généralement les trois niveaux d'effets suivants : 1) le niveau génétique; 2) le niveau de la population ou de l'espèce; 3) le niveau de la communauté ou de l'écosystème. Les conséquences génétiques des polluants sont les effets les plus difficiles à évaluer actuellement. Très peu de travaux scientifiques ont été effectués jusqu'ici pour caractériser les effets de l'exposition aux polluants sur la structure génétique des populations naturelles. En principe, les effets génétiques s'exerceraient par contrainte chronique exercée directement ou indirectement sur la sélection par la contamination environnementale. Le ou les déplacements génétiques résultants pourraient rendre la population plus vulnérable face à d'autres atteintes. L'utilisation étendue de pesticides en agriculture a très nettement produit des effets génétiques chez les invertébrés et les espèces végétales que ces pesticides devaient éliminer. Les effets génétiques chez les espèces non ciblées à l'intérieur d'écosystèmes agricoles n'ont pas fait l'objet d'études. Les effets des polluants sur la population ou l'espèce ne peuvent être évalués de façon précise que si l'espèce est bien définie du point de vue taxonomique et écologique. Malheureusement, cela n'est pas le cas pour la plupart des espèces canadiennes, particulièrement les plantes et les invertébrés. Une exposition étendue, létale ou sublétale, à un polluant peut provoquer l'élimination locale d'une espèce ou une diminution de son abondance à l'échelle régionale. Les effets de la pollution chimique sur l'écosystème ou la communauté ont été étudiés pour certains contaminants. L'enrichissement en nutriments conduisant à l'eutrophisation et l'acidification de milieux vulnérables, conséquence des pluies acides, constituent les meilleurs exemples d'effets nuisibles clairement établis au niveau de l'écosystème.

10.1 Introduction

Il existe une abondante documentation décrivant l'entrée, la présence, le devenir et les effets des polluants chimiques dans notre environnement. Des centaines de chercheurs — biologistes, chimistes, ingénieurs en environnement et évaluateurs du risque — étudient et évaluent les nombreuses substances anthropiques, qui sont régulièrement déversées dans l'environnement canadien. La portée du présent document ne

permet pas une étude exhaustive des effets sur l'environnement de ces polluants chimiques. Nous nous concentrons ici sur la nécessité de trouver un cadre qui permette aux scientifiques et aux gestionnaires de classer les polluants selon leurs effets sur la biodiversité et d'établir les priorités pour les recherches futures et les mesures de réglementation en fonction du degré de risque démontré ou probable pour la biodiversité. Le cadre proposé est fondé sur un système existant de classification des terres. Ensuite, à l'intérieur de ce cadre, on examine brièvement quelques groupes de polluants bien connus.

10.2 Choix du niveau approprié de protection environnementale contre les polluants

Un composé chimique peut avoir un effet significatif sur l'environnement dans lequel il est libéré, s'il y est présent en concentration suffisamment élevée et pendant assez longtemps, et si des «récepteurs» (organismes ou systèmes biologiques sensibles) s'y trouvent. À partir de quel moment un effet de ce type représente-t-il un risque significatif pour la biodiversité? Si certains individus d'une ou de plusieurs espèces sont affectés par l'exposition environnementale à une substance chimique donnée, quelles devront être l'étendue et la gravité de ces effets pour que l'on puisse affirmer avec assez de certitude que la biodiversité sera altérée? L'état actuel de nos connaissances n'est pas suffisant pour qu'on puisse répondre de façon sûre à ces questions, excepté pour quelques polluants chimiques.

La Convention sur la diversité biologique (PNUE, 1992) du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) vise la protection de la biodiversité à trois niveaux : 1) écosystème; 2) espèce; 3) variance génétique à l'intérieur d'une espèce. Ces concepts ont été examinés sous l'angle théorique au chapitre 2. Le défi consiste à harmoniser ces concepts avec les besoins pratiques du gestionnaire, du législateur ou du décideur en matière environnementale, qui doivent avoir une idée de l'importance relative d'un effet avant de conclure à la nécessité de recourir à des moyens légaux, à des mesures correctrices ou à des recherches. Le système hiérarchique de classification des terres du

Comité canadien de la classification écologique du territoire (CCCET) a été introduit plus tôt dans le présent document. Nous proposons d'utiliser ce système pour délimiter l'étendue des effets des polluants chimiques sur les écosystèmes terrestres, en évaluer la portée, et finalement les gérer. Il faudra élaborer un système analogue pour les écosystèmes aquatiques.

Une écorégion (on en a défini 177 pour le Canada) se caractérise par une réponse écologique distincte au climat, exprimée par le sol, l'eau et la faune (Wiken 1986; Wickware and Rubec, 1989; Wiken *et al.*, 1993). La figure 3.1 présente une carte des écorégions actuellement établies pour le Canada. Un écodistrict (le Canada en compte environ 5 400) est une subdivision d'une écorégion. La relation fonctionnelle entre ce système de classification des terres et la biodiversité n'a pas été établie rigoureusement, bien que le système CCCET soit, en partie, fondé sur des mesures de composition en espèces. Cependant, pour prévenir la perte d'espèces, il est primordial de disposer de bonnes estimations du nombre d'espèces (et de sous-espèces différenciées génétiquement) qui sont présentes dans plus d'un écodistrict, dans plus d'une écorégion, et enfin dans plus d'une des 15 grandes écozones du Canada. On pourrait ainsi caractériser les espèces qui risquent le plus l'extinction ou une perte significative de variation génétique lorsqu'elles sont exposées à la pollution chimique ou à d'autres formes d'atteintes environnementales. Le tableau 10.1, adapté de Bormann (1983), résume les diverses étapes de la perturbation de l'écosystème forestier causée par la pollution anthropique. Ce résumé pourrait être tout aussi valable pour d'autres types d'écosystèmes.

Vu nos connaissances très incomplètes de la distribution et de l'abondance de la plupart des espèces au Canada (Mosquin and Whiting, 1992), ainsi que de l'importance des différences génétiques entre les populations de ces espèces, il nous est impossible de déterminer actuellement de façon sûre le niveau auquel il faudrait protéger la plupart des espèces contre les polluants ou d'autres agents d'agression. Dans le cadre du présent chapitre, nous proposons l'échelle de l'écorégion (ou de son équivalent aquatique) comme niveau auquel l'effet d'un produit chimique sur la biodiversité est considéré comme grave. Si l'on se fonde sur les

Tableau 10.1

Étapes de la perturbation d'un écosystème forestier

Étape	Niveau de pollution	Gravité des effets	Effets prévus
0	Négligeable	Aucun effet	Aucun
1	Faible	Écosystème relativement peu touché	L'écosystème sert de puits aux polluants
2A	Nocif pour les espèces sensibles	Si la pollution est persistante, il y a risque d'altération de la capacité de compétitivité des espèces sensibles	Photosynthèse réduite; plus grande vulnérabilité aux insectes et aux attaques fongiques; effets sur le cycle nutritif
2B	Pollution plus élevée	Les espèces résistantes remplacent les espèces sensibles et deviennent dominantes	Perte d'espèces sensibles; échec de la pollinisation, causé par les effets s'exerçant sur les organismes pollinisateurs
3A	Pollution grave	Altération à grande échelle du système originel	Les plantes de grande taille de toutes espèces meurent; des concentrations toxiques s'accumulent chez beaucoup d'espèces; le cycle biogéochimique est gravement touché
3B	Pollution très grave	Écosystème complètement dégradé	Effondrement de l'écosystème

caractéristiques de mobilité et de distribution des espèces pour lesquelles il existe une base valable de données, on peut dire que l'effet d'un produit chimique qui se manifeste à l'échelle écorégionale s'accompagnera très probablement d'un appauvrissement de la variabilité génétique. L'élimination d'espèces à aire de répartition très réduite, dont le territoire ne couvre qu'une partie d'une écorégion, constitue un risque de perte permanente de biodiversité. Si nous admettons que des effets qui se manifestent à l'échelle écorégionale sont marqués et éventuellement permanents, alors il aurait fallu de toute évidence intervenir longtemps avant que les effets n'atteignent de telles proportions — soit, à l'échelle de l'écodistrict ou moins.

Nous avons passé en revue la documentation pour déterminer si certains des groupes de polluants les mieux connus ont eu des effets nocifs à l'échelle écorégionale. Trois importantes caractéristiques

feront qu'un polluant exercera ou non des effets de ce type : 1) son degré de sélectivité (c'est-à-dire l'éventail d'espèces qu'il peut altérer); 2) l'étendue géographique de sa distribution et de sa présence dans l'environnement à des concentrations biologiquement actives; 3) sa persistance dans l'environnement à des concentrations biologiquement actives.

10.3 Évaluation des effets de la pollution chimique sur la biodiversité

Nous considérons ici qu'un effet sur la biodiversité est un changement *persistant*, à savoir une augmentation ou une diminution de l'un des éléments constitutifs de la biodiversité naturelle à l'intérieur d'un écosystème. Comme on l'a déjà indiqué, la Convention du PNUE reconnaît trois niveaux de biodiversité : *gènes, espèces et écosystèmes*. Dans

le cadre que nous proposons, nous avons essayé de coter la probabilité d'un effet à chacun de ces trois niveaux. Le tableau 10.2 propose un système de cote numérique, allant de 1 — risque appréhendé d'effet, d'après des recherches scientifiques de portée limitée — à 3 — effets graves à l'échelle écorégionale, étayés par des données. Comme nous choisissons des groupes de polluants, qui sont déjà connus pour l'un ou l'autre effet qu'ils exercent sur l'environnement, la cote 0 (probabilité négligeable d'effet) n'a pas été utilisée.

10.3.1 Effets génétiques

La perte de variabilité génétique est devenue récemment un souci majeur en matière de conservation. Une telle perte, attribuable à la pollution de l'environnement, pourrait être causée par des étranglements génétiques, liés à un effondrement de la taille de la population, dû à l'exposition aux contaminants. Cependant, il est actuellement difficile d'évaluer les polluants quant à leurs effets démontrés sur la diversité génétique; en effet, les modifications de fréquence génique chez les populations végétales ou animales qui sont causés par une exposition à des contaminants n'ont pas fait jusqu'ici l'objet d'une attention très soutenue de la part de la communauté scientifique.

La pression sur la sélection exercée par un polluant chimique peut finir par engendrer des populations qui ont une résistance plus grande aux agents d'agression. On pourrait dire qu'il s'agit là d'un mécanisme normal d'évolution par lequel les espèces s'adaptent à leurs milieux. Le grand nombre de plantes et d'insectes parasites qui ont développé une résistance génétique aux pesticides utilisés pour les éliminer ont manifestement bénéficié de leur nouvelle configuration génétique. Cependant, l'acquisition d'une telle résistance ne se fait pas sans coût. L'appauvrissement de la variabilité génétique accompagnant ce type d'adaptation va probablement diminuer la capacité d'une espèce à réagir à des agresseurs autres que celui contre lequel la résistance s'est constituée (Taylor and Pitelka, 1992). Une variabilité génétique plus grande engendrera probablement une plasticité plus grande chez les individus et les populations pour leur permettre de s'adapter aux diverses agressions du milieu (Hedrick *et al.*, 1976).

Strittholt *et al.* (1988) pensent que la diminution de la population de perchades (*Perca flavescens*) dans le lac Érié est peut-être due en partie à la faible variabilité génétique résultant d'une exposition chronique à des polluants. Fowler *et al.* (1990) sont d'avis que les caractéristiques génétiques permettant à l'épinette rouge (*Picea rubens*), de résister au gel ont été altérées par l'adaptation à la pollution de l'air. Étant donné que les plantes ne peuvent se déplacer pour fuir un agent d'agression, la perte de diversité génétique en réaction à la pollution de l'environnement se retrouvera plutôt chez elles que chez bien des espèces animales (Taylor and Pitelka, 1992).

10.3.2 Effets sur l'espèce

L'espèce est touchée si des effets toxiques, qu'ils soient létaux (élimination directe) ou sublétaux (p. ex. altération de la reproduction), frappent un nombre suffisant d'individus pour provoquer un déclin de la population. Pour qu'on puisse évaluer de façon complète les effets des polluants au niveau de l'espèce ou de la population, toutes les espèces d'une zone touchée doivent être caractérisées des points de vue taxonomique et écologique, de telle façon qu'on puisse faire la différence entre les effets du polluant et les fluctuations naturelles de la population. Malheureusement, ces conditions se rencontrent rarement, sauf pour un nombre relativement faible d'espèces aviennes et mammaliennes.

10.3.3 Effets sur l'écosystème

Les effets sur l'écosystème, qu'ils découlent de la pollution chimique ou d'autres agresseurs, sont le plus souvent perçus comme des changements qui imposent à l'écosystème une trajectoire de développement différente de celle qu'il aurait suivi autrement. Cependant, les écosystèmes peuvent conserver certaines de leurs caractéristiques fondamentales, comme les taux de production, le flux d'énergie et la décomposition, même en présence de fortes perturbations et modifications importantes de la composition en espèces (Schindler, 1987). Il est clair que ces fonctions fondamentales de l'écosystème sont de médiocres indicateurs de la formation d'un nouveau type d'écosystème.

Tableau 10.2

Cadre d'évaluation des effets des polluants pouvant s'exercer sur la biodiversité

Type d'effet	Cote	Description de l'importance d'un effet ^a
Génétique	3	Des modifications de fréquence génétique ont eu lieu chez des populations vivant à l'état libre dans une écorégion. Dans le cas des espèces vivant dans une seule écorégion, cette menace est plus grave.
	2	Des déplacements génétiques se sont produits localement (à un niveau inférieur à l'écorégion).
	1	D'après les résultats de recherches sur les sites environnementaux mêmes, ou d'études en laboratoire, il y a risque significatif d'appauvrissement de la variabilité génétique.
Population ou espèce	3	Une population a gravement diminué en nombre ou a été éliminée au niveau écorégional ou au-dessus. L'effet est à long terme, et il faudra de nombreuses années pour qu'elle récupère.
	2	La population d'une espèce (à un niveau inférieur à l'échelle écorégionale) a diminué localement, et l'effet est à long terme.
	1	D'après les résultats de recherches sur les sites environnementaux mêmes, ou d'études en laboratoire, il existe un risque significatif de perte de population dans une écorégion.
Écosystème	3	Un type d'écosystème (écoélément) traversant une écorégion a été touché et altéré au point de ne pouvoir retrouver son état initial avant très longtemps.
	2	À l'échelle locale, un type d'écosystème a été touché et altéré au point de ne pouvoir retrouver son état initial avant très longtemps, sinon jamais.
	1	Le risque de perte d'un certain type d'écosystème dans une écorégion est fondé sur les résultats de recherches aux sites environnementaux mêmes, ou d'études en laboratoire.
^a À noter qu'il y a chevauchement de certains types d'effets. Par exemple, une diminution de la population entraînera toujours un appauvrissement génétique.		

Le nombre d'espèces qui doivent être éliminées avant qu'un écosystème change de nature dépend du type d'écosystème, des espèces les plus menacées et de leurs relations fonctionnelles avec d'autres espèces à l'intérieur de l'écosystème. Comme on l'a vu au chapitre 2, les espèces clés «soutiennent» une structure particulière d'écosystème. L'élimination de ces espèces entraînera l'altération rapide de ce dernier.

10.4 Cotation et classement des polluants chimiques en tant que menace pour la biodiversité

Le tableau 10.3 résume les cotes attribuées aux principaux groupes de polluants chimiques que nous avons choisis pour cet exercice. En raison de contraintes d'espace et de temps, ainsi que du manque d'expertise permettant une évaluation complète, notre étude de la documentation scientifique a été rapide et souvent superficielle. Nous donnons ces cotes avec l'espoir qu'elles mèneront à des discussions fructueuses entre experts.

Dans les sections qui suivent, nous présentons de brèves explications sur la façon dont les cotes ont été attribuées aux polluants du tableau 10.3.

10.4.1 Hydrocarbures (déversements chroniques et en vrac)

Les hydrocarbures comprennent de nombreux composés différents. Du point de vue chimique, il y a trois groupes : les *aliphatiques* ou molécules à chaîne ouverte; les *alicycliques*, ou molécules renfermant un cycle d'atomes de carbone, et les *aromatiques*, qui contiennent au moins un anneau à six carbones, dit benzénique.

La pollution de l'environnement par les hydrocarbures se fait généralement par libération de combustibles fossiles ou de leurs produits de combustion. La National Academy of Sciences des États-Unis (in Vandermeulen and Hrudey, 1987) a évalué à plus d'un million de tonnes par année la quantité de produits pétroliers contaminant les océans du monde. La recherche concernant les effets des hydrocarbures sur les écosystèmes dulci-coles est très limitée, si on la compare aux études consacrées à la même pollution en milieu marin, et seule une petite fraction de ces travaux de recherche vise la caractérisation des effets biologiques (Vandermeulen, 1987).

Mackay (1987) a identifié deux scénarios de base pour les déversements d'hydrocarbures en milieu aquatique : les déversements accidentels en vrac entraînant une contamination massive, et les rejets chroniques. Les deux types de déversements sont largement répandus, mais nous estimons que la menace qu'ils représentent pour la biodiversité est généralement moindre que celle qui se retrouve à l'échelle écorégionale.

Les déversements en vrac d'hydrocarbures peuvent avoir de graves effets sur la structure de la communauté aquatique à l'échelle locale. D'après les études de Burger (1993), de Holmes and Cronshaw (1977), ainsi que de Sanborn (1977), les accidents, comme celui du Torrey Canyon, qui ont entraîné une diminution de 80 % des populations de macareux, de marmettes et de Petits Pingouins (*Alca torda*), sur une vaste superficie (Michael, 1977), peuvent avoir des conséquences aux niveaux des gènes, de la population et de l'écosystème. Les espèces dont l'aire de répartition est la plus faible sont manifestement les plus menacées. Le rétablissement de la structure d'un écosystème après un important déversement demande de nombreuses années. Dans les milieux les plus sensibles, il peut prendre jusqu'à 20 ans (Burns et al., 1993).

Tableau 10.3

Classement des polluants^a selon les critères donnés au tableau 10.2

Polluant	Effet génétique	Effet sur la population	Effet sur l'écosystème
Hydrocarbures — dév. chroniques	1	2	1
Hydrocarbures — dév. en vrac	2	2	2
Radionucléides	1 (2?)	1	1
Composés organiques halogénés — pesticides	2	3	2
Composés organiques halogénés — non pesticides	1	2	1
Dépôt acide	1 (3?)	3	3
Métaux	2	2	2
Nutriments	1 (2?)	3	3
Pesticides non organochlorés	3	2	2

^a Système de cotes numériques (1, 2 ou 3), selon les descriptions en 10.3.

Dans le cas des déversements chroniques, Howarth (1989) a montré que certains résidus d'hydrocarbures sont beaucoup plus persistants que prévu, aussi bien dans la colonne d'eau que dans les sédiments, et que, d'après des études du mésocosme, on peut prévoir des effets génétiques et communautaires sur les populations benthiques et planctoniques. Des études de Vandermeulen (1987), Patten (1977) et Johnson (1977) révèlent un large éventail d'effets toxiques chez les espèces de plantes, de poissons et d'invertébrés exposées aux hydrocarbures. Certains de ces effets (p. ex. anomalies de comportement, altération de la reproduction) représentent, lorsque l'exposition est suffisamment élevée, une menace réelle pour les populations d'espèces sensibles. Howarth (1989) pense que la baisse des stocks de poissons en mer du Nord est peut-être due en partie à la contamination chronique par les hydrocarbures. Si c'est le cas, les effets vont au delà de l'échelle locale. Vu l'importance croissante, pour l'économie canadienne, de l'exploitation pétrolière en mer, et le fait que les déversements d'hydrocarbures sont apparemment inévitables dans ce secteur, il faudra trouver une solution au problème.

10.4.2 Radionucléides

Rares sont les études qui ont examiné les effets possibles des radionucléides (Woodwell, 1982). Bien que les déchets radioactifs des mines pénètrent dans l'environnement canadien, risquant d'exposer la faune à de fortes concentrations dans certaines zones (p. ex. Waite *et al.*, 1990), on estime que la plupart des éléments radioactifs sont présents dans divers milieux environnementaux à des concentrations jugées insuffisantes pour avoir des effets biologiques (Kahn, 1992). Lockhart *et al.* (1992) ont constaté que la documentation ne traitait pas des effets des radiations sur les écosystèmes aquatiques et en sont arrivés à la conclusion que des expositions relativement fortes sont nécessaires pour que les écosystèmes naturels subissent des effets nocifs. Des études aux États-Unis et au Canada vont dans le même sens (Bernstein and Swanson, 1989; Waite *et al.*, 1990; Zach *et al.*, 1993). Cependant, Bickham *et al.* (1988) ont indiqué que des cellules de tortues aquatiques habitant des bassins d'infiltration qui renfermaient de faibles concentrations de contaminants radioactifs (princi-

palement 134 , ^{137}Cs , 89 , ^{90}Sr et ^3H) accusaient une variation sensiblement plus grande de la teneur en ADN et présentaient un taux plus élevé de mosaïcisme aneuploïde (prolifération de cellules renfermant des délétions ou des duplications d'ADN) que les cellules de tortues provenant d'un étang non contaminé. De même, les fréquences d'allèles et de génotypes pour les allozymes de phosphoglucomutase différaient sensiblement entre les différentes populations de poissons capturés dans des sites en amont et en aval d'une installation de traitement de l'uranium (Gillespie and Guttman, 1989). On ne sait pas très bien si des effets génétiques de ce type pourraient influencer sur la diversité génétique à long terme de la population.

Pour certains éléments radioactifs à longue durée de demi-vie, il y a une forte probabilité de bioaccumulation et de bioamplification (Butler, 1980). Dans la chaîne alimentaire lichen-caribou-loup de l'Arctique canadien, le ^{137}Cs augmente environ 2 à 3 fois à chaque niveau trophique (Thomas *et al.*, 1992). Après le désastre de Tchernobyl, on s'est beaucoup intéressé au ^{137}C et aux risques qu'il présente pour la santé humaine, particulièrement chez les populations nordiques dont le mode de vie a largement un caractère de subsistance (Lockhart *et al.*, 1992). Étant des mammifères, les humains figurent parmi les groupes d'organismes les plus sensibles aux effets des radiations (UNSCEAR, 1992); il est possible par ailleurs que les amphibiens y soient tout aussi sensibles (Rose, 1992). Les insectes peuvent être 100 fois moins sensibles aux effets létaux des radiations, et les organismes unicellulaires 100 000 fois (Bacq and Alexander, 1961; Woodwell, 1982). De plus, comme l'être humain vit relativement longtemps, il peut être exposé de façon chronique plus longtemps et à davantage d'éléments radioactifs que la plupart des organismes à vie plus courte. C'est pourquoi on en est venu à l'hypothèse générale que les règlements et les politiques visant à maintenir les niveaux de radioactivité dans le sol, l'air et l'eau en dessous des valeurs fixées pour protéger la santé humaine sont également suffisants pour protéger d'autres espèces (ICRP, 1977, 1979).

En nous fondant sur ces études, nous avons attribué à la pollution par les radionucléides, exception faite de catastrophes comme Tchernobyl, une cote de risque généralement

faible pour la biodiversité au Canada, mais en faisant remarquer qu'elle pourrait entraîner des variations génétiques, particulièrement, à l'échelle locale, dans certains habitats contaminés par les radionucléides.

10.4.3 Composés organiques halogénés (COH) pesticides et autres

Parmi les composés organiques halogénés (COH), il y a des substances persistantes et toxiques bien connues, comme les dioxines, les furanes et les BPC, auxquelles s'ajoutent des pesticides, notamment le DDT, l'hexachlorobenzène, le chlordane et la diéldrine. Alors que la production et l'utilisation de beaucoup de ces substances ont été de plus en plus réglementées en Amérique du Nord, d'autres pays continuent à les utiliser dans diverses applications industrielles et agricoles. Ces composés chimiquement stables peuvent être transportés sur de longues distances et contaminer ainsi les écosystèmes terrestres et aquatiques du monde entier.

Bien que la plupart des COH n'aient pas une toxicité aiguë, certains de ces composés (p. ex. les dioxines) provoquent une série d'effets toxiques, dont l'immunosuppression, une dysfonction de la reproduction, des anomalies congénitales et des lésions hépatiques. L'élimination de populations entières causée par l'exposition à des COH pesticides a probablement eu un effet important sur le pool génique des espèces touchées.

Il est difficile de déterminer les effets de COH (non pesticides) sur le niveau d'une population, car ces composés sont presque toujours accompagnés d'autres substances analogues, et que les effets d'autres agresseurs de l'environnement compliquent la situation. Des rapports traitant des effets des COH sur les écosystèmes des Grands Lacs et du Saint-Laurent (Gouvernement du Canada, 1991, 1993) révèlent des effets au niveau de la population pour plusieurs espèces aviennes qui ont été exposées à de fortes concentrations d'un certain nombre de substances, dont les dioxines, les BPC et plusieurs pesticides. Vu la complexité des mélanges chimiques décelés dans les Grands Lacs; il est difficile d'établir une relation de

cause à effet pour les composés envisagés individuellement. De même, il s'est révélé difficile de déterminer la cause de la baisse de la population de bélugas (*Delphinapterus leucas*), dans le Saint-Laurent, du fait que les polluants ne sont qu'un parmi plusieurs agents d'agression biotiques et abiotiques qui affectent la santé des individus et des populations (Beland *et al.*, 1993). L'information provient de l'observation de cas de mortalité massive de dauphins (Sarokin and Schulkin, 1992a, 1992b) sur la côte atlantique des États-Unis, et de plusieurs espèces de phoques en Scandinavie (Olsson *et al.*, 1992) et au lac Baïkal (Dietz and Ansen, 1989). L'affaiblissement de la fonction immunitaire, causé peut-être par l'exposition aux COH, est commun chez toutes ces populations et peut contribuer aux baisses décrites. Plusieurs COH non pesticides ont été associés aux diminutions de populations d'oiseaux aquatiques coloniaux (p. ex. le Goéland argenté [*Larus argentatus*], et le Cormoran à aigrettes [*Phalacrocorax auritus*]) constatées dans les Grands Lacs pendant les années 1970. Ces espèces manifestaient une série de symptômes caractéristiques de l'exposition à des dioxines ou à des composés apparentés (Gilbertson *et al.*, 1991). Ici encore, la tendance à la baisse des populations de ces espèces s'est inversée au moment où diminuaient les concentrations de COH dans l'environnement des Grands Lacs. Il est difficile d'établir de façon absolue la cause, car les concentrations des COH pesticides et non pesticides ont baissé en même temps.

La cote des COH pesticides traduit les effets qui ont été prouvés de façon très nette sur les populations à l'échelle de l'écorégion. Parmi les exemples bien documentés, on peut citer plusieurs espèces de falconiformes et de pélécaniformes. Le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), est le meilleur exemple d'effets s'exerçant sur une population à l'échelle de l'écorégion élargie (Ratcliffe, 1970). La sous-espèce *anatum* est disparue dans bien des régions de son aire de répartition. Par la suite, elle a été réintroduite dans une grande partie de son ancienne aire de répartition (Peakall, 1990). On ignore quelles sont les conséquences de la diminution de cette population sur la dynamique de l'écosystème. De plus, la population de Pygargues à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) a connu un déclin important en raison de l'amincissement de la coquille des oeufs et de la baisse de la

reproduction causés par l'exposition au DDT et à ses métabolites (p. ex. Grier, 1982). La baisse du taux de reproduction chez les populations se reproduisant sur les rives des Grands Lacs se poursuit, manifestement en raison de la présence permanente de COH dans le bassin des Grands Lacs (Kozie and Anderson, 1991).

On n'a trouvé aucun rapport montrant l'existence à l'échelle de l'écosystème d'effets des composés organiques persistants. Il pourrait y en avoir si des espèces clés étaient touchées.

10.4.4 Dépôt acide

Le dépôt acide concerne les polluants acides ou produisant des acides, transportés à travers l'atmosphère et déposés sous forme de pluie, de neige ou de brouillard (dépôt humide), ou encore sous forme de poussières particulaires (dépôt sec). Les acides sulfurique et nitrique sont les principaux constituants acides des pluies dites acides, donnant des précipitations de pH 4-5 sur une grande partie de l'Amérique du Nord (Schindler, 1988).

Le dépôt acide est l'un des rares types de contamination dont les effets sur l'écosystème ont été largement et explicitement étudiés au Canada et ailleurs. Des milieux sensibles aux acides (tampans médiocres) touchés par les dépôts acides ou acidifiés expérimentalement ont nettement montré d'importants changements au niveau de la structure des communautés, liés au pH, particulièrement dans les systèmes aquatiques (Schindler *et al.*, 1985; Ford, 1988; Longcore *et al.*, 1993). Le résultat général de l'acidification est une réduction progressive de la richesse en invertébrés aquatiques à mesure que le pH baisse. Certains taxons d'invertébrés (p. ex. gastropodes, amphipodes, sangsues) sont particulièrement sensibles à l'acidification et disparaissent entre pH 6 et pH 5. Les communautés aquatiques présentes dans les plans d'eau fortement acidifiés sont généralement dépourvues de poissons, par suite de l'échec du recrutement, et dominées par un petit nombre de taxons d'invertébrés résistants aux acides. L'acidification a été avancée comme l'une des causes du déclin du corégone d'Acadie (*Coregonus huntsmani*, antérieurement *canadensis*) (Edge, 1987). Schindler

et al. (1989) estiment que 20 à 40 % des lacs des États-Unis sensibles aux pluies acides ont vu leur pH réduit à des valeurs ne convenant plus à de nombreuses espèces qui étaient à l'origine d'une grande importance dans les réseaux alimentaires des lacs de l'Est, dont beaucoup d'espèces de poissons et d'invertébrés. De même, on pense qu'au moins 20 % de tous les lacs de 15 bassins hydrographiques de l'est du Canada ($\approx 55\ 000$ lacs) ont subi des réductions de leur richesse en espèces de l'ordre de $\geq 20\%$, et ce à cause de l'acidification (Minns *et al.*, 1990). Les prévisions faites à l'aide de modèles ont montré que, même après la mise en oeuvre complète du programme de réduction des émissions de dioxyde de soufre dans l'est du Canada, et une baisse de 10 millions de tonnes de ces émissions en 1980 aux États-Unis, le rétablissement chimique ou biologique des lacs du Canada atlantique sensibles à l'acidité sera faible, sinon nul (Gouvernement du Canada, 1990). C'est pour toutes ces raisons que nous avons attribué au dépôt acide une cote de menace majeure pour la biodiversité, aussi bien des populations que des écosystèmes, au niveau de l'écorégion.

10.4.5 Métaux et métalloïdes

Les dépôts anthropiques de composés métalliques dans l'environnement naturel ont augmenté régulièrement depuis les premiers temps de la civilisation. Actuellement, les déversements industriels, d'une part, de plomb, de cuivre et de zinc et, d'autre part, de mercure dépassent respectivement d'environ 300 % et 1 000 % (Nriagu, 1990) les flux naturels de ces métaux. Les émissions industrielles sont devenues la principale source des composés métalliques transportés par voie atmosphérique; les concentrations d'origine industrielle sont, respectivement pour le plomb, le cadmium et le zinc, 28, 6 et 3 fois plus élevées que les concentrations d'origine naturelle. Dans beaucoup de régions urbaines et autour de certaines sources ponctuelles (fonderies, mines, etc.), les émissions naturelles sont négligeables comparativement à la charge des métaux d'origine anthropique. Les concentrations types de nombreux métaux dans les sols tant ruraux qu'urbains sont maintenant de deux à plus de dix fois plus élevées que celles de sols non contaminés (Purves, 1985). Même des zones éloignées de sources ponctuelles de

contamination connaissent de graves problèmes de pollution. Par exemple, chaque printemps l'Arctique est recouvert d'une « brume » renfermant de fortes concentrations de métaux et d'autres polluants provenant en grande partie de sources industrielles en Eurasie (Maenhaut *et al.*, 1989). La brume arctique touche presque 9 % de la surface de la Terre et constitue le système de pollution atmosphérique le plus étendu que l'on connaisse. Les métaux peuvent donc être largement dispersés et demeurer dans l'environnement, qu'ils polluent. De plus, les métaux d'origine industrielle dont les concentrations ont le plus nettement dépassé leurs teneurs naturelles dans l'environnement sont également les plus toxiques (cadmium, plomb, mercure) (Forstner, 1987).

Il est hors de la portée du présent rapport de présenter une étude en profondeur de l'écotoxicologie des nombreux métaux sous leur diverses formes chimiques, minérales et organiques. Cependant, il y a suffisamment de preuves pour pouvoir affirmer que la pollution de l'environnement par les métaux représente une réelle menace pour la biodiversité, particulièrement dans le cas des systèmes aquatiques. Par exemple, les effets sublétaux du plomb sur la mortalité à long terme et sur la reproduction ont entraîné un recul dans la diversité des macrophytes et des macro-invertébrés dans les cours d'eau pollués par les résidus de mines de plomb (Demayo *et al.*, 1982). L'exposition au mercure a causé des déplacements de la fréquence des allozymes chez les invertébrés marins, aussi bien lors d'expériences en laboratoire que chez des populations à l'état naturel (Nevo *et al.*, 1984). Les effets sur la variabilité génétique peuvent également être démontrés à partir du fait que c'est dans des milieux pollués que certains invertébrés aquatiques acquièrent une tolérance plus grande vis-à-vis de concentrations élevées de plomb (Brown, 1978). Dans les terres humides contaminées par le sélénium (Ohlendorf, 1989) ou le mercure (Barr, 1986), on a observé une baisse très considérable de la reproduction chez plusieurs populations d'oiseaux.

Des concentrations plus élevées de métaux traces peuvent également modifier les processus biologiques dans les sols, y compris la vitesse de décomposition de l'humus, la respiration du sol et l'activité des enzymes clés présentes dans le sol

(Tyler *et al.*, 1989). Dans les écosystèmes terrestres contaminés par le cadmium et d'autres métaux, la dégradation de la litière feuillue se trouve diminuée et le recyclage des nutriments est perturbé par les effets nocifs exercés sur les populations de micro-organismes (WHO, 1992).

Les métaux deviennent généralement plus solubles et plus mobiles dans des milieux acidifiés. Des concentrations plus grandes de métaux dissous, particulièrement d'aluminium, dans les lacs et les cours d'eau acidifiés agissent de concert avec la baisse du pH pour diminuer certaines populations et, finalement, éliminer des taxons sensibles de poissons, d'invertébrés aquatiques et peut-être même d'amphibiens (Scheuhammer, 1991). On retrouve probablement des conditions semblables, mais à une échelle plus locale, dans le cas de milieux touchés par le drainage acide provenant de mines.

Le Canada est un important producteur de métaux. Par exemple, il se classe au troisième rang mondial pour la production de plomb d'extraction minière, et au second rang pour l'exportation de concentrés de plomb et de métal raffiné (Société royale du Canada, 1985). En résumé, on considère les métaux comme une menace significative pour la biodiversité au Canada à cause de l'engagement du Canada dans les activités d'extraction minière, de fusion et de raffinage de métaux, du fait également de leur persistance d'action et de leur caractère répandu, un grand nombre d'études sur le terrain ayant enfin permis de constater les effets de la pollution par les métaux sur les niveaux des populations et des communautés.

10.4.6 Charges en nutriments

L'eutrophisation est la conséquence de l'enrichissement des formations aqueuses en nutriments à mesure qu'elles deviennent de plus en plus productives. L'eutrophisation naturelle se fait sur de nombreuses années, au cours desquelles les lacs oligotrophes (pauvres en nutriments) accumulent graduellement des sédiments et des nutriments. L'eutrophisation d'origine agricole résulte d'importantes augmentations, relativement rapides, des apports de nutriments anthropiques, provenant principalement de l'application d'engrais à base de phosphates et de nitrates. Elle a comme effet de

remplacer les espèces adaptées à un milieu moins riche en nutriments par d'autres plus à l'aise dans un environnement plus riche, et pose un problème pour les écosystèmes aussi bien d'eau douce que d'eau salée (Larsson *et al.*, 1985; Sarmiento *et al.*, 1988; Kronvang *et al.*, 1993).

Les effets de l'eutrophisation sur les populations et les écosystèmes peuvent se produire à l'échelle de l'écorégion et entraîner l'altération de plans d'eau parmi les plus socialement importants pour la planète, comme la Méditerranée et les Grands Lacs. Les algues prennent alors le dessus sur les macrophytes aquatiques dans la production primaire (Balls *et al.*, 1989; Hough *et al.*, 1989). Les taux de croissance et de survie ainsi que la diversité des espèces de macro-invertébrés dans les zones littorales des lacs diminuent avec l'eutrophisation des lacs (Wetzel, 1983). La composition des communautés de poissons se trouve peu à peu altérée par la perte progressive des lits denses de mauvaises herbes aquatiques, et la composition en macro-invertébrés, espèces proies, change elle aussi. La disparition massive de plantes aquatiques due à l'eutrophisation peut s'accompagner d'une chute brutale du nombre d'oiseaux aquatiques, comme cela s'est produit dans la baie Rondeau du lac Érié (Dennis *et al.*, 1984; Prince, 1985). Pour toutes ces raisons, on estime que la charge en nutriments représente une menace grave pour la biodiversité au Canada et ailleurs.

10.4.7 Pesticides non organochlorés

Comme les pesticides actuels et leurs effets possibles sur la biodiversité ont été examinés au chapitre 5, on ne répètera pas la même information ici. Les pesticides représentent un exemple d'effets génétiques clairement démontrés, vu que de nombreux invertébrés et espèces végétales ont acquis une certaine résistance chimique à ces composés.

Bien qu'il soit souvent difficile de séparer les effets des pesticides d'autres effets agronomiques à l'intérieur d'agroécosystèmes, un nombre de plus en plus grand d'études ont permis d'isoler un «effet de pesticide». Il est probable que les effets ne

s'étendront au niveau de l'écorégion que si les pesticides sont appliqués à grande échelle et que le nombre de refuges à l'extérieur des zones cultivées proprement dites est restreint.

10.5 Recommandations

- Il faut élaborer un cadre raffiné permettant d'évaluer les possibles effets des polluants sur la biodiversité, et de caractériser les niveaux de biodiversité qui pourront être touchés.
- Il faudra assigner un ordre de priorité à ces polluants dans le cadre ainsi établi, afin de faciliter les travaux de recherche, de réglementation et d'application des politiques.
- Il est nécessaire de mieux comprendre les effets de la perte de variabilité génétique chez les populations ou encore les changements dans la fréquence génique causés par des agents d'agression chimiques.
- On manque généralement d'information valable au sujet des effets exercés sur les écosystèmes par les polluants chimiques, à l'exception de quelques-uns (p. ex. dépôt acide). Nous recommandons que les futures recherches scientifiques sur les effets des polluants sur l'environnement comprennent des mesures plus explicites des effets aux niveaux génétique et spécifique ainsi qu'à ceux de la communauté et de l'écosystème.

Remerciements

Les auteurs remercient les personnes suivantes pour leurs commentaires et leurs précieux conseils : P. Hebert (Department of Zoology, University of Guelph), K. Lloyd, K. Freemark, W.K. Marshall et S. Kennedy (Service canadien de la faune), E. Wiken (Rapports sur l'état de l'environnement) et C. MacDonald (Recherche, EAACL).

Ouvrages cités

- Bacq, Z.M. and P. Alexander. 1961. Pages 299-310 in *Fundamentals of radiobiology*. 2nd ed. Pergamon Press, Oxford, U.K.
- Balls, H.B., M. Moss, and K. Irvine. 1989. The loss of submerged plants with eutrophication. I. Experimental design, water chemistry, aquatic plant and phytoplankton biomass in experiments carried out in ponds in the Norfolk broadlands. *Freshwater Biol.* 22:71-87.
- Barr, J.F. 1986. La dynamique des populations de Huards à collier (*Gavia immer*) et les eaux contaminées au mercure dans le nord-ouest de l'Ontario. Pub. hors sér. no 56. Serv. can. faune. 28 pp.
- Beland, P., S. De Guise, C. Girard, A. Lagacé, D. Martineau, R. Michaud, D.C.G. Muir, R.J. Norstrom, E. Pelletier, S. Ray, and L.R. Shugart. 1993. Toxic compounds and health and reproductive effects in St. Lawrence Beluga. *J. Great Lakes Res.* 19(4):766-775.
- Bernstein, J.W. and S.M. Swanson. 1989. Haematological parameters and parasite load in wild fish with elevated radionuclide levels. Pages 47-64 in J.A. Nriagu (ed.), *Aquatic toxicology and water quality management*. John Wiley & Sons, New York.
- Bickham, J.W., B.G. Hanks, M.J. Smolen, T. Lamb, and J.W. Gibbons. 1988. Flow cytometric analysis of the effects of low-level radiation exposure on natural populations of slider turtles (*Pseudemys scripta*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17:837-841.
- Bormann, F.H. 1983. Factors confounding evaluation of air pollution stress on forests: pollution input and ecosystem complexity. Symposium, Acid deposition, a challenge for Europe, Karlsruhe, FRG, 19-23 September 1983. Cited in Schindler (1987).
- Brown, B.E. 1978. Lead detoxification by a copper-tolerant isopod. *Nature (London)* 276:388.
- Burger, A.E. 1993. Estimating the mortality of seabirds following oil spills: effect of spill volume. *Mar. Pollut. Bull.* 26:140-143.
- Burns, K.A., S.D. Garrity, and S.C. Levings. 1993. How many years until mangrove ecosystems recover from catastrophic oil spills? *Mar. Pollut. Bull.* 26:239-248.
- Butler, G.C. 1980. La radioactivité dans l'environnement canadien. CNRC. Publ. n° 18135, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches du Canada, Ottawa.
- Demayo, A., M.C. Taylor, K.W. Taylor, and P.V. Hodson. 1982. Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife, plants, and livestock. *CRC Crit. Rev. Environ. Control* 12:257-305.
- Dennis, D.G., G.B. McCullough, N.R. North, and R.K. Ross. 1984. Mise à jour de l'évaluation du nombre d'oiseaux aquatiques utilisant les rives ontariennes des Grands Lacs situés au sud durant leur migration. Pages 39-45 in S.G. Curtis, D.G. Dennis et H. Boyd (éd.), *Étude sur les oiseaux aquatiques en Ontario, de 1973 à 1981*. Publ. hors série n° 54. Serv. can. faune. Ottawa.
- Dietz, R. and C.T. Ansen. 1989. Clue to seal epizootic? *Nature (London)* 338:627.
- Edge, T.A. 1987. The systematics, distribution, ecology and zoogeography of the endangered Acadian whitefish (*Coregonus canadensis*, Scott, 1967) in Nova Scotia, Canada. M.Sc. thesis, University of Ottawa, Ottawa.
- Ford, J. 1988. The effects of chemical stress on aquatic species composition and community structure. Pages 99-144 in S.A. Levin, M.A. Harwell, J.R. Kelly, and K.D. Kimball (eds.), *Ecotoxicology: problems and approaches*. Springer-Verlag, New York.
- Forstner, U. 1987. Changes in metal mobilities in aquatic and terrestrial cycles. Pages 3-26 in J.W. Patterson and R. Passino (eds.), *Metals speciation, separation, and recovery*. Lewis Publishers, Chelsea, Mich.
- Fowler, D.J.N., J.N. Cape, J.D. Deans, I.D. Leith, M.B. Murray, R.I. Smith, L.J. Sheppard, and M.H. Unsworth. 1990. Effects of acid mist on the frost hardiness of red spruce seedlings. *New Phytol.* 113:321-355.
- Freedman, B. 1989. *Environmental ecology*. Academic Press, San Diego.
- Gilbertson, M., T. Kubiak, J. Ludwig, and G. Fox. 1991. Great Lakes embryo mortality, edema, and deformities syndrome (GLEMEDS) in colonial fish-eating birds: similarity to chick-edema disease. *J. Toxicol. Environ. Health* 33:455-520.

- Gillespie, R.B. and S.I. Guttman. 1989. Effects of contaminants on the frequencies of allozymes in populations of the central stoneroller. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:309-317.
- Gouvernement du Canada. 1990. Rapport canadien d'évaluation de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides. Quatrième partie. Effets sur les milieux aquatiques. Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance. 183 pp.
- Gouvernement du Canada. 1991. Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes. Ministre des Approvisionnements et Services Canada, No de catalogue En 37-95/1990F. 2 vol. + synopsis.
- Gouvernement du Canada. 1993. Dibenzodioxines polychlorées et dibenzofurannes polychlorés. Liste des substances d'intérêt prioritaire : rapport d'évaluation n° 1. Loi canadienne sur la protection de l'environnement.
- Grier, J.W. 1982. Ban of DDT and subsequent recovery of reproduction in Bald Eagles. *Science* 218:1232-1235.
- Hedrick, P.W., M.E. Ginevan, and E.P. Ewing. 1976. Genetic polymorphism in heterogeneous environments. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 7:1-32.
- Holmes, W.N. and J. Cronshaw. 1977. Biological effects of petroleum on marine birds. Pages 359-398 in D.C. Malins (ed.), *Effects of petroleum on arctic and subarctic marine environments and organisms. Vol. II. Biological effects.* Academic Press, New York.
- Hough, R.A., M.D. Fornwell, B.J. Negele, R.L. Thompson, and D.A. Putt. 1989. Plant community dynamics in a chain of lakes: principal factors in the decline of rooted macrophytes with eutrophication. *Hydrobiologia* 173:199-217.
- Howarth, R.W. 1989. Determining the ecological effects of oil pollution in marine ecosystems. Pages 69-97 in S.A. Levin, M.A. Harwell, J.R. Kelly, and K.D. Kimball (eds.), *Ecotoxicology: problems and approaches.* Springer-Verlag, New York.
- ICRP (International Commission on Radiological Protection — Commission internationale de protection radiologique). 1977. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 26. Pergamon Press, Oxford, U.K.
- ICRP (International Commission on Radiological Protection — Commission internationale de protection radiologique). 1979. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 29. Pergamon Press, Oxford, U.K.
- Johnson, F.G. 1977. Sublethal biological effects of petroleum hydrocarbon exposures: bacteria, algae, and invertebrates. Pages 272-309 in D.C. Malins (ed.), *Effects of petroleum on arctic and subarctic marine environments and organisms. Vol. II. Biological effects.* Academic Press, New York.
- Kahn, B. 1992. Ecological risks associated with radioactive materials. Pages 289-326 in J. Cairns, B.R. Niederlehner, and D.R. Orvos (eds.), *Predicting ecosystem risk. Advances in Modern Environmental Toxicology Vol. 20.* Princeton Scientific Publishing Co., Princeton, N.J.
- Kozie, K.D. and R.K. Anderson. 1991. Productivity, diet, and environmental contaminants in bald eagles nesting near the Wisconsin shoreline of Lake Superior. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20:41-48.
- Kronvang, B., G. Ertebjerg, R. Grant, P. Kristensen, M. Hovmand, and J. Kirkegaard. 1993. Nationwide monitoring of nutrients and their ecological effects: state of the Danish aquatic environment. *Ambio* 22:176-187.
- Larsson, U., R. Elmgren, and F. Wulff. 1985. Eutrophication and the Baltic Sea: causes and consequences. *Ambio* 14:9-14.
- Lockhart, W.L., R. Wagemann, B. Tracey, D. Sutherland, and D.J. Thomas. 1992. Presence and implications of chemical contaminants in freshwaters of the Canadian arctic. *Sci. Total Environ.* 122:165-243.
- Longcore, J.R., H. Boyd, R.T. Brooks, G.M. Haramis, D.K. McNicol, J.R. Newman, K.A. Smith, and F. Stearns. 1993. Acidic depositions: effects on wildlife and habitats. *The Wildlife Society Technical Review* 93-1, Bethesda, Md. 42 pp.
- Mackay, D. 1987. Chemical and physical behaviour of hydrocarbons in freshwater. Pages 10-22 in J.H. Vandermeulen and S.E. Hrudey (eds.), *Oil in freshwater: chemistry, biology and countermeasure technology.* Pergamon, New York.
- Maenhaut, W., P. Cornille, J.M. Pacyna, and V. Vitols. 1989. Trace element composition and origin of the atmospheric aerosol in the Norwegian Arctic. *Atmos. Environ.* 23:2551-2569.
- Michael, A.D. 1977. The effects of petroleum hydrocarbons on marine populations and communities. Pages 129-137 in D.A. Wolfe (ed.), *Fate and effect of petroleum hydrocarbons in marine ecosystems and organisms.* Pergamon, New York. Cited in Freedman (1989).

- Minns, C.K., J.E. Moore, D.W. Schindler, and M.L. Jones. 1990. Assessing the potential extent of damage to inland lakes in eastern Canada due to acidic deposition. III. Predicted impacts on species richness in seven groups of aquatic biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47:821-830.
- Mosquin, T. and P.G. Whiting. 1992. Canada Country Study of Biodiversity: taxonomic and ecological census, economic benefits, conservation costs and unmet needs. Canadian Centre for Biodiversity, Ottawa.
- Nevo, E., R. Ben-Shlomo, and B. Lavie. 1984. Mercury selection of allozymes in marine organisms: prediction and verification in nature. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 81:1258-1259.
- Nriagu, J.O. 1990. Global metal pollution. *Environment* 7:7-33.
- Ohlendorf, H.M. 1989. Bioaccumulation and effects of selenium in wildlife. *SSSA Spec. Publ.* 23:133-177.
- Olsson, M., O. Anderson, A. Bergman, G. Blomkvist, A. Frank, and C. Rappe. 1992. Contaminants and diseases in seals from Swedish waters. *Ambio* 21:561-562.
- Patten, B.J. 1977. Sublethal biological effects of petroleum hydrocarbon exposures: fish. Pages 319-336 in D.C. Malins (ed.), *Effects of petroleum on arctic and subarctic marine environments and organisms. Vol. II. Biological effects.* Academic Press, New York.
- Peakall, D.B. 1990. Prospects for the Peregrine Falcon, *Falco peregrinus*, in the nineties. *Can. Field-Nat.* 104:168-173.
- PNUE (Programme des Nations unies pour l'environnement). 1992. Convention sur la diversité biologique. N° 92-7807, le 5 juin 1992. Nairobi, Kenya.
- Prince, H.H. 1985. Avian communities in controlled and uncontrolled Great Lakes wetlands. Pages 99-119 in H.H. Prince and S.M. D'Itri (eds.), *Coastal wetlands.* Lewis Publishers, Chelsea, Mich.
- Purves, D. 1985. Trace-element contamination of the environment. Elsevier, Amsterdam.
- Ratcliffe, D.A. 1970. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *J. Appl. Ecol.* 7:67-107.
- Rose, K.S.B. 1992. Lower limits of radiosensitivity in organisms, excluding man. *J. Environ. Radioact.* 15:113-133.
- Sanborn, H.R. 1977. Effects of petroleum on ecosystems. Pages 337-357 in D.C. Malins (ed.), *Effects of petroleum on arctic and subarctic marine environments and organisms. Vol. II. Biological effects.* Academic Press, New York.
- Sarmiento, J.L., T. Herbert, and J.R. Togweiler. 1988. Mediterranean nutrient balance and episodes of anoxia. *Global Biogeochem. Cycles* 2:427-444.
- Sarokin, D. and J. Schulkin. 1992a. The role of pollution in large scale population disturbances. Part 1. *Environ. Sci. Technol.* 26:1476-1484.
- Sarokin, D. and J. Schulkin. 1992b. The role of pollution in large scale population disturbances. Part 2. *Environ. Sci. Technol.* 26:1694-1701.
- Scheuhammer, A.M. (ed.). 1991. pH-related changes in metal biochemistry and effects on aquatic systems. *Environ. Pollut.* 71:1-375.
- Schindler, D.W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stresses. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (Suppl. 1):6-25.
- Schindler, D.W. 1988. Effects of acid rain on freshwater ecosystems. *Science* 239:149-157.
- Schindler, D.W., K.H. Mills, D.F. Malley, D.L. Findlay, J.A. Shearer, I.J. Davies, M.A. Turner, G.A. Lindey, and D.R. Cruikshank. 1985. Long-term ecosystem stress: the effects of years of experimental acidification on a small lake. *Science* 228:1395-1401.
- Schindler, D.W., E.M. Kaslan, and R.H. Hesslein. 1989. Biological impoverishment in lakes of the midwestern and northeastern United States from acid rain. *Environ. Sci. Technol.* 23:573-580.
- Société royale du Canada. 1985. Le plomb dans l'environnement au Canada : science et réglementation. Rapport final de la Commission d'étude du plomb dans l'environnement. 374 pp.
- Stritholt, J.R., S.I. Guttman, and T.E. Wissing. 1988. Genetic variability of yellow perch, *Perca flavescens* (Mitchill) in Lake Erie and selected impoundments. Pages 246-257 in J. Downhower (ed.), *The biogeography of the island region of western Lake Erie.* Ohio State University Press, Columbus.

- Taylor, G.E., Jr. and L.F. Pitelka. 1992. Genetic diversity of plant populations and the role of air pollution. Pages 111–130 in J.R. Barker and D.T. Tingey (eds.), *Air pollution effects on biodiversity*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Thomas, D.J.B., H. Tracey, H. Marshall, and R.J. Norstrom. 1992. Arctic terrestrial ecosystem contamination. *Sci. Total Environ.* 122:135–164.
- Tyler, G., A.M.B. Pahlsson, G. Bengsson, E. Baathe, and L. Tranvik. 1989. Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms, and invertebrates. *Water Air Soil Pollut.* 47:189–215.
- UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation — Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants). 1992. Effects of radiation on the natural environment. Draft report to the General Assembly, United Nations Publ. A/AC.82/R.515.
- Vandermeulen, J.H. 1987. Toxicity and sublethal effects of petroleum hydrocarbons in freshwater biota. Pages 267–303 in J.H. Vandermeulen and S.E. Hrudey (eds.), *Oil in freshwater: chemistry, biology and countermeasure technology*. Pergamon, New York.
- Vandermeulen, J.H. and S.E. Hrudey. 1987. Introduction. Page xiii in J.H. Vandermeulen and S.E. Hrudey (eds.), *Oil in freshwater: chemistry, biology and countermeasure technology*. Pergamon, New York.
- Waite, D.T., S.R. Joshi, H. Sommerstad, G. Wobeser, and A.A. Gajadhar. 1990. A toxicological examination of whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and northern pike (*Esox lucius*) exposed to uranium mine tailings. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18:881–887.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*. 2nd ed. Saunders College Publishing, Philadelphia.
- WHO (World Health Organization – Organisation mondiale de la santé). 1992. Cadmium — Environmental aspects. *Environmental Health Criteria* 135. Geneva. 156 pp.
- Wickware, G.M. et C.D.A. Rubec. 1989. Écorégions de l'Ontario. Série de la classification écologique du territoire, n° 26. Environnement Canada.
- Wiken, E.B. (comp.). 1986. Écozones terrestres du Canada. Série de la classification écologique du territoire n° 19, Environnement Canada, Hull. 26 pp.
- Wiken, E.B., C.D.A. Rubec et G. Ironside. 1993. Écozones terrestres du Canada (Carte MCR 4164). Atlas national du Canada. 5^e éd. Énergie, Mines et Ressources Canada/Environnement Canada, Ottawa.
- Woodwell, G.M. 1982. The biotic effects of ionizing radiation. *Ambio* 11:143–148.
- Zach, R., J.L. Hawkins, and S. Sheppard. 1993. Effects of ionizing radiation on breeding swallows at current radiation protection standards. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:779–786.

Onzième chapitre

Biodiversité et changement atmosphérique

Don Maclver

Service de l'environnement atmosphérique, Environnement Canada

E.E. Wheaton

Saskatchewan Research Council

I. Craine

Department of Zoology, University of Toronto

P. Scott

Department of Zoology, University of Toronto

Résumé	202
11.1 Introduction	202
11.2 Liens physiques de l'atmosphère avec la biodiversité	203
11.2.1 Climats analogues	203
11.2.2 Climats actuels, incluant les UV-B	206
11.2.3 Climats futurs	207
11.3 Relations entre la chimie de l'atmosphère et la biodiversité	209
11.3.1 Gaz atmosphériques	209
11.3.2 Gaz à effet de serre	210
11.3.3 Ozone	211
11.3.4 Pollution atmosphérique et précipitations acides	212
11.3.5 Transport à longue distance	212
11.4 Rétroaction sur la biodiversité	213
11.5 Adaptation et mauvaise adaptation	214
11.6 Recherche	215
11.7 Politiques	216
Ouvrages cités	216
Figure 11.1 Relation entre le changement de température et les concentrations de méthane et de dioxyde de carbone dans l'atmosphère	211

Résumé

Le changement atmosphérique et les activités humaines représentent la plus grande menace pour la diversité biologique et les ressources sur lesquelles repose notre société. Les stratégies visant à conserver la biodiversité au Canada devront inclure la surveillance, la modélisation, l'adaptation et la réglementation pour tout ce qui concerne la composition de l'atmosphère.

Les caractéristiques paléo-écologiques montrent qu'il y a eu, au cours de l'Holocène, d'importants déplacements des zones de transition entre les forêts et la toundra, entre les prairies et les forêts, entre les forêts du bassin des Grands Lacs et du Saint-Laurent et les forêts boréales. Les changements rapides, comme ceux de la teneur en poussières de l'atmosphère, ont été appelés «fluctuations oscillantes», ce qui est peut-être l'expression de points indicateurs sensibles dans la dynamique où les climats régionaux fluctuent entre plusieurs points stables. Des programmes scientifiques nationaux, améliorés et coordonnés, doivent faire le lien entre les leçons du passé, lorsque cela se révèle approprié, et les effets atmosphériques, actuels et futurs, sur la biodiversité.

Non seulement la valeur moyenne, mais également les changements climatiques extrêmes causés par la variation naturelle dans les climats actuels, peuvent contribuer à créer, à maintenir ou à réduire la biodiversité. Tous les écosystèmes sont menacés, et les systèmes étendus de surveillance électronique du bioclimat doivent faire l'objet d'une priorité capitale, particulièrement pour ce qui est des parcs, des réserves et des régions écologiques. Par exemple, le rayonnement UV-B, dû à des variations dans l'ozone stratosphérique, influe directement sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes, ce qui nécessite davantage d'activités de surveillance et de recherche.

Le changement futur dans le climat de la planète représente une nouvelle menace pour la durabilité des communautés biologiques et met en péril les pratiques de gestion qui ont été élaborées dans le cadre de la variabilité climatique actuelle et historique. On s'attend à ce que les effets du changement climatique sur la biodiversité soient

puissants et rapides. Des modèles améliorés, avec un meilleur couplage des modèles atmosphériques et océanographiques, sont essentiels, particulièrement pour l'environnement terrestre.

Les incidences spécifiques des gaz à effet de serre, de l'ozone, des polluants atmosphériques toxiques, des précipitations acides, du pollen, des feux, des infestations d'insectes et des maladies représentent une menace directe et immédiate pour la biodiversité au Canada. Dans certains cas, des recherches intensives sont en cours depuis plus d'une décennie et ont abouti à des ententes nationales et internationales. Cependant, les stratégies de gestion pour la conservation de la biodiversité biologique au Canada doivent viser les incidences nettes à long terme de ces menaces et le rôle de support que les biocénoses sont appelées à jouer. À leur tour, les changements dans la biodiversité peuvent avoir des incidences importantes sur les phénomènes atmosphériques et les conditions météorologiques au Canada. Les recherches devront mettre davantage l'accent sur cette dynamique.

La biodiversité ne pourra être suffisamment protégée, correctement utilisée, et équitablement partagée, sans qu'on évalue les effets des variations atmosphériques et qu'on s'y adapte. Des stratégies fondées sur une base scientifique doivent être incorporées dans le processus décisionnel pour favoriser des niveaux acceptables de biodiversité et éviter toute adaptation impropre, en particulier la menace d'un nombre croissant d'extinctions. La recherche bioclimatique, qui en est à ses débuts et ne dispose que de ressources limitées, devra être développée pour répondre aux défis d'adaptation, de protection et de conservation de la biodiversité au Canada.

11.1 Introduction

Par biodiversité, on entend la variété de formes vivantes et de leur abondance dans une communauté biologique; c'est une caractéristique des systèmes biologiques à tous les niveaux d'organisation (Noss, 1990). Il existe des variations entre les gènes, les espèces, les populations, les communautés, les écosystèmes et les sites (Solbrig, 1991a;

Wilson, 1992). Pour comprendre la biodiversité, il ne suffit pas d'énumérer la variété des êtres vivants au cours du temps. Il faut aussi connaître les structures et les processus qui entretiennent cette diversité.

Il est difficile de penser à un processus lié à la biodiversité qui ne soit pas directement ou indirectement lié à l'atmosphère. Les plantes et les animaux sont très sensibles au climat. À mesure que les caractéristiques climatiques changent, des espèces disparaissent de certaines régions et en colonisent d'autres dont le climat leur convient mieux. Dans les pires cas, de nombreuses espèces ne récupéreront jamais sans intervention humaine. Il ne fait aucun doute que nous vivons dans un univers dynamique qui est en perpétuel changement sous l'effet de causes tant naturelles qu'artificielles. «Mais il est clair que retaper la biosphère n'est pas la solution. Il s'agit après tout d'un système très complexe, comportant de dix à trente millions de pièces actives de types différents et une myriade de systèmes de rétroaction, positifs et négatifs, chacun avec son propre temps de réponse, dont nous ne savons pas grand-chose. En fin de compte, la biosphère est trop complexe et trop imprévisible pour pouvoir être gérée dans des conditions autres que celles correspondant à une atmosphère dont la composition est stable» (notre traduction) (Lovejoy, 1992).

Étant donné que la science est incapable de donner une estimation du nombre d'espèces présentes sur la planète avec une précision inférieure à un facteur de dix, les stratégies visant à maintenir la biodiversité dépendent fortement de nos capacités scientifiques de surveiller, comprendre et réduire les menaces externes aux communautés biologiques. Le changement atmosphérique et l'être humain constituent la menace la plus grave pour la diversité biologique et les ressources sur lesquelles reposent la société.

Du point de vue scientifique, la compréhension de la complexité des interactions entre l'atmosphère et la biosphère est essentielle, mais des effets particuliers, comme ceux du changement climatique, de l'appauvrissement de la couche d'ozone et des précipitations acides, causent des problèmes délicats aux niveaux écologique, socio-économique et politique, qui nécessitent des solutions immédiates.

Étant donné l'énormité de la question de la biodiversité, à l'échelle planétaire, nationale et locale, la question à se poser est la suivante : par où faut-il commencer?

Les atmosphéristes et les biologistes font l'impossible pour protéger et conserver la biodiversité, grâce à leurs stratégies respectives qui visent la stabilité de l'atmosphère, particulièrement sa composition thermique, aqueuse et chimique, et à des politiques destinées à «réduire l'échelle de l'entreprise humaine» (Ehrlick and Ehrlick, 1992). L'un des points de départ en matière de biodiversité sera certainement la surveillance, la modélisation, l'adaptation et la réglementation de la composition de l'atmosphère et de son évolution.

Aux fins de la présente étude, le changement atmosphérique exprime à la fois l'état physique et chimique de l'atmosphère, sa variabilité ainsi que l'évolution du climat. Dans le présent chapitre, on essaiera d'évaluer la portée scientifique des conséquences complexes et encore mal connues du changement atmosphérique pour la biodiversité.

11.2 Liens physiques de l'atmosphère avec la biodiversité

11.2.1 Climats analogues

Les faits montrent que les caractéristiques climatiques du passé, incluant la température, les précipitations et d'autres substances particulières, ont fortement varié au cours du temps. Des estimations quantitatives des climats passés peuvent être obtenues grâce à divers indicateurs géochimiques, géophysiques et paléobiologiques, comme ceux que l'on trouve dans les carottes de glace, les sédiments et les cernes de croissance des arbres (Cooperative Holocene Mapping Project Members, 1988; Fritts, 1991; Woodcock, 1992; Dansgaard *et al.*, 1993; Greenland Ice-Core Project Members, 1993; Mayewski *et al.*, 1993). La réaction des communautés biologiques aux changements climatiques passés a également été évaluée en grande partie grâce à des analyses de sédiments renfermant du pollen, du charbon de bois, des invertébrés et des éléments géochimiques (Webb and Bartlein, 1992).

Ensemble, ces paramètres donnent des mesures substitutives des changements climatiques passés et laissent supposer que certaines espèces se sont adaptées, alors que d'autres ont réagi non pas par évolution, mais par migration (Bradshaw and McNeilly, 1991; Huntley, 1991).

Les études des analogues climatiques permettent d'obtenir un répertoire des réactions climatiques passées, dans certaines régions, aux changements climatiques de la planète (Dorale *et al.*, 1992; Dansgaard *et al.*, 1993). Il existe une abondante documentation reconstituant les climats anciens dans diverses régions, sur des périodes allant de quelques centaines à des millions d'années (Morner and Karlen, 1984; Bennett, 1990; Webb and Bartlein, 1992; Woodcock, 1992). Beaucoup de ces études révèlent que les traits géochimiques caractérisant les régimes climatiques ne sont pas stables, mais fluctuent selon des périodes variant de quelques décennies (Flohn, 1987; Dansgaard *et al.*, 1989, 1993; Taylor *et al.*, 1993) à des centaines de milliers d'années (Webb and Bartlein, 1992).

Les changements résultants pour la biodiversité qui coïncident avec les variations dans les régimes paléoclimatiques régionaux sont complexes. Cela n'est pas très surprenant, puisque la biodiversité est le résultat de processus qui agissent simultanément à de nombreux niveaux de l'organisation biologique, chacun de ces niveaux pouvant réagir différemment aux perturbations induites par le changement climatique (Solbrig, 1991b). Cependant, il est clair que les changements climatiques catastrophiques ont souvent été associés par le passé à des périodes d'extinction massive (Signor, 1990).

Des nombreuses perturbations liées au climat, l'une des plus importantes qui ait touché la végétation était causée par les feux de forêts aux latitudes moyennes à élevées de l'hémisphère Nord (Wein and Maclean, 1983). Les feux ont, au cours de l'Holocène, façonné la mosaïque végétale du nord du Québec (Payette and Gagnon, 1985). Les caractéristiques et la fréquence passées des incendies dans cette région sont largement déterminées par le climat, et non par l'âge du peuplement, ni par la charge de combustible. L'incendie est un facteur bien connu de perturbation d'origine météorologique dans la dynamique des écosystèmes du

nord canadien. MacDonald *et al.* (1993), dans leur étude de l'évolution récente des forêts du parc national de Wood Buffalo, en sont arrivés à la conclusion que la diversité de la végétation et les processus de succession sont principalement tributaires des perturbations causées par les incendies. Ils ont reconstitué l'histoire des incendies au cours des 175 dernières années, en se fondant sur des données basées sur les paramètres géochimiques, le pollen et le charbon de bois provenant des sédiments du lac. Le mode d'établissement de l'épinette blanche (*Picea glauca*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) après un incendie, a déterminé la structure de la future communauté forestière (MacDonald *et al.*, 1993). De même, Johnson and Fryer (1989) ont montré que la période du cycle des feux dans la vallée de Kananaskis a été plus courte (50 ans) avant 1730, lorsque les étés étaient plus secs et plus chauds. La périodicité est passée à 90 ans après 1730, ce qui coïncidait avec le petit âge glaciaire et son temps plus frais et plus humide. Des variations analogues dans la fréquence des incendies ont été constatées dans le cas du parc national des Glaciers en Colombie-Britannique (Johnson *et al.*, 1990). Johnson and Larsen (1991) en ont conclu que l'effet du climat régional sur la fréquence temporelle des incendies de forêts est lié à des configurations météorologiques synoptiques caractéristiques, qui déterminent l'intensité et la vitesse de propagation des incendies.

L'étude par Bennett (1990) des réponses biotiques au changement climatique causé par les fluctuations périodiques de l'orbite de la Terre (cycles de Milankovitch) a permis de conclure que les communautés de sol et d'eau douce actuelles n'ont pas une très longue histoire, et que chaque espèce a répondu individuellement aux variations climatiques et aux autres bouleversements environnementaux provoqués par le changement climatique de la planète. Ritchie (1987) a abouti à des conclusions semblables lors de ses recherches sur l'évolution des communautés forestières en Amérique du Nord après la dernière glaciation.

Les caractéristiques paléo-écologiques montrent qu'il y a eu, au cours de l'Holocène, d'importants déplacements des zones de transition entre les forêts et le toundra, entre les prairies et les forêts, entre les forêts du bassin des Grands Lacs et du Saint-Laurent et les forêts boréales. Ces

déplacements étaient liés à des changements climatiques régionaux et planétaires et peuvent être considérés comme des expressions régionales des conditions climatiques à l'échelle de la planète. Par exemple, MacDonald and Ritchie (1986) ont constaté que la végétation est demeurée stable dans la partie intérieure de l'ouest pendant les 3 000 dernières années, et qu'il n'existe aucun analogue moderne de certains types de végétation de la fin du Quaternaire, particulièrement pendant la période allant de 14 000 à 8 000 B.P. Des types de végétation non analogues ont peut-être persisté du fait que le climat n'a peut-être pas eu d'analogue moderne, parce que les espèces à migration plus lente n'étaient tout simplement pas encore présentes, ou encore parce que les conditions édaphiques étaient insuffisantes. Pour la péninsule de Tuktoyaktuk (T. N.-O.), Ritchie and Hare (1971) ont décrit les indices palynologiques des changements dans la communauté végétale en fonction des changements dans le climat post-glaciaire. La zone entre les forêts et le toundra a manifesté un grand dynamisme, le peuplement forestier passant du bouleau glanduleux à l'épinette, puis de nouveau au bouleau glanduleux de l'ère moderne.

Les études de Ritchie and MacDonald (1986) montrent que la dispersion de l'épinette blanche à partir du milieu du continent nord-américain vers 14 000 B.P. a atteint sa distribution maximale dans la forêt boréale du Nord vers 3 000 à 4 000 B.P., le taux de migration de l'espèce se maintenant en moyenne à 200-300 m par année. La vitesse de migration présentait un pic significatif vers 9 000 B.P., ce qui correspondait à de forts vents du sud dans la partie occidentale intérieure, qui dispersaient rapidement les semences vers le nord au-dessus du terrain plat. Anderson *et al.* (1989) ont constaté la présence d'analogues de la structure pollinique moderne dans la forêt boréale de l'Ouest du Canada depuis l'époque post-glaciaire (18 000 B.P.), excepté pour la période de 14 000 à 9 000 B.P., pour laquelle on n'a pas trouvé d'analogues modernes. Liu (1990) a décrit la composition de la forêt post-glaciaire dans le Canada central vers 10 000 B.P. et a constaté l'absence d'analogue moderne en raison de la présence de sol frais non lessivé après le retrait des glaciers. Dans le nord du Québec, Payette *et al.* (1989) ont constaté que la limite de végétation arborescente s'est déplacée au cours des 1 000 dernières années,

en même temps que changeait le climat de la planète. Les climats plus froids ont donné des formes d'arbres rabougris et davantage de toundra de lichen. Les périodes plus chaudes coïncidaient avec l'expansion d'épinettes plus hautes. Après des recherches dans l'Est du Canada, Anderson *et al.* (1991) ont observé qu'à l'échelle de la communauté, les réactions au changement climatique, qu'elles soient passées ou futures, sont probablement complexes et variables dans toute l'Amérique du Nord. L'analyse des réactions en surface démontre plus clairement la nature et l'importance des variables climatiques multiples pour la distribution et l'abondance des espèces végétales.

Les oscillations entre les différents régimes climatiques dans le Sud-Ouest des États-Unis ont semblé favoriser l'établissement épisodique de différentes communautés végétales, mais pas nécessairement leur extinction (Neilson, 1987). Ainsi, une communauté s'est formée, qui était plus diversifiée que celle qu'on aurait eue en l'absence de toute perturbation climatique (Davis, 1989; Prentice *et al.*, 1992). Le type de variation climatique à l'échelle de la région est déterminé en partie par les caractéristiques bio-géochimiques de cette région, qui peuvent atténuer ou amplifier l'effet du changement climatique planétaire. Par exemple, un refroidissement de moins de 1 °C de la température de la planète semble avoir fortement augmenté la fréquence et l'intensité des inondations le long du Mississippi au cours des 3 000 dernières années (Knox, 1993). L'effet de refroidissement a été amplifié dans le Centre Méridional du Canada, entraînant des changements dans la composition de la communauté forestière. L'abondance relative de la pruche augmentait, alors que celle du pin et du chêne diminuait (Ritchie, 1987).

La découverte la plus intéressante des études paléo-climatiques est peut-être la détection de changements climatiques abrupts se produisant en quelques années ou quelques décennies (Flohn, 1987; Greenland Ice-Core Project Members, 1993; Taylor *et al.*, 1993). Des variations rapides, comme celles de la teneur en poussières de l'atmosphère, sont appelées «fluctuations oscillantes» par Taylor *et al.* (1993). D'autres auteurs ont également signalé ces fluctuations oscillantes (Berger and Labeyrie, 1987; Flohn, 1987). On a des preuves de l'instabilité générale du climat passé au moins

jusqu'à 250 000 B.P. (Dansgaard et al., 1993). Il est important de bien comprendre ces fluctuations abruptes, car l'intervalle de variation où elles se produisent peut être révélateur de points sensibles dans la dynamique où les climats régionaux oscillent entre plusieurs points stables (Knox, 1993). Elles pourraient également révéler où se situe la déstabilisation de la dynamique dans son ensemble et montrer que les biocénoses ont peut-être déjà développé certaines adaptations pour faire face à un changement catastrophique.

La biodiversité pourrait être touchée de plusieurs façons. Elle pourrait subir des altérations radicales si le changement catastrophique se produit au cours de la durée de vie d'une plante donnée, causant la mort, des problèmes de reproduction et peut-être même l'extinction de l'espèce (Solbrig, 1991a). Les changements génétiques, s'ils sont possibles, ne pourront probablement pas compenser une oscillation rapide à moins qu'il existe des refuges où les populations rémanentes puissent subsister sans être touchées par le changement climatique (Wilson, 1989). Cependant, le régime de perturbation à court terme peut se situer à une échelle de temps suffisante pour favoriser une plus grande biodiversité chez les espèces vivant moins longtemps, comme les plantes annuelles et les invertébrés (Connell, 1978). De même, il est possible que certaines espèces possèdent des capacités de variation génétique suffisantes pour s'adapter à ces oscillations climatiques soudaines. Par exemple, un changement périodique de la trajectoire des tempêtes dans l'hémisphère Nord peut expliquer en partie le cycle lynx-lièvre dans le Nord du Canada (Scott and Craine, 1993).

La paléo-climatologie est une science bien avancée au Canada, mais elle est isolée géographiquement. Il faudra mettre en oeuvre des programmes scientifiques nationaux améliorés et coordonnés, pour tirer profit des leçons du passé et les appliquer, lorsque c'est possible, aux effets des changements atmosphériques, actuels et futurs, sur la biodiversité. Dans le contexte de la dynamique de l'écosystème, il faudra évaluer les changements naturels par rapport aux atteintes anthropiques supplémentaires pour être en mesure de promouvoir une gestion d'adaptation prudente.

11.2.2 Climats actuels, incluant les UV-B

L'atmosphère est un système dynamique, en évolution constante. L'activité volcanique, les fluctuations de l'orbite autour du soleil et les variations de l'«effet de serre» naturel sont quelques-uns des facteurs qui ont causé des variations climatiques tout au long de l'histoire géologique de la Terre. Les caractéristiques climatiques des régions déterminent la nature des communautés biologiques qui les habitent (Larsen, 1971; Webb and Bartlein, 1992).

En plus de la valeur moyenne, les changements extrêmes causés par les variations naturelles dans les climats régionaux peuvent créer et maintenir la biodiversité (Huntley and Webb, 1989). Cette biodiversité peut être altérée sous l'effet de décalages spatiaux et temporels dans les conditions atmosphériques. Environnement Canada possède un réseau de stations climatologiques, de même que d'autres organismes qui collaborent pour fournir les données indispensables à la recherche et aux prévisions atmosphériques. Dans le passé, ce réseau a évolué pour s'adapter aux besoins de l'agriculture et de l'aviation et pour assurer la sécurité du public. Aujourd'hui, les besoins se sont élargis pour inclure les écosystèmes forestiers et marins ainsi que les terres humides et la région arctique du Canada; en outre, la modélisation n'est plus fondée sur les seules méthodes de corrélation spatiale, mais aussi sur les mécanismes écophysologiques. Le Groupe de travail sur les écorégions (1989) a cartographié et décrit les régions écoclimatiques du Canada. Mais, vu les progrès réalisés dans les domaines des algorithmes spatiaux et du système d'information géographique (SIG), il est regrettable que la cartographie bioclimatique de base du Canada en soit encore à ses premiers balbutiements (Whitewood and MacIver, 1991).

Beaucoup des relations scientifiques entre les caractéristiques atmosphériques et les communautés biologiques seront établies d'après la base actuelle de données instrumentales, remontant jusqu'en 1840 au Canada (Phillips, 1990; Gullett and Skinner, 1992). Les systèmes de surveillance météorologique et climatique, y compris les mesures par radar et satellite, représentent des ingrédients

fondamentaux du développement de techniques intégrées de recherches et de prévisions, et notamment d'indicateurs précoces pour les changements dans la biodiversité au Canada.

Les enregistrements climatologiques servent d'exemples graphiques pour illustrer la variabilité du climat canadien et la fragilité des écosystèmes. Par exemple, l'été de 1988 s'est révélé l'un des plus secs de l'histoire, particulièrement dans les prairies canadiennes (Wheaton and Arthur, 1989). Wittrock and Wheaton (1989) ont montré que les oiseaux aquatiques ont subi des pertes énormes dans les années 1980 en raison de la sécheresse. À l'île Banks, dans les Territoires du Nord-Ouest, Maarouf and Gunn (1991) ont établi une relation entre le taux de mortalité du caribou et l'accroissement des précipitations verglaçantes et de la hauteur de la couche de neige. L'étude de Peterson *et al.* (1983) mentionne de nombreuses publications qui signalent les effets de la variation climatique sur la biomasse dans la région forestière boréale. Les recherches physioclimatiques de MacIver (1989) montrent que la croissance des arbres est optimale lorsque la température et l'humidité sont bien équilibrées pour une espèce donnée. Un écart de l'un ou l'autre des deux paramètres entraîne une détérioration de la santé des arbres, accompagnée d'un ralentissement de la productivité. Cela pourrait signifier que tous les écosystèmes sont menacés, y compris les communautés montagnardes, insulaires, côtières, alpines et polaires, la végétation rémanente, et enfin les sites du patrimoine et les réserves naturelles.

Il faut mettre en place sans tarder des systèmes électroniques de surveillance bioclimatique, particulièrement à l'intérieur de tous les parcs, les réserves et les écorégions. Par exemple, la moitié de la superficie du Canada est couverte de forêts, et pourtant il n'existe à l'intérieur du réseau forestier que quelques stations de mesures apparées (climat-biologie) et à long terme permettant de déterminer sa capacité tampon et son pouvoir de récupération à l'égard du changement atmosphérique.

Les variations du rayonnement UV-B, dues aux changements dans l'ozone stratosphérique, influent directement sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes. On prévoit que tous les

secteurs de la communauté biologique au Canada seront touchés, avec des dommages particulièrement importants pour la production de soya, et une plus grande vulnérabilité des milieux suivants : populations humaines et animales; étangs peu profonds; terres humides; zones marines proches des côtes. Hader (1993) a indiqué que «la situation actuelle est que l'on possède de l'information sur certains habitats et écosystèmes sélectionnés, mais que l'on manque encore des données planétaires qui permettraient d'évaluer pleinement la menace que représente le rayonnement UV-B sur les écosystèmes aquatiques». «Les effets sur le phytoplancton marin se répercuteront sur toute la chaîne alimentaire, entraînant une baisse de la biomasse totale et réduisant le principal puits de CO₂ — notre traduction» (Tevini, 1993). Rares sont les forêts qui ont été vérifiées et on peut dire qu'il n'existe pratiquement pas d'études sur les conséquences de la baisse du rayonnement UV-B pour la biodiversité. «Si on veut déterminer les effets sur l'environnement canadien et évaluer les conséquences socio-économiques, il faudra mettre en oeuvre des activités intégrées de recherche et de surveillance, beaucoup plus importantes — notre traduction» (T. Brydges, Environnement Canada, comm. pers.).

11.2.3 Climats futurs

Le changement possible du climat planétaire représente une nouvelle menace pour la durabilité des communautés biologiques et met en péril les pratiques de gestion mises sur pied dans le cadre de la variabilité climatique historique et actuelle. L'étude des effets probables du changement climatique sur la biodiversité en est à ses débuts. Vu la sensibilité des plantes, des animaux et d'autres composantes de l'écosystème aux conditions climatiques, on considère que ces effets sont nombreux et graves. Contrairement à la plupart des autres effets, le recul de la biodiversité est irréversible. Ryan (1992) nous met en garde en précisant que «si on ne se préoccupe pas davantage du réchauffement de la planète — à la fois pour réduire au minimum sa portée et se préparer à son arrivée —, les efforts actuels visant à endiguer la perte de biodiversité pourraient être en grande partie perdus — notre traduction». Les concepts de préservation et d'utilisation de la

biodiversité doivent être revus dans le contexte des changements climatiques futurs (Pollard, 1990).

Dans le système de circulation à l'échelle planétaire, de grandes quantités de chaleur et d'humidité sont transportées vers le nord depuis les régions équatoriales, et vice versa. Cette interaction de masses d'air avec la topologie terrestre crée des mécanismes climatiques régionaux qui offrent une convergence particulière d'énergie et d'humidité pour soutenir l'activité biotique. Si le climat change lentement dans le temps et dans l'espace, alors les écosystèmes pourront s'adapter; mais, dans la réalité, avec l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre, la vitesse du changement dépassera leur capacité naturelle d'adaptation (section 11.3.2). Dans les cas où l'écosystème est soumis à de multiples agents d'agression, comme les précipitations acides, la pollution atmosphérique, la sécheresse et un rayonnement UV plus intense, il y aura probablement accélération du taux de dégradation, de déclin, et finalement d'extinction.

Beaucoup de chercheurs conviennent que l'effet d'un changement climatique sur la biodiversité sera très grave (Wilson, 1989; McNeely *et al.*, 1990; Schwartz, 1991; Ryan, 1992). «Ce que l'on pourrait dire de plus optimiste sur l'avenir des systèmes naturels sous un régime de réchauffement climatique est qu'il y aurait beaucoup de réarrangements — notre traduction» (Peters, 1988). Finnamore (1992) a écrit que «le nombre et l'abondance des espèces ainsi que la diversité biologique et la façon dont les individus des différentes espèces agissent les uns sur les autres pour former un écosystème représentent l'une des dynamiques naturelles les moins bien comprises — notre traduction». Il affirme également que «les effets les plus nets qui s'exerceront sur la biodiversité seront probablement attribuables au changement climatique; le réchauffement de la planète aura un effet de synergie, en activant les effets mentionnés ci-dessus (causes de perte de biodiversité) — notre traduction». Par exemple, les écosystèmes marins de l'Arctique sont menacés par une éventuelle fonte des glaces, par une possible élévation du niveau de la mer et par l'impact s'exerçant sur les communautés côtières.

On a mis au point un certain nombre de modèles de circulation générale (MCG) pour mieux comprendre la complexité du changement climatique. Le MCG élaboré au Centre climatologique canadien d'Environnement Canada (Boer *et al.*, 1992; McFarlane *et al.*, 1992) indique un réchauffement de 4-5 °C en été, et de 8-10 °C en hiver, pour l'ensemble du Canada. Les précipitations sont légèrement plus importantes sur l'Arctique canadien pendant les mois d'été et augmentent sensiblement sur la côte ouest en hiver. Par conséquent, on prévoit que l'évaporation va croître, entraînant d'importantes pertes d'humidité du sol dans la majeure partie des écosystèmes au Canada, et particulièrement dans les environnements constitués de prairies. Même s'il reste encore à prouver que les premiers signes du réchauffement de la planète sont d'origine humaine, la nature fragile de nombreux écosystèmes exige que l'on intervienne sans délai.

Des indications précoces des effets de futures variations climatiques sur les écosystèmes canadiens et, par conséquent, sur la biodiversité, sont présentées dans une série de rapports préparés par le Centre climatologique canadien. Dans une étude récente, Wheaton *et al.* (1992) examinent les effets du réchauffement planétaire et l'adaptation d'écosystèmes, comme les forêts, les terres humides et l'agriculture. D'après McAllister and Dalton (1992), le résultat global du réchauffement climatique serait un rétrécissement de l'habitat dans le sud et l'addition d'habitats dans le nord. Cependant, les effets de retard, la dynamique de l'écosystème, les réactions diverses et la capacité de migrer ou de s'adapter autrement au réchauffement de la planète détermineront à quel rythme et si oui ou non le nouvel habitat plus nordique convient aux nombreuses espèces végétales et animales relocalisées depuis le sud.

Deux importantes conclusions sont dignes de mention. La première est que la vitesse prévue du réchauffement planétaire sera assez rapide. Par exemple, d'après Wheaton *et al.* (1987), la limite méridionale du climat de forêt boréale dans le centre du Canada se déplacerait d'environ 470-920 km vers le nord sous l'effet des changements atmosphériques prévus. Sargent (1988) s'attend à des pertes nettes de 100 millions d'hectares, pour des pertes de 170 millions d'hectares dans le sud et des

gains de 70 millions d'hectares seulement dans le nord. Vu la grande rapidité prévue pour le changement, il y aura des répercussions très graves au niveau de l'adaptation ou de la non-adaptation. Deuxièmement, le réchauffement de la planète s'accompagnera vraisemblablement de changements, généralement des augmentations, de la fréquence de conditions extrêmes liées au climat, comme les incendies, les infestations d'insectes, les maladies, les sécheresses et les gels. Suffling (1990) a étudié les effets des incendies sur la diversité des paysages dans le nord-ouest de l'Ontario et en est arrivé à la conclusion que la fréquence des incendies augmentera fortement sous l'effet du changement climatique prévu. D'après Wotten and Flannigan (1992), la saison des incendies sera prolongée de 30 jours en raison des températures plus élevées sur l'ensemble du pays. Street (1989) a abouti à la même conclusion, en prévoyant une forme saisonnière «bimodale». Il faut mobiliser dès maintenant les capacités de gestion des incendies pour s'attaquer à ce problème (Stocks, 1993). On prévoit que ces derniers phénomènes et d'autres effets de synergie connexes seront plus importants qu'un changement de la température moyenne, quant à leurs effets combinés sur la diversité biologique.

En dépit des incertitudes inhérentes aux divers scénarios de modèle climatique, les scientifiques admettent généralement que l'on s'oriente vers un réchauffement de la planète. Cette conclusion justifiée à elle seule que soient élaborées les futures politiques de gestion. La capacité tampon et le pouvoir de récupération biologique d'un écosystème sont limités; les biologistes et les météorologistes doivent donc travailler ensemble à élaborer des politiques originales de protection et d'adaptation, qui aient une solide assise scientifique pour faire face au changement climatique. Un meilleur couplage des modèles atmosphériques, océanographiques et biologiques et l'accélération des travaux de surveillance terrestre et de modélisation sont essentiels pour la recherche à l'échelle de l'ensemble de l'écosystème.

11.3 Relations entre la chimie de l'atmosphère et la biodiversité

11.3.1 Gaz atmosphériques

Les effets écologiques de quantités de plus en plus grandes de gaz à effet de serre, comme le dioxyde de carbone et le méthane, de dépôts acides et d'autres polluants atmosphériques dépendront du degré de toxicité et du mode initial de dispersion de ces composés ainsi que de leur distribution ultérieure dans la biosphère (Weinstein and Birk, 1989). Chaque polluant pris isolément exercera un certain effet, auquel il faut ajouter éventuellement un effet de synergie dû aux interactions entre divers polluants (Wolfenden *et al.*, 1992). Les effets varieront en fonction des écosystèmes exposés, qui ont tous des caractéristiques biologiques, chimiques et physiques propres. Par exemple, ce qui arrive dans une région de forêt boréale sera tout à fait différent des effets observés dans la toundra ou les prairies canadiennes. Les types d'effets que la pollution atmosphérique peut avoir sur la biodiversité peuvent se classer en trois grandes catégories :

1. *Altération de la diversité génétique au sein des populations* : L'exposition aux polluants atmosphériques peut influencer directement sur le taux de survie des individus résidants, mais le plus souvent c'est sur le taux de reproduction qu'elle agit. Par conséquent, les pressions de sélection exercées par la pollution pourraient surpasser les pressions naturelles avec, comme possible conséquence, une perte dans la diversité génétique (Taylor and Pitelka, 1992). Le phénomène pourrait s'étendre, car les individus réagissent diversement selon la nature du composé chimique atmosphérique, et ce pour la plupart des paramètres de physiologie et de croissance, chez une vaste gamme de taxons (Bell *et al.*, 1991).
2. *Diminution de la capacité de reproduction d'une biocénose* : L'augmentation des concentrations de dioxyde de carbone et de gaz phytotoxiques, comme le dioxyde de soufre, les oxydes d'azote, l'ozone et le fluorure d'hydrogène, peut avoir des effets profonds sur les systèmes de reproduction des plantes supérieures. L'effet initial

s'exerce sur la fertilité de la plante pendant la pollinisation, particulièrement sur le pollen et les stigmates. Par exemple, la sensibilité du pollen à l'acidité a été évaluée expérimentalement au Canada pour une vaste gamme d'espèces de forêts du Nord. Beaucoup d'essences ont manifesté une inhibition importante à pH 3,0 et en-dessous (Cox, 1983). La sensibilité aux polluants atmosphériques est due au métabolisme relativement élevé du pollen germinateur et aux membranes poreuses présentes sur les stigmates (Cox, 1992). Les conséquences peuvent encore être plus graves pour les espèces à durée de vie plus longue, comme les arbres, qui sont exposées plus longtemps aux polluants atmosphériques. Des rapports font état de relations entre la pollution de l'air (dioxyde de soufre, ozone) et une diminution de la production de graines ou de la taille des cônes chez le pin ponderosa (*Pinus ponderosa*), le pin sylvestre (*P. sylvestris*), le pin argenté et le pin rouge (*P. resinosa*) (Smith, 1991).

3. *Diminution des cultures ou de la végétation naturelle et de la production animale* : Beaucoup de plantes subissent des pertes de biomasse ou de capacité photosynthétique lorsqu'elles sont exposées à des concentrations de plus en plus fortes de polluants atmosphériques, comme le dioxyde de soufre, les oxydes d'azote et l'ozone. L'exposition au dioxyde de soufre ou aux oxydes d'azote entraîne une diminution de la capacité de photosynthèse chez les plantes supérieures. Cette baisse est causée par les dommages foliaires, une réduction de la teneur des feuilles en agents nutritifs et la perte prématurée de celles-ci (Wolfenden *et al.*, 1992). De plus, on a constaté que les mélanges renfermant à la fois du dioxyde de soufre et du dioxyde d'azote étaient plus nocifs pour les plantes que chacun des gaz pris séparément (Ashenden and Mansfield, 1978). Les altérations dans les divers organes peuvent être dues en partie à une dysfonction du système vasculaire. Par exemple, Gould and Mansfield (1988) ont montré qu'il y avait diminution du transfert des assimilats des feuilles aux racines chez le blé d'hiver.

Des effets indirects peuvent se produire à toutes les échelles spatiales et temporelles ainsi qu'à d'autres niveaux de l'organisation biologique, des populations jusqu'aux écosystèmes. Les effets

indirects peuvent se manifester par des altérations dans les éléments suivants : accessibilité aux ressources; capacité de compétitivité, taux de dispersion et structure des communautés (Armentano and Bennett, 1992). Par exemple, dans les forêts, les dommages physiologiques aux arbres peuvent résulter d'une vulnérabilité plus grande aux attaques des insectes et des incendies, entraînant des changements dans la structure communautaire (Klein and Perkins, 1988).

11.3.2 Gaz à effet de serre

Le bilan thermique à l'intérieur de l'atmosphère est la différence entre le rayonnement incident et le rayonnement sortant. Sur son trajet de retour vers l'espace, le rayonnement infrarouge sortant est intercepté par les nuages et les gaz à effet de serre, comme le dioxyde de carbone, le méthane, l'oxyde nitreux et l'ozone. L'étroite relation qui existe entre le changement de température et deux gaz à effet de serre, le dioxyde de carbone et le méthane, est illustrée à la figure 11.1 (Hengeveld, 1991). Cette source de données climatiques historiques confirme la corrélation qui existe entre les concentrations croissantes de gaz à effet de serre et le changement de température, et met en lumière la présence de fortes concentrations de dioxyde de carbone dans l'atmosphère actuelle (1990), comparativement aux 160 000 dernières années. Les concentrations de dioxyde de carbone de l'atmosphère ont augmenté de 11 % dans les 30 dernières années, ce qui laisse supposer qu'au moins la moitié des émissions anthropiques demeure dans l'atmosphère. «En somme, le système naturel semble en mesure d'absorber une partie de l'intervention humaine, mais une partie seulement — notre traduction» (Hengeveld, 1991).

De nombreux écosystèmes, particulièrement forestiers et marins, ont la capacité de «piéger» le carbone (Grainger, 1990; Houghton, 1990). Les forêts tempérées et boréales du Canada sont généralement considérées comme des puits nets de carbone, qui peuvent, grâce au processus de photosynthèse, retirer le dioxyde de carbone de l'atmosphère. Porter (1993) a étudié les effets directs du dioxyde de carbone sur la biosphère et a abouti à la conclusion qu'une «concentration ambiante de CO₂ deux fois plus élevée n'entraîne qu'une légère

augmentation de la croissance, beaucoup plus faible en fait que ce qu'on pourrait prévoir en se fondant sur les mesures à court terme de la photosynthèse — notre traduction». Cependant, il y a un côté négatif à cela; si l'on tient compte des vitesses de décomposition, alors les données indiquent que la biosphère terrestre deviendra, au cours du réchauffement de la planète, une source de dioxyde de carbone atmosphérique. D'autres signes de l'effet direct du dioxyde de carbone laissent entrevoir une amélioration possible de la tolérance au stress hydrique et aux toxiques. D'un autre côté, les structures des communautés végétales pourraient changer par suite des différentes

réactions des diverses espèces au dioxyde de carbone.

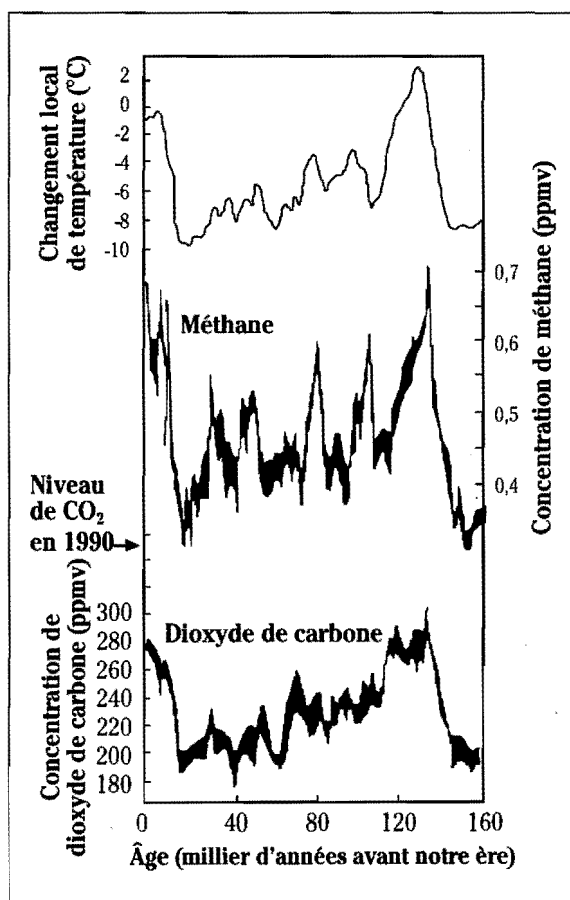
Les stratégies de gestion concernant la diversité biologique au Canada doivent tenir compte des effets à long terme des gaz à effet de serre et du rôle de soutien que les biocénoses et les pools génétiques sont appelés à jouer.

11.3.3 Ozone

L'ozone stratosphérique est un gaz essentiel, qui absorbe le rayonnement UV-B (question examinée précédemment) et protège nos ressources vivantes. Bien qu'elles en soient à leur tout début, les études scientifiques ont établi un lien entre l'appauvrissement en ozone et les réactions photochimiques produites par les chlorofluorocarbures (CFC) et les halons. La majeure partie de la recherche continue à porter sur l'atmosphère et, à l'exception des milieux marin et humain, seules quelques études font le lien avec la recherche en biologie. Cependant, on peut raisonnablement conclure que la succession des espèces, le recrutement, le remplacement, la distribution des classes d'âge et, éventuellement, la dynamique trophique pourraient être touchés (Voyteck, 1990). L'appauvrissement en ozone est, dans une large mesure, un problème planétaire, mais avec une cause bien circonscrite, qui a permis d'élaborer des ententes internationales (p. ex. le Protocole de Montréal) visant à éliminer les CFC. Cependant, dans le contexte de la diversité biologique et de la multiplicité des atteintes portées à l'écosystème, des recherches supplémentaires seront nécessaires pour évaluer les effets nets s'exerçant sur l'environnement.

Dans les couches inférieures de l'atmosphère, un examen des observations, limitées dans le temps et l'espace, laisse supposer que la capacité oxydante de la Terre — définie comme l'abondance à l'échelle planétaire de l'ozone troposphérique, des radicaux hydroxyles et du peroxyde d'hydrogène dans la troposphère — a sensiblement changé au cours des 200 à 300 années de l'ère industrielle. Assez de faits corroborent les observations d'une augmentation de l'ozone de la basse couche de l'atmosphère dans une grande partie de l'hémisphère Nord, plus précisément 0,1 à 0,3 % par année au

Figure 11.1
Relation entre le changement de température et les concentrations de méthane et de dioxyde de carbone dans l'atmosphère.



Source : Hengeveld (1991); adaptation de Intergovernmental Panel on Climate Change (1990)

cours du dernier siècle à certains endroits (Krupa and Kickert, 1989; Thompson, 1992). L'azote (oxydes d'azote) et les composés organiques volatils (COV) sont des émissions produites à l'échelle domestique, qui contribuent fortement aux effets de l'ozone troposphérique sur la santé humaine et animale, ainsi que sur la végétation. Sur des cultures de l'Est du Canada et de Colombie-Britannique, ainsi que dans des forêts de pin argenté, on a observé que l'ozone troposphérique et d'autres oxydants photochimiques (smog) causaient des dommages visibles et une diminution de la croissance (Linzon, 1967).

11.3.4 Pollution atmosphérique et précipitations acides

La pollution atmosphérique a le pouvoir d'altérer la biodiversité à tous les niveaux. Ses incidences, contrairement à ceux de la destruction de l'habitat, sont subtiles et il est difficile de les évaluer. Cependant, les analyses scientifiques ont montré que la pollution de l'air peut réduire la qualité et le rendement des récoltes, entraînant des pertes qui atteignent des milliards de dollars chaque année (Adams *et al.*, 1988). Par exemple, les métaux traces ont tendance à s'accumuler dans l'humus et la matière organique; ils peuvent diminuer la décomposition de la matière organique et réduire la croissance et la vigueur des plantes en perturbant l'absorption d'agents nutritifs par les racines. D'un autre côté, les composés azotés transportés par l'atmosphère peuvent agir comme engrais. Les conditions météorologiques dominantes et les propriétés physico-chimiques des contaminants détermineront les temps de séjour dans l'atmosphère et les vitesses de dépôt sur les récepteurs de l'écosystème : biocénoses, sol et eau (Barker and Tingey, 1992).

Les incidences de l'acidification anthropique et de la pollution atmosphérique régionale sur les écosystèmes ont été étudiées scientifiquement pendant plusieurs décennies (Rennie, 1989). Une forte acidification des lacs a d'abord été observée près des fonderies de métaux en Ontario, accompagnée d'effets sur l'écosystème, selon les observations de Schindler *et al.* (1985). Gorham (1989) ainsi que Millburn *et al.* (1990) ont présenté d'excellentes études sur les effets cumulatifs de

l'acidification par des sources naturelles et anthropiques. Les effets de la pollution atmosphérique, de l'acidification et le transfert de composés chimiques toxiques (chapitre 10) sur les eaux de surface et les écosystèmes terrestres continuent à être l'un des plus graves problèmes environnementaux auxquels est confronté le Canada. Il est à peu près certain que les activités intégrées de recherche doivent porter sur le cycle du soufre et de l'azote ainsi que sur le lessivage des métaux lourds au sein des communautés biologiques, particulièrement les systèmes terrestres.

Les faits montrent de façon convaincante que l'acidification a des effets nocifs sur de nombreux organismes aquatiques et qu'elle a fortement contribué au déclin de l'érable au Canada. De même, le brouillard acide semble être l'un des agents responsables de la détérioration du bouleau à papier (*Betula papyrifera*), au Nouveau-Brunswick (Millburn *et al.*, 1990).

On prévoit également que les émissions de dioxyde de soufre, d'oxydes d'azote et de COV augmenteront au cours du siècle à venir. L'information sur la charge critique sera essentielle pour la mise au point de programmes d'atténuation et d'élimination visant la conservation de la biodiversité. Cependant, d'après Millburn *et al.* (1990), «les techniques actuelles de décontamination visant à résoudre des problèmes particuliers sont généralement des mesures correctrices qui coûtent cher en énergie ou qui produisent d'autres polluants. Il faut mettre au point, expérimenter et déployer dans le futur des moyens pour la réduction des émissions, qui permettent de résoudre simultanément plus d'un problème environnemental et qui améliorent le rendement énergétique — notre traduction.»

11.3.5 Transport à longue distance

Le transport à longue distance de polluants atmosphériques acidifiants a été traité abondamment par des auteurs comme Hutchinson and Meena (1987), Martin (1986), ainsi que Millburn *et al.* (1990). Ces intenses activités de recherche sont en cours depuis plus d'une décennie et constituent un bon exemple de la mise en oeuvre de programmes à base scientifique conduisant à des ententes

internationales. Les nouvelles orientations devraient comporter la mise au point et l'évaluation de modèles atmosphériques et aquatiques ou terrestres, ainsi que le couplage de systèmes de surveillance biosphère-atmosphère. Tout aussi importants : les récents travaux de Sellers and Maarouf (1988) visant à caractériser les voies pathogènes associées à des systèmes météorologiques synoptiques.

Le transport à longue distance des polluants acides, de l'ozone, des polluants atmosphériques toxiques, du pollen, des insectes et d'autres vecteurs de maladies représente une menace directe pour la biodiversité au Canada et devra être examiné de plus près. Jusqu'ici, la majeure partie des recherches a été concentrée sur les conséquences de la pollution atmosphérique pour les ressources aquatiques et végétales, particulièrement les plantes cultivées et les espèces importantes sur le plan économique; en outre, il faudra insister davantage sur le côté scientifique pour l'ensemble de l'écosystème et les effets environnementaux nets sur la biodiversité.

11.4 Rétroaction sur la biodiversité

Dans les régions les plus froides du Canada, les organismes vivants établis depuis le dernier âge glaciaire n'ont formé que très lentement des systèmes interactifs. Par exemple, selon Svoboda and Henry (1987), les conditions limites pour la vie et la végétation très éparpillée empêchaient la formation de liens entre les espèces et, par conséquent, restreignaient l'établissement d'une relation de rétroaction complexe avec l'environnement.

Ailleurs, des mécanismes de rétroaction positive influant sur le climat de la planète semblent très étendus et sensibles à la température, à l'humidité et aux substances chimiques. Beaucoup de ces mécanismes seront modifiés par les structures et processus biologiques, ce qui aura comme effet de réduire la portée des perturbations atmosphériques. Par exemple, des changements dans la température de la planète pourraient entraîner les effets suivants : augmentation de la teneur en vapeur d'eau de l'atmosphère; respiration plus intense des plantes; diminution du dioxyde de car-

bone dissous dans les océans; accroissement de la quantité de méthane libérée par les terres humides (Barry and Chorley, 1992). Tous ces effets conduiront à leur tour à une augmentation des concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère et, par conséquent, au réchauffement de la planète. On ne sait pas très bien quel est l'effet d'une communauté biologique plus ou moins diversifiée sur l'atmosphère, mais il est clair qu'un changement se produira au niveau des cycles énergétiques, hydrologiques et chimiques, avec des répercussions directes sur, par exemple, l'albédo, la nébulosité et l'épaisseur de la couverture nivale. La hauteur de cette dernière détermine l'établissement et la persistance de l'épinette noire (*Picea mariana*), à la limite de la végétation arborescente (Arseneault and Payette, 1992). La perte de grandes épinettes noires causée par les incendies de brousse réduit l'indice de rugosité de la surface, ce qui donne davantage de poudrière et une accumulation totale de neige plus faible. Cela à son tour peut conduire à un taux de recrutement plus faible, à l'extension de la toundra de lichen, et à des accumulations de neige encore moindres.

Les rétroactions de la biodiversité sur le climat requièrent un système cybernétique intégré, où les rétroactions biologiques servent à contrôler les processus de forçage (Ulanowicz, 1986). Un exemple de rétroaction biologique sur le climat est le phénomène de désertification tel que décrit par Beran (1991). La diminution de l'évaporation déclenche une série de relations causales qui culminent en un changement de la circulation en altitude, introduisant de l'air encore plus sec dans la région, ce qui perpétue le cycle (Shukla *et al.*, 1990). De la même façon, la toundra boisée du Canada est extrêmement vulnérable au déboisement par les incendies de brousse. «Il est possible également que des réactions écologiques non linéaires, causées par les rétroactions entre la végétation, le pergélisol, les sols et le climat de la couche limite amplifient la vitesse du changement de la végétation et de l'écosystème lacustre une fois que les seuils critiques sont dépassés — notre traduction» (MacDonald *et al.*, 1993).

Le changement dans la diversité biologique peut avoir d'importantes répercussions sur les phénomènes atmosphériques et les conditions météorologiques au Canada. Pour une recherche

plus poussée, il faudra faire appel au couplage des systèmes de surveillance biologique et atmosphérique et à la dynamique de modélisation.

11.5 Adaptation et mauvaise adaptation

La biodiversité ne peut être protégée, conservée, ni utilisée et partagée équitablement et efficacement sans une évaluation des effets des variations atmosphériques et de l'adaptation à celles-ci. Par exemple, McAllister and Dalton (1992) ont examiné les possibilités d'adaptation à un réchauffement. «Un réchauffement graduel peut acclimater quelques individus ou tous les individus d'une espèce à supporter des températures plus élevées... Mais au delà d'une certaine vitesse de réchauffement et d'un seuil de température donné, une espèce sera incapable de s'acclimater. Il s'agit là d'une adaptation génétique. Mais même celle-ci a ses limites lorsque le réchauffement climatique est trop rapide... Si la tendance au réchauffement se poursuit à son rythme actuel, des milliers d'espèces risquent de disparaître — notre traduction.»

L'adaptation est un aspect critique du lien entre la biosphère et l'atmosphère. Jusqu'ici, l'adaptation est envisagée en termes très généraux, allant de l'adaptation biologique aux craintes concernant le changement atmosphérique et ses impacts. D'autres détails peuvent être obtenus dans le rapport d'un groupe d'étude sur l'adaptation climatique (Smit, 1993).

Cependant, on peut conclure ainsi : «avec un climat évoluant rapidement, il ne paraît pas exagéré de dire que pratiquement chaque habitat de la planète sera menacé. La plupart des espèces n'auront qu'un choix : l'adaptation ou la migration; beaucoup ne réussiront pas à faire la transition — notre traduction» (Ryan, 1992). L'aide de l'être humain et les orientations futures pour l'adaptation biologique sont des éléments très sensibles, en effet «la diversité biologique spécifique sera probablement perdue aux niveaux des processus de l'écosystème, de la structure des communautés et du regroupement des espèces, du fait que les écosystèmes ne pourront pas s'adapter ni migrer dans l'intervalle de temps imposé par les augmentations de température prévues et parce que de nombreux systèmes naturels sont déjà physiquement isolés

par le développement anthropique ou soumis à d'autres agressions — notre traduction» (Rose and Hurst, 1992). Par exemple, on prévoit un rythme tellement rapide pour le changement de température que, au Canada, des populations entières d'arbres seront incapables de s'adapter complètement aux conditions futures (p. ex. Fowler and Loo-Dinkins, 1991; Singh and Wheaton, 1991). Ainsi, nous devons peut-être nous «débattre» pour préserver l'industrie forestière.

La migration n'est peut-être pas toujours une option viable. Il n'y a pas de migration en masse des écosystèmes, mais plutôt une recherche de nouvelles possibilités de développement lorsque le paysage et l'atmosphère sont favorables à la germination et à la pollinisation. Étant donné les limitations que l'humanité a imposé à ce processus, les politiques de gestion doivent de plus en plus être orientées vers l'adaptation, avec des méthodes améliorées pour la détection précoce de toute adaptation déficiente. Les situations à éviter, décrites par McAllister and Dalton (1992), sont celles où certains environnements peuvent être perdus en totalité par suite du décalage des écoclimats et de la mise en place éventuelle de nouveaux régimes climatiques. Ces pertes peuvent affecter pratiquement tous les environnements au Canada, notamment les montagnes, la toundra, les lacs, la mer, etc. Par exemple, les parcs et les réserves, avec leurs espèces rares et leurs sites spéciaux, sont particulièrement vulnérables au changement climatique (Tangley, 1988); en effet, ces zones spéciales sont peut-être trop petites pour permettre une survie à long terme; les espèces migratrices des parcs peuvent se heurter à des barrières (tant humaines que naturelles); enfin, d'autres secteurs, comme l'agriculture, pourraient faire l'objet d'une priorité plus grande dans la démarche d'adaptation à un changement climatique. Peters and Darling (1985) ont indiqué que le changement climatique pourrait entraîner la disparition de certaines espèces des réserves, qui ne seraient pas remplacées par des espèces «nouvelles», parce que beaucoup de réserves sont des îlots d'habitat; beaucoup de biologistes pensent que la disparition en masse d'espèces est déjà en cours ailleurs.

Rose and Hurst (1992) ont classé les écosystèmes les plus menacés en trois catégories : première ligne, vulnérabilité élevée et haut risque. Plusieurs des écosystèmes du Canada tombent dans ces

catégories. L'écosystème marin arctique (et l'interface agriculture-prairies) se situe dans la catégorie première ligne, alors que la toundra et le pergélisol arctiques, les régions montagneuses, côtières et boréales ainsi que les forêts des régions tempérées se situent dans la catégorie des écosystèmes très vulnérables. Parmi les autres écosystèmes canadiens qui devraient être placés dans la catégorie de haut risque, on peut citer les prairies et les terres humides de l'intérieur, qui sont situées dans des endroits sur lesquels les récentes prévisions de changement climatique indiquent qu'il pèse certaines des pires menaces climatiques (Intergovernmental Panel on Climate Change, 1990).

La superficie des terres humides au Canada, tout comme le nombre d'oiseaux aquatiques qui y vivent, ont beaucoup diminué récemment, particulièrement lors des périodes de sécheresse des années 1980. Les études montrent que les écosystèmes de toundra pourraient être éliminés, à cause de la superficie restreinte en terres disponibles dans la région du Nord. Les systèmes montagneux sont eux aussi exposés au même rétrécissement. Edlund (1988) a signalé que les espèces arctiques tendent à être des concurrents médiocres; à mesure que les écosystèmes forestiers se déplacent vers le Nord en réaction au réchauffement de la planète, les écosystèmes arctiques pourraient passer de un tiers à un quart du territoire canadien. Cela aurait comme effet de réduire l'habitat du groupe particulier des espèces végétales et animales de l'Arctique, puisque la diversité diminue radicalement dans les zones bioclimatiques lorsque baissent les températures estivales. Les écosystèmes boréaux et tempérés se déplaceraient à des vitesses différentes en raison de facteurs interactifs complexes, comme les sols, la disponibilité d'agents nutritifs, les incendies, les infestations d'insectes et la compétition. En l'absence de perturbations accrues, les effets de retard de la végétation et, peut-être, des animaux diminueront la vitesse de réaction et accentueront l'impossibilité pour la flore et la faune de rester en équilibre avec le climat. L'écosystème des prairies au Canada est déjà fortement modifié et perturbé par les activités humaines, et il ne reste que peu de prairies naturelles. Les études montrent que l'éco-climat des prairies devrait s'étendre vers le Nord avec le changement climatique de la planète. La nature de la réaction dépendra de nombreux

facteurs interactifs, de leur synergie et des réponses relatives aux variations atmosphériques. Il est probable que, dans les prairies à herbes courtes, la partie la plus aride de la zone s'étendra plus loin et prendra la place des prairies mixtes et de la zone de fétuque ou parc. «Les conséquences du changement climatique pour l'être humain et les éléments biotiques dans un écosystème fragmenté, de valeur agricole réduite, pourraient être catastrophiques — notre traduction» (Finnamore, 1992).

Du point de vue des politiques, nous ne devons pas nous trouver dans une position où il nous faudra réagir à un changement climatique et, par conséquent, subir des pertes de la biodiversité; nous devons au contraire comprendre les conséquences du phénomène, nous y préparer et nous y adapter. Des stratégies fondées sur des bases scientifiques doivent être incorporées dans le processus décisionnel afin de promouvoir des niveaux acceptables de biodiversité et d'éviter une adaptation déficiente, particulièrement la menace d'une augmentation des extinctions. Il est clair que des politiques d'adaptation sont requises pour tous les niveaux de la biosphère canadienne. Les recherches et les prévisions dans le domaine bioclimatique en sont à leur tout début et ne disposent que de ressources limitées; elles devront être accélérées pour relever les défis d'adaptation, de protection et de conservation de la biodiversité au Canada.

11.6 Recherche

Le changement atmosphérique et l'humanité représentent les menaces les plus graves pour la diversité biologique et les ressources sur lesquelles repose notre société. Eu égard à ces menaces, nous proposons les recommandations suivantes dans le contexte d'un écosystème.

Il est nécessaire d'orienter les programmes de recherche plus directement sur l'écosystème dans son ensemble, en y incluant les évaluations des effets cumulatifs du changement atmosphérique sur la biodiversité :

- Accélérer de façon significative le développement des recherches sur l'adaptation, y compris la recherche sur les impacts et les «scénarios», à

tous les niveaux de la biosphère canadienne (section 11.5).

- Coordonner les programmes scientifiques nationaux qui lient les enseignements des paléoclimats au climat actuel et aux scénarios de changement atmosphérique futur (section 11.2.1).
- Établir des systèmes intégrés de surveillance bioclimatique (réseaux climat-biosphère) au Canada, particulièrement dans les environnements de parcs, de réserves et d'écorégions (section 11.2.2).
- Mettre au point des modèles atmosphérique et biologique, qui visent spécifiquement la biodiversité, y compris la vulnérabilité des espèces individuelles aux agressions, comme le rayonnement UV (sections 11.2.3 et 11.4).
- Améliorer le couplage des modèles atmosphérique, océanographique et biologique, et, en particulier, accélérer les recherches en modélisation et en surveillance terrestre (sections 11.2.3 et 11.4).
- Obtenir l'information sensible sur les charges pour la mise sur pied de programmes de réduction et d'élimination de la pollution atmosphérique (section 11.3).

11.7 Politiques

- Préparer des cadres de travail qui lient la Convention sur la diversité biologique à la Convention sur le changement climatique et à d'autres programmes sur le climat de la planète.
- Élargir les ententes sur la réduction des émissions pour y inclure les évaluations des effets cumulatifs et les indicateurs de mise en garde précoce des altérations possibles de la biodiversité.
- Mettre au point des programmes qui élargissent les observations bioclimatologiques faites à l'intérieur de certains parcs, réserves et écorégions urbaines (p. ex. Centres de science écologique) au Canada.
- Améliorer les réseaux de recherche multidisciplinaire pour la modélisation atmosphérique, océanographique et biologique, particulièrement au niveau des liens entre l'atmosphère et la biosphère, et de l'évaluation des orientations en matière d'adaptation.

Ouvrages cités

- Adams, R.A., J.D. Glycer, and B.A. McCarl. 1988. The NCLAN assessment. *In* Assessment of crop loss from air pollutants. Elsevier Applied Science, London, U.K.
- Anderson, P.M., P.J. Bartlein, L.B. Brubaker, K. Gajewski, and J.C. Ritchie. 1989. Modern analogues of late-Quaternary pollen spectra from the western interior of North America. *J. Biogeogr.* 16:573-596.
- Anderson, P.M., P.J. Bartlein, L.B. Gajewski, and J.C. Ritchie. 1991. Vegetation pollen climate relationships for the arctic-boreal region of North America and Greenland. *J. Biogeogr.* 18:565-581.
- Armentano, T.V. and J.P. Bennett. 1992. Air pollution effects on the diversity and structure of communities. Pages 159-176 *in* J.R. Barker and D.T. Tingey (eds.), Air pollution effects on biodiversity. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Arseneault, D. and S. Payette. 1992. A postfire shift from lichen-spruce to lichen-tundra vegetation at tree-line. *Ecology.* 73:1067-1081.
- Ashenden, T.W. and T.A. Mansfield. 1978. Extreme pollution sensitivity of grasses when SO₂ and NO₂ are present in the atmosphere together. *Nature (London)* 273:142-143.
- Barker, J.R. and D.T. Tingey. 1992. The effects of air pollution on biodiversity: a synopsis. Preface *In* J.R. Barker and D.T. Tingey (eds.), Air pollution effects on biodiversity. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Barry, R.G. and R.J. Chorley. 1992. Atmosphere, weather and climate. 6th ed. Routledge, New York.

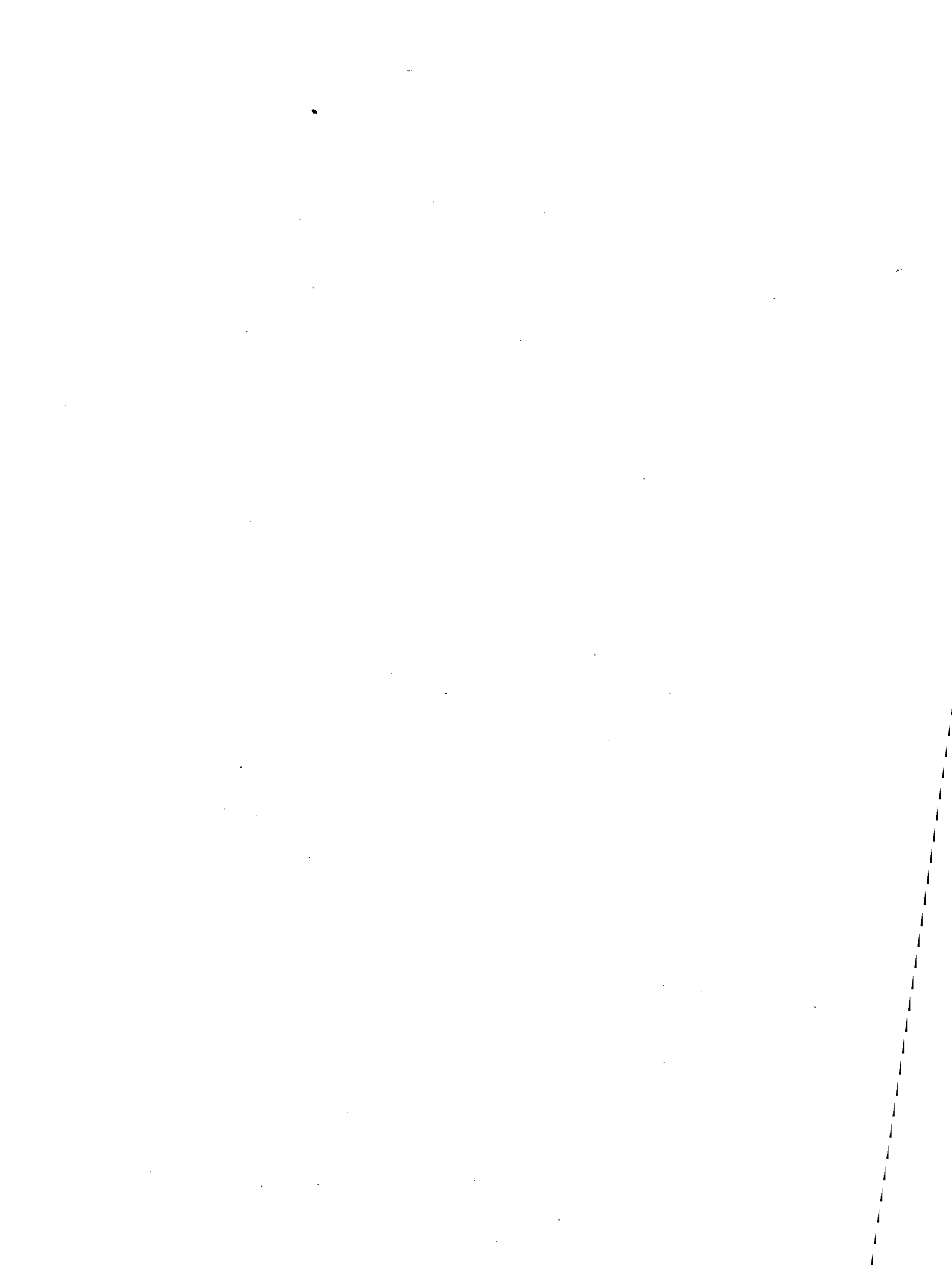
- Bell, J.N.B., M.R. Ashmore, and G.B. Wilson. 1991. Ecological genetics and chemical modifications of the atmosphere. Pages 33–59 in G.E. Taylor, L.F. Pitelka, and M.T. Clegg (eds.), *Ecological genetics and air pollution*. Springer-Verlag, New York.
- Bennett, K.D. 1990. Milankovitch cycles and their effects on species in ecological and evolutionary time. *Paleobiology* 16:11–21.
- Beran, M. 1991. The climate system and hydrological cycle. Pages 57–81 in R.W. Corell and P.A. Anderson (eds.), *Global environmental change*. Springer-Verlag, Berlin.
- Berger, W.H. and L.D. Labeyrie (eds.). 1987. *Abrupt climate change*. Reidel Publishing Co., Dordrecht, Netherlands.
- Boer, G.J., N. McFarlane, and M. Lazare. 1992. Greenhouse gas induced climate change simulations with the CCC second generation GCM. *J. Climate* 5(10):1045–1077.
- Bradshaw, A.D. and T. McNeilly. 1991. Evolutionary response to global climatic change. *Ann. Bot.* 67:5–14.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199:1302–1310.
- Cooperative Holocene Mapping Project (COHMAP) Members. 1988. Climatic changes of the last 18,000 years: observations and model simulations. *Science* 241:1043–1052.
- Cox, R.M. 1983. Sensitivity of forest plant reproduction to long range transported air pollutants: in vitro sensitivity of pollen to simulated acid rain. *New Phytol.* 95:269–276.
- Cox, R.M. 1992. Air pollution effects on plant reproductive processes and possible consequences to their population biology. Pages 10–27 in J.R. Barker and D.T. Tingey (eds.), *Air pollution effects on biodiversity*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Dansgaard, W., J.W.C. White, and S.J. Johnsen. 1989. The abrupt termination of the Younger Dryas climate event. *Nature (London)* 339:532–534.
- Dansgaard, W., S.J. Johnsen, H.B. Clausen, D. Dahl-Jensen, N.S. Gundestrup, C.U. Hammer, C.S. Hvidberg, J.P. Steffensen, A.E. Sveinbjornsdottir, J. Jouzel, and G. Bond. 1993. Evidence for general instability of past climate from a 250-kyr ice-core record. *Nature (London)* 364:218–220.
- Davis, O.K. 1989. The regionalization of climate change in western North America. Pages 617–636 in M. Leinen and M. Sarathin (eds.), *Paleoclimatology and paleometeorology: modern and past patterns of global atmospheric transport*. NATO ASI Series C: Vol. 282. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Dorale, J.A., L.A. Gonzalez, M.K. Reagan, D.A. Pickett, M.T. Murrell, and R.G. Baker. 1992. A high-resolution record of Holocene climate change in speleothem calcite from Cold Water Cave, northeast Iowa. *Science* 258:1626–1630.
- Edlund, S.A. 1988. Effects of climate change on diversity of vegetation in Arctic Canada. Pages 186–193 in *Proceedings of the First North American Conference on Preparing for Climate Change: A Cooperative Approach*. Government Institutes, Washington, D.C.
- Ehrlick, P.R. and A.H. Ehrlick. 1992. Our life-support systems. In P.R. Ehrlick and A.H. Ehrlick (eds.), *Healing the planet*. Addison-Wesley, Boston.
- Finnamore, A.T. 1992. Arid grasslands — Biodiversity, human society, and climate change. Second Palliser Triangle Global Change Conference, Regina. Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Flohn, H. 1987. Air–sea interaction processes as models for abrupt climatic changes. Pages 23–30 in W.H. Berger and L.D. Labeyrie (eds.), *Abrupt climate change*. Reidel Publishing Co., Dordrecht, Netherlands.
- Fowler, D.B. and J.A. Loo-Dinkins. 1991. Breeding strategies in a changing climate and implications for genetic diversity. Page 7 in S. Magnussen, G. Lavereau, and T. Boyle (eds.), *Proceedings of the Twenty-Third Meeting of the Tree Improvement Association — Maintaining Biodiversity “Should We Be Concerned?”* Forestry Canada, Ottawa.
- Fritts, H.C. 1991. *Reconstructing large-scale climatic patterns from tree-ring data: a diagnostic analysis*. University of Arizona Press, Tucson.
- Gorham, E. 1989. Scientific understanding of ecosystem acidification: a historical review. *Ambio* 18(3):150–154.
- Gould, R.P. and T.A. Mansfield. 1988. Effects of sulphur dioxide and nitrogen dioxide on growth and translocation of winter wheat. *J. Exp. Bot.* 39:389–399.
- Grainger, A. 1990. Modelling the impact of alternative afforestation strategies to reduce carbon dioxide emissions. In *Tropical forestry response options to global climate change*. Sao Paulo, Brazil.

- Greenland Ice-Core Project (GRIP) Members. 1993. Climate instability during the last interglacial period recorded in the GRIP ice core. *Nature* (London) 364:203–207.
- Groupe de travail sur les écorégions. 1989. Régions écoclimatiques du Canada : première approximation. Série de la classification écologique du territoire, n° 23, Environnement Canada, Ottawa.
- Gullett, D.W. and W.K. Skinner. 1992. The state of Canada's climate: temperature change in Canada 1895–1991. State of the Environment Report 92-2, Environment Canada, Ottawa.
- Hader, D.P. 1993. Effects of enhanced solar ultraviolet radiation on aquatic ecosystems. *In* UV-B radiation and ozone depletion. Lewis Publishers, London, U.K.
- Hengeveld, H., 1991. Understanding atmospheric change. State of the Environment Report 91-2, Environment Canada, Toronto.
- Houghton, R. 1990. Projections of future deforestation and reforestation in the tropics. *In* Tropical forestry response options to global climate change. Sao Paulo, Brazil.
- Huntley, B. 1991. How plants respond to climatic change: migration rates, individualism and the consequences for plant communities. *Ann. Bot.* 67:15–22.
- Huntley, B. and T. Webb. 1989. Migration: "species" response to climatic variations caused by variations in the earth's orbit. *J. Biogeogr.* 16:5–19.
- Hutchinson, T.C. and K. Meema (eds.). 1987. Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems. Proceedings of a NATO Advanced Research Workshop, Toronto.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. 1990. Climate change: the IPCC impacts assessment. Australian Government Publishing Service, Canberra.
- Johnson, E.A. and G.I. Fryer. 1989. Population dynamics in lodgepole pine – engelmann spruce forests. *Ecology* 70:1335–1345.
- Johnson, E.A. and C.P.S. Larsen. 1991. Climatically induced change in fire frequency in the southern Canadian Rockies. *Ecology* 72:194–201.
- Johnson, E.A., G.I. Fryer, and M.J. Heathcott. 1990. The influence of man and climate on the frequency of fire in the interior wet belt, British Columbia. *J. Ecol.* 78:403–412.
- Klein, R.M. and T.D. Perkins. 1988. Primary and secondary causes and consequences of contemporary forest decline. *Bot. Rev.* 54:1–43.
- Knox, J.C. 1993. Large increases in flood magnitude in response to modest changes in climate. *Nature* (London) 361:430–432.
- Krupa, S.V. and R.N. Kickert. 1989. The greenhouse effect: impacts of ultraviolet-B (UV-B) and radiation, carbon dioxide (CO₂), and ozone (O₃) on vegetation. *Environ. Pollut.* 61:263–293.
- Larsen, J.A. 1971. Vegetational relationships with air mass frequencies: boreal forest and tundra. *Arctic* 24:177–194.
- Linzon, S.N. 1967. Ozone damage and semi-mature tissue blight of eastern white pine. *Can. J. Bot.* 45:2047–2061.
- Liu, K.-B. 1990. Holocene paleoecology of the boreal forest and Great Lakes - St. Lawrence forest in northern Ontario. *Ecol. Monogr.* 60:179–212.
- Lovejoy, T.E. 1992. Preface. *In* Global warming and biological diversity. Yale University Press, New Haven, Conn.
- Maarouf, A.R. and A. Gunn. 1991. Severity of climate in the western Arctic Islands and its possible impact on caribou. *In* P. Scott (ed.), Proceedings of the Second Symposium on Circumpolar Ecosystems in Winter, Churchill, Manitoba.
- MacDonald, G.M. and J.C. Ritchie. 1986. Modern pollen spectra from the western interior of Canada and the interpretation of late Quaternary vegetation development. *New Phytol.* 103:245–268.
- MacDonald, G.M., T.W.D. Edward, K.A. Moser, R. Pienitz, and J.P. Smol. 1993. Rapid response of treeline vegetation and lakes to past climate warming. *Nature* (London) 361:243–246.
- MacIver, D.C. 1989. Protecting the health and productivity of the boreal estate. Pages 195–200 *in* D.C. MacIver, H. Auld, and B. Whitewood (eds.), Proceedings of the 10th Fire and Forest Meteorology Conference. Environment Canada, Toronto.

- Martin, H. (ed.). 1986. Acidic precipitation. Proceedings of the International Symposium on Acidic Precipitation, Muskoka, Ontario. Environment Canada.
- Mayewski, P.A., L.D. Meeker, S. Whitlow, M.S. Twicker, M.C. Morrison, R.B. Alley, P. Bloomfield, and K. Taylor. 1993. The atmosphere during the Younger Dryas. *Science* 261:195-197.
- McAlister, D.E. and K.W. Dalton. 1992. How global warming affects species survival. *Can. Biodiversity* 2(2):7-14.
- McFarlane, N., G. Boer, J.G. Blanchet, and M. Lazare. 1992. The CCC second generation GCM and its equilibrium climate. *J. Climate* 5(10):1013-1044.
- McNeely, J., K. Miller, W. Reid, R. Mittermeier, and T. Werner. 1990. Conserving the world's biological diversity. International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), World Resources Institute (WRI), Conservation Institute (CI), and World Wildlife Fund-US (WWF), World Bank, Gland, Switzerland, and Washington, D.C.
- Millburn, S., T. Brydges, S. Moore, and T. Turner. 1990. The 1990 Canadian long-range transport of air pollutants and acid deposition assessment report. Environment Canada, Toronto.
- Morner, N.-A. and W. Karlen (eds.). 1984. Climatic changes on a yearly to millennial basis. Reidel Publishing Co., Dordrecht, Netherlands.
- Neilson, R.P. 1987. Biotic regionalization and climatic controls in western North America. *Vegetatio* 70:135-147.
- Noss, R. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical model. *Conserv. Biol.* 4:355-364.
- Payette, S. and R. Gagnon. 1985. Late Holocene deforestation and tree regeneration in the forest-tundra of Quebec. *Nature (London)* 313:570-572.
- Payette, S., L. Filion, A. Delwaide, and C. Begin. 1989. Reconstruction of tree-line vegetation response to long-term climate change. *Nature (London)* 341:429-432.
- Peters, R.L. 1988. Effects of global warming on biological diversity: an overview. Pages 169-185 in Proceedings of the First North American Conference on Preparing for Climate Change: A Cooperative Approach. Government Institutes, Washington, D.C.
- Peters, R.L. and J.D.S. Darling. 1985. The greenhouse effect and nature reserves. *BioScience* 35:707-717.
- Peterson, E.B., M.M. Peterson, and K.D. Kabzems. 1983. Impact of climatic variation on biomass accumulation in the boreal forest zone: selected references. Environment Canada, Edmonton.
- Phillips, D.W. 1990. The climates of Canada. Environment Canada, Ottawa.
- Pollard, D.F.W. 1990. Canadian forests: a vulnerable resource with a global role. Pages 311-315 in G. Wall and M. Sanderson (eds.), Climate change: implications for water and ecological resources. University of Waterloo, Waterloo, Ontario.
- Porter, H. 1993. Interspecific variation in the growth response of plants to an elevated ambient CO₂ concentration. In CO₂ and biosphere. Kluwer Academic Publishers, London, U.K.
- Prentice, I.C., W. Cramer, S.P. Harrison, R. Leemans, R.A. Monserud, and A.M. Solomon. 1992. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *J. Biogeogr.* 19:117-134.
- Rennie, P.J. 1989. Air pollution: its implications for forest productivity. Pages 171-179 in D.C. MacIver, R.B. Street, and A. Auclair (eds.), Proceedings of climate applications in forest renewal and forest production. Forestry Canada, Ottawa.
- Ritchie, J.C. 1987. Postglacial vegetation of Canada. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Ritchie, J.C. and F.K. Hare. 1971. Late-Quaternary vegetation and climate near the arctic tree line of Northwestern North America. *Quat. Res.* 1:331-342.
- Ritchie, J.C. and G.M. Macdonald. 1986. The patterns of post-glacial spread of white spruce. *J. Biogeogr.* 13:527-540.
- Rose, C. and P. Hurst. 1992. Can nature survive global warming? World Wide Fund for Nature (WWF) Discussion Paper, Gland, Switzerland.
- Ryan, J.C. 1992. When nature loses its cool. *World Watch (September-October)*:10-16.
- Sargent, N.E. 1988. Redistribution of the Canadian boreal forest under a warmed climate. *Climatol. Bull.* 22(3):23-34.

- Schindler, D.W., K.H. Mills, D.F. Molley, D.L. Findlay, J.A. Shearer, I.J. Davies, M.A. Turner, G.A. Lindsey, and D.R. Cruikshank. 1985. Long-term ecosystem stress: effects of years of experimental acidification on a small lake. *Science* 228:1395-1401.
- Schwartz, M.D. 1991. An integrated approach to air mass circulation in the northern United States. *Prof. Geogr.* 43(1):77-91.
- Scott, P.A. and I.T. Craine. 1993. The lynx cycle: a climatic perspective. *Climate Res.* 2:235-240.
- Sellers, R.F. and A.R. Maarouf. 1988. Impact of climate on western equine encephalitis in Manitoba, Minnesota and North Dakota, 1980-1983. *Epidemiol. Infect.* 101:511-535.
- Shukla, J., C. Nobre, and P. Sellers. 1990. Amazon deforestation and climate change. *Science* 247:1322-1325.
- Signor, P.W. 1990. The geologic history of diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 21:509-539.
- Singh, T. and E.E. Wheaton. 1991. Boreal forest sensitivity to global warming: implications for forest management in western interior Canada. *For. Chron.* 67(4):342-348.
- Smit, B. (ed.). 1993. Adaptation to climate variability and change. Task Force Report on Climate Adaptation, University of Waterloo, Waterloo, Ontario.
- Smith, W.H. 1991. Air pollution and forests: interactions between air contaminants and forest ecosystems. Springer-Verlag, New York.
- Solbrig, O.T. 1991a. The origin and function of biodiversity. *Environment* (June):17-38.
- Solbrig, O.T. 1991b. Ecosystems and global environmental change. Pages 97-108 in R.W. Corell and P.A. Anderson (eds.), *Global environmental change*. Springer-Verlag, Berlin.
- Stocks, B.J. 1993. Global warming and forest fires in Canada. *For. Chron.* 69(3):290-293.
- Street, R.B. 1989. Climate change and forest fires in Ontario. Pages 177-183 in D.C. MacIver, H. Auld, and B. Whitewood (eds.), *Proceedings of the 10th Conference on Fire and Forest Meteorology*. Environment Canada, Toronto.
- Suffling, R. 1990. Wildland fire management and landscape diversity in the boreal forest of northwestern Ontario during an era of climate warming. *In Fire and the environment: ecological and cultural perspectives*, Tennessee. U.S. Geol. Surv. Gen. Tech. Rep. SE-69.
- Svoboda, J. and G.H.R. Henry. 1987. Succession in marginal arctic environments. *Arctic Alpine Res.* 19:373-384.
- Tangley, L. 1988. Preparing for climate change. *BioScience* 38(1):14-18.
- Taylor, G.E. and L.F. Pitelka. 1992. Genetic diversity of plant populations and the role of air pollution. Pages 10-27 in J.R. Barker and D.T. Tingey (eds.), *Air pollution effects on biodiversity*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Taylor, K.C., G.W. Lamorey, G.A. Doyle, R.B. Alley, P.M. Grootes, P.A. Mayewski, J.W.C. White, and L.K. Barlow. 1993. The "flickering switch" of late Pleistocene climate change. *Nature (London)* 361:432-436.
- Tevini, M. 1993. UV-B radiation and ozone depletion. Lewis Publishers, London, U.K.
- Thompson, A.M. 1992. The oxidizing capacity of the earth's atmosphere: probable past and future changes. *Science* 256:1157-1165.
- Ulanowicz, R.E. 1986. Growth and development: ecosystems phenomenology. Springer-Verlag, New York.
- Voyteck, M.A. 1990. Addressing the biological effects of decreased ozone on the antarctic environment. *Ambio* 19(2):52-61.
- Webb, T. and P.J. Bartlein. 1992. Global changes during the last 3 million years: climatic controls and biotic responses. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23:141-173.
- Wein, R.W. and D.A. MacLean. 1983. The role of fire in northern circumpolar ecosystems. John Wiley & Sons, New York.
- Weinstein, D.A. and E.M. Birk. 1989. The effects of chemicals on the structure of terrestrial ecosystems: mechanisms and patterns of change. *In* S.A. Levin, M.A. Harwell, J.R. Kelly, and K.D. Kimball (eds.), *Ecotoxicology: problems and approaches*. Springer-Verlag, New York.
- Wheaton, E.E. and L.M. Arthur. 1989. Environmental and economic impacts of the 1988 drought — with emphasis on Saskatchewan and Manitoba. Vol. 1. Sask. Res. Council E-2330-4-E-89, Saskatoon.
- Wheaton, E.E., T. Singh, R. Dempster, K.O. Higginbotham, J.P. Thorpe, G.C. van Kooten, and J.S. Taylor. 1987. An exploration and assessment of the implications of climatic change for the boreal forest and forestry economics of the Prairie provinces and Northwest Territories. Sask. Res. Council E-906-36-B-87, Saskatoon.

- Wheaton, E.E., V. Wittrock, and G.D.V. Williams. 1992. Saskatchewan in a warmer world: preparing for the future. Sask. Res. Council E-2900-17-E-92, Saskatoon.
- Whitewood, B. and D.C. MacIver. 1991. GIS-generated climate atlas for Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources, Sault Ste. Marie, Ontario.
- Wilson, E.O. 1989. Threats to biodiversity. *Sci. Am.* 261(3):108–116.
- Wilson, E.O. 1992. *The diversity of life*. Belknap Press, Harvard University, Cambridge, Mass.
- Wittrock, V. and E.E. Wheaton. 1989. Impact of the 1988 drought on migratory birds, Saskatchewan and Manitoba. Pages 179-200 in E.E. Wheaton and L.M. Arthur (eds.), *Environmental and economic impacts of the 1988 drought – with emphasis on Saskatchewan and Manitoba*. Vol. 1. Sask. Res. Council E-2330-4-E-89, Saskatoon.
- Wolfenden, J., J.P.A. Wookey, P.W. Lucas, and T.A. Mansfield. 1992. Action of pollutants individually and in combination. Pages 72–92 in J.R. Barker and D.T. Tingey (eds.), *Air pollution effects on biodiversity*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Woodcock, D.W. 1992. Climate reconstruction based on biological indicators. *Q. Rev. Biol.* 67:457–477.
- Wotton, B.M. and M.D. Fannigan. 1992. Length of the fire season in a changing climate. *For. Chron.* 69(3):187–192.



Douzième chapitre

Caractère adéquat du réseau canadien d'aires protégées

William Stephenson

Parcs Canada — Ontario, Patrimoine Canada

Résumé	225
12.1 Introduction	226
12.2 Rôle des aires protégées dans la conservation de la biodiversité	226
12.2.1 Conservation <i>in situ</i>	226
12.2.2 Notion d'aire protégée	227
12.2.3 Mosaïque de l'utilisation des terres	228
12.2.4 Rôle de l'objectif des «12 %»	229
12.3 État des aires protégées	230
12.3.1 Sélection	230
12.3.1.1 Représentation	230
12.3.1.2 Hiérarchie des éco-unités	232
12.3.1.3 Niveau de protection	233
12.3.2 Gestion	234
12.3.2.1 Viabilité du réseau d'aires protégées	234
12.3.2.2 Intégrité (ou santé) écologique	235
12.3.2.3 Gestion des aires centrales	235
12.4 Caractère adéquat des aires protégées	236
12.4.1 Gestion	236
12.4.1.1 Inventaire	237
12.4.1.2 Gestion des espèces et des écosystèmes	238
12.4.1.3 Surveillance continue	239
12.4.2 Intégration à l'aménagement régional des sols	240
12.4.2.1 Compatibilité des utilisations actuelles des terres	240
12.4.2.2 Connectivité	241
12.4.2.3 Réseaux	242

12.5	Recommandations	242
12.5.1	Conception	243
12.5.2	Science.....	243
12.5.3	Application	244
12.5.4	Rapports avec Environnement Canada et Parcs Canada	245
	Ouvrages cités	246
Tableau 12.1	Classement des aires protégées aux fins de la gestion	227
Tableau 12.2A	Résumé général, état actuel des aires protégées au Canada : sélection.....	231
Tableau 12.2B	Résumé général, état actuel des aires protégées au Canada : gestion	231

Résumé

Des aires protégées de qualité et à l'abri de tout risque de perturbation doivent être au centre d'un réseau hiérarchisé comprenant des aires naturelles satellites, des aires de transition et des utilisations compatibles des terres (et des eaux) avoisinantes. Ce réseau serait conçu dans le cadre d'une mosaïque planifiée d'utilisation des terres et assurerait, avec l'apport des terres consacrées à l'agriculture, à la foresterie et aux établissements humains, la conservation *in situ* de la biodiversité. Les aires protégées de superficie appropriée abritent généralement des espèces très dispersées, sensibles ou rares, des processus naturels d'envergure et des écosystèmes plus complets et moins perturbés qu'ailleurs. Elles servent de tremplin au changement, de sites repères pour les « expériences » en matière d'utilisation des terres dans leur région, et de bassins futurs dans lesquels on pourra puiser des ressources naturelles. Sous forme de parcs, elles sont également associées à toute une gamme de bienfaits d'ordre spirituel, éducatif, expérimental et économique.

Ce chapitre résume l'état du réseau canadien actuel des aires protégées sur le plan de la sélection (représentation, hiérarchie spatiale, niveau de protection) et de la gestion (viabilité du réseau, intégrité écologique et aires centrales). Il fait également l'évaluation de son caractère adéquat en ce qui a trait à la gestion (inventaire, espèces et écosystèmes, surveillance) et à l'intégration à l'occupation régionale des sols (compatibilité des utilisations actuelles, connectivité, réseaux). L'évaluation porte sur le recours aux sciences en vue d'améliorer les aires protégées du Canada individuellement et dans le cadre du réseau.

Malgré les nombreuses initiatives positives entreprises, il manque dans l'ensemble une planification cohérente qui découlerait des buts communs ainsi que de l'établissement d'objectifs et de normes. On note également l'absence d'une intégration spatiale basée principalement sur la science des écosystèmes, l'écologie du paysage et la biologie de la conservation. Des mécanismes institutionnels solides visant à coordonner la planification et à superviser une telle approche scientifique sont absents. Au niveau du site individuel, on trouve

une multitude d'initiatives contributives allant de la gestion des espèces à la gestion de tout l'écosystème régional. Des sciences pointues, appliquées à la gestion des écosystèmes et à la prise de décision en matière d'utilisation des terres, constituent un besoin important et immédiat. L'information de base en matière d'inventaire, la surveillance systématique, la biologie de la conservation, la génétique des populations et le rôle de l'écologie de restauration offrent les meilleures possibilités de contribution à la conservation de la biodiversité au niveau du site. La plupart de ces sciences étant des sciences appliquées, elles ne font pas souvent l'objet de publications, et des mécanismes institutionnels doivent également faciliter les communications entre les praticiens et avec la société en général.

Les mécanismes institutionnels doivent s'articuler autour d'un regroupement multisectoriel d'intervenants bénéficiant d'un soutien approprié, indépendant et orienté vers les sciences afin de permettre d'atteindre les objectifs suivants : coordonner l'élaboration du système, la planification de la conservation, l'établissement des priorités scientifiques et le contrôle de la qualité, favoriser les communications, jouer un rôle de promotion auprès des Canadiens et exercer le suivi des réalisations. Ce regroupement permettrait de faire la synthèse de toutes les initiatives en cours et nécessaires dans l'avenir pour optimiser le rôle des aires protégées comme principal élément de la conservation *in situ* de la biodiversité.

Des recommandations plus spécifiques en matière de recherche se trouvent à la fin du chapitre. D'une façon générale, un réseau bien conçu et bien géré d'aires protégées, comprenant des aires de transition et des zones tampons, fait partie des exigences minimales de la conservation de la biodiversité dans une société durable. La recherche devrait déterminer l'efficacité du réseau actuel et les moyens de l'améliorer; lorsque les améliorations nécessaires auront été apportées, la surveillance devrait être entreprise afin de permettre d'en améliorer la gestion.

12.1 Introduction

Des aires protégées de qualité et à l'abri de tout risque de perturbation doivent être au centre d'un réseau hiérarchisé comprenant des aires naturelles satellites, des aires de transition et des utilisations compatibles des terres (et des eaux) avoisinantes. Ce réseau serait conçu dans le cadre d'une mosaïque planifiée d'utilisation des terres et assurerait, avec l'apport des terres consacrées à l'agriculture, à la foresterie et aux établissements humains, la conservation *in situ* de la biodiversité. Les aires protégées de superficie appropriée abritent généralement des espèces très dispersées, sensibles ou rares, des processus naturels d'envergure et des écosystèmes plus complets et moins perturbés qu'ailleurs. Elles servent de tremplin au changement, de sites repères pour les «expériences» en matière d'aménagement du territoire dans leur région et de bassins futurs dans lesquels on pourra puiser des ressources naturelles. Sous forme de parcs, elles sont également associées à toute une gamme de bienfaits d'ordre spirituel, éducatif, expérimental et économique.

12.2 Rôle des aires protégées dans la conservation de la biodiversité

Les modèles de conservation de la biodiversité prévoient toute la gamme des utilisations humaines, de la manipulation génétique à la protection de vastes superficies où l'intervention humaine est minimale en passant par l'agriculture ou la foresterie classique. Le but de ces aires protégées est de permettre aux forces naturelles d'orienter les processus écologiques, comme, à court terme, la compétition ou la succession et, à long terme, l'évolution, de façon à produire le moins d'impacts possible provenant des utilisations humaines et à protéger les sources créatives de la biodiversité. Cependant, il y a peu d'aires protégées ou de réseaux existants suffisamment importants pour permettre l'évolution d'espèces de grande taille, dont les carnivores.

Les premières aires protégées, comme le parc national Banff, et à un degré moindre, le parc Yellowstone, ont été établies à des fins utilitaires et l'accent y a été mis sur le tourisme, situation

encore manifeste dans l'exploitation commerciale d'aujourd'hui. L'idée a évolué jusqu'à ce que les aires protégées fassent partie des stratégies nationales et mondiales en matière de conservation au cours des congrès mondiaux de 1982 et de 1992 sur les parcs nationaux.

L'acceptation de ce rôle est en quelque sorte autant une position de principe qu'une hypothèse scientifiquement vérifiable. L'idée selon laquelle les aires protégées font partie de la solution de la conservation de la biodiversité est démontrée par la Convention sur la diversité biologique, la Stratégie de conservation de la biodiversité et la série de documents intitulée Sauver la planète préparés par l'Union mondiale pour la nature (anciennement l'Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources) et le Programme des Nations Unies pour l'environnement (UICN)/PNUE, sur le plan international, et par le Plan vert, au Canada. On pourrait illustrer parfaitement cette idée en rappelant la phrase célèbre adaptée de Léopold (1949) : «Le secret d'un bon bricolage consiste à réutiliser toutes les pièces.» Néanmoins, la contribution réelle, sur les plans tant quantitatif que qualitatif, des aires protégées existantes ou possibles à la conservation de la biodiversité est actuellement très mal comprise.

12.2.1 Conservation *in situ*

La conservation de la biodiversité en milieu naturel se fait *in situ*, soit «sur place». La plupart des fonctions utilitaires d'un écosystème (comme l'approvisionnement en eau) et des populations viables d'espèces communes manifestant une grande capacité d'adaptation (comme le renard, le Merle d'Amérique, le peuplier) peuvent être maintenues dans un espace donné en même temps que certaines formes d'agriculture, de foresterie ou de loisirs intensifs (Jordan *et al.*, 1987). Cependant, les capacités d'adaptation et d'évolution de ces écosystèmes ont été altérées de façon souvent indéfinie, généralement à cause de systèmes de gestion trop simplifiés, conçus pour optimiser la production de certaines denrées. Les populations viables de certaines espèces, caractérisées par exemple par de faibles densités et des besoins nombreux, parfois particuliers en matière d'habitat, ou une grande sensibilité, doivent disposer de

Tableau 12.1

Classement des aires protégées aux fins de la gestion

Catégorie	Description
I	Réserves naturelles intégrales/aires de nature sauvage, gérées principalement à des fins scientifiques ou de protection de la nature
II	Parcs nationaux gérés principalement pour la conservation des écosystèmes et des loisirs
III	Monuments naturels gérés principalement pour la conservation de caractéristiques naturelles précises
IV	Aires d'aménagement des habitats/espèces sauvages gérées principalement aux fins de la conservation et où il y a intervention de gestion
V	Paysages terrestres/marins protégés gérés principalement pour la conservation et les loisirs
VI	Zones de protection de ressources gérées principalement pour l'utilisation durable des écosystèmes naturels

Source : IUCN (1990)

grandes superficies de terrains non perturbés. La création de grandes aires protégées et de réseaux correspondants constitue le seul moyen de conserver avec succès ces espèces souvent désirables. Autre point plus important, la grande majorité des espèces qui forment la biodiversité sont des invertébrés et des microbes qui, étant presque inconnus, sont généralement laissés pour compte dans les paysages anthropisés. La découverte récente de la taille et de la longévité des mycorhizes et de leur contribution essentielle à la viabilité des forêts démontre pourtant l'importance de ces espèces (McAllister, 1993).

Simultanément aux terres adjacentes où il existe des pratiques de gestion respectueuses de l'écologie, les aires protégées assurent la conservation in situ d'écosystèmes entiers. Elles constituent également une mesure de référence pour déterminer les effets des décisions en matière d'utilisation des terres pour des terres semblables non protégées. Le rapport «Une vision des aires protégées pour le Canada» (Conseil consultatif canadien de l'environnement, 1991) explique clairement le rapport entre la gestion des aires protégées et les terres avoisinantes.

12.2.2 Notion d'aire protégée

L'aire centrale idéale devrait être relativement grande afin d'assurer le maintien de populations viables, être très peu touchée par les activités humaines et être désignée en vertu d'une législation qui respecte les normes de l'IUCN pour la catégorie I, Réserves intégrales, ou la catégorie II, Parcs nationaux (IUCN, 1990) (voir tableau 12.1). L'activité humaine devrait être limitée à des activités de recherche non dommageables, la pratique de loisirs non intensifs, des activités d'éducation et des programmes de prélèvement réalisés selon le mode traditionnel ou de façon respectueuse de l'environnement par opposition à l'exploitation commerciale ou sportive.

D'autres désignations d'utilisation des terres peuvent correspondre à des aires protégées de fait ou constituer des zones adjacentes complémentaires sous forme de zones tampons ou d'aires de transition. Ces zones sont donc d'une importance vitale et sont incluses dans la classification des aires protégées de l'IUCN. Dans l'ensemble, elles font partie du réseau intégré au reste de la mosaïque de l'utilisation des terres. Plusieurs documents résument les différents rôles joués par chaque catégorie d'aires protégées et la façon dont elles doivent être considérées ensemble (p. ex., Conseil consultatif canadien de l'environnement, 1991).

À l'exception de quelques aires protégées très vastes, il est nécessaire de compenser les effets de l'isolement (MacArthur and Wilson, 1967) créés par les changements apportés aux écosystèmes avoisnants. À cette fin, on préserve les aires protégées sous forme d'îlots centraux entourés de zones tampons où les utilisations compatibles des territoires croissent en intensité avec l'éloignement. Cette idée est largement acceptée dans le cadre de la notion d'aire protégée centrale (Shafer, 1990). Cependant, la plupart des aires protégées actuelles au Canada ne sont pas entourées de zones tampons; leurs limites et les processus écologiques qui, eux, transgressent ces limites, subissent aussi des impacts. Le parc national de la Pointe-Pelée en est un cas-limite où le drainage agricole a entraîné la perte de 97 % des terres humides de la région. Le Programme sur l'homme et la biosphère (MAB) élabore toute une gamme d'utilisations et d'activités humaines, pouvant être entreprises conjointement dans les régions entourant des aires protégées centrales comme base d'un aménagement du territoire plus équilibré (UNESCO, 1988; Robertson-Vernes, 1992).

12.2.3 Mosaïque de l'utilisation des terres

Les aires protégées centrales devraient servir de pôles primaires de conservation dans les mosaïques régionales d'utilisation des terres, qui sont actuellement, dans la plupart des cas, le résultat de considérations opportunistes ou de l'activité humaine historique. Des habitats peuvent être compromis à l'intérieur d'une aire protégée; la perte, le morcellement et les obstacles peuvent rendre les zones tampons et limitrophes pratiquement inexistantes (Schonewald-Cox and Bayless, 1986; Schonewald-Cox *et al.*, 1992). Les seules possibilités qui restent peuvent être optimisées par une nouvelle désignation des utilisations, les zones dégradées peuvent être restaurées et les utilisateurs peuvent être informés des valeurs en jeu. Ainsi, l'organisme américain The Nature Conservancy, la ville de Seattle et des intérêts locaux ont acheté des terres, changé l'ampleur de l'aménagement admissible et restauré les habitats pour protéger les rares terres humides situées dans les limites de la ville; des exemples semblables sont maintenant chose fréquente (Bowman, 1993).

Néanmoins, une coopération sociale efficace visant à atteindre même le simple modèle d'aire protégée centrale à zonation concentrique adopté en vertu du programme MAB est difficile, et les résultats sont souvent faussés. Ce mécanisme est si complexe qu'il nécessite une importante coopération entre les pouvoirs publics et la multitude de propriétaires privés et entre les intérêts concurrentiels. Le parc national du Mont-Riding, entouré d'une zone d'agriculture intense, dont la configuration se distingue par ailleurs par sa forme en pistolet, a été photographié par images-satellite. Ces images ont facilité la création d'une réserve de la biosphère comprenant 14 «townships» pour aider à atténuer les impacts de l'agriculture sur l'aire protégée. Les aires protégées centrales doivent également être reliées les unes aux autres à l'intérieur de la mosaïque de l'utilisation des terres aux fins de la répartition des espèces et de la conservation de la diversité génétique (Noss, 1988). Les crêtes ou les vallées de rivière permettent quelquefois ces connexions, mais la plupart du temps, il faut concevoir des corridors dont le but doit être intégré à une utilisation acceptable des territoires. La Commission Sewell de l'Ontario propose la protection de ces types d'entités dans le cadre d'une planification basée sur les bassins hydrographiques. Ces idées seraient incorporées dans une loi modifiée sur l'aménagement du territoire de l'Ontario et contribueraient de façon importante au développement durable dans la partie sud de la province (Sewell *et al.*, 1993).

Il faudra apporter d'importants changements à l'utilisation des terres si nous voulons mettre en place cet ingrédient essentiel à l'écodéveloppement. Une nouvelle désignation de l'utilisation des terres est une activité permanente qui devra être complétée par une gestion spécifique, particulièrement pour la régénération et la mise en valeur de terres abandonnées et l'atténuation des impacts de l'activité humaine à l'intérieur et à l'extérieur des aires protégées.

La clé de la réussite est l'appui des collectivités locales situées en périphérie des aires protégées et entre celles-ci pour l'adoption de mesures de conservation dont l'utilité dans le maintien des avantages économiques, des structures sociales et du contrôle politique local peut être démontrée. Le but visé par tous ces efforts doit être un réseau qui

reflète les besoins scientifiques et sociaux des collectivités, et qui s'intègre à l'ensemble de la hiérarchie spatiale.

12.2.4 Rôle de l'objectif des «12 %»

Les milieux universitaires et le regroupement des organismes non gouvernementaux voués à la protection de l'environnement appuient l'idée selon laquelle environ 12 % de la superficie des terres et des eaux de la Planète devrait être désignée catégorie I ou II de l'UICN, ou aire protégée centrale. Le Plan vert stipule, quant à lui, que «le Canada se donne pour objectif, à long terme, de mettre en réserve, dans des aires protégées, 12 % de la superficie du pays» (Gouvernement du Canada, 1990). Cet engagement a été réitéré lors de la réunion des Trois Conseils, le 25 novembre 1992. Au niveau fédéral et au niveau provincial, cette décision a été interprétée comme signifiant toutes les classes d'aires protégées et non pas seulement les catégories I ou II de l'UICN. Cette mise en réserve devrait se faire par étapes, et lorsque le pourcentage minimal sera atteint, d'autres efforts seront nécessaires pour accroître le nombre d'aires protégées de catégories I ou II de l'UICN.

La protection d'un échantillon scientifiquement déterminé de toute la gamme des écosystèmes qui se trouvent au Canada constituerait une contribution importante à la conservation *in situ* des populations viables des différentes espèces et des écosystèmes fonctionnels plus complets. La tentation sera évidemment forte de désigner de très vastes zones nordiques ou de jouer avec les chiffres pour respecter simplement le pourcentage prévu. En fait, la mise en oeuvre des programmes semblables élaborés il y a dix ou vingt ans par la plupart des instances canadiennes vient tout juste de commencer.

Il convient de remarquer que l'objectif des «12 %» est un objectif très prudent élaboré à partir d'estimations basées sur des faits (Miller, 1987) et proclamé pour la première fois dans le document «Notre avenir à tous» (Commission mondiale sur l'environnement et le développement, 1987). Peu de preuves scientifiques viennent confirmer la validité de cet objectif des 12 %. Certains chercheurs laissent entendre qu'il faudrait prévoir

jusqu'à 35 % d'aires protégées et une superficie équivalente réservée à des utilisations complémentaires pour conserver la biodiversité. Il est certain que les objectifs optimistes visant à restaurer les populations de carnivores à l'échelle du continent en Amérique du Nord pointent dans cette direction (Hummel, 1990). Lorsqu'il décrit le projet Wildlands, Noss (1993) affirme à ce sujet : «Je fixerais un but à long terme plus ambitieux, en attendant une réduction de la population humaine, qu'au moins 95 % d'une région soit gérée comme zone naturelle et que les terrains environnants soient gérés comme des zones à l'état naturel servant à des utilisations multiples.»

Dans bien des parties du monde où les écosystèmes et les taxons sont déjà raréfiés, la conservation de ce qui reste peut donner lieu à des pourcentages plus faibles si la sélection est un processus perfectionné et qu'elle optimise les possibilités restantes. Ce pourrait être le cas dans le sud de l'Ontario où la plupart des mammifères, moyens et grands, sont disparus, et où les pressions se font maintenant sentir sur les vertébrés à sang froid, où les possibilités de réintroduction de la faune sont rares et le rétablissement des communautés végétales est considéré comme un besoin essentiel. On a recensé 38 sites relictuels qui, grâce à un complexe de gérance et de gestion, pourraient servir de base pour un réseau amélioré d'aires protégées dans cette partie du Canada (Eagles and Beechey, 1985).

Il est essentiel d'atteindre au moins l'objectif des 12 % et de compléter cette mesure par notre action sur les processus naturels et la conservation de la biodiversité, qui s'exerce sur des terres d'utilisation intense, si nous voulons assurer des valeurs sociales et sociétales durables. Étant donné que les aires protégées centrales ne peuvent à elles seules se prêter au développement durable, elles doivent être tamponnées et reliées adéquatement à des zones satellites locales et entre elles, ainsi que selon une hiérarchie ascendante pour passer de l'échelle régionale à l'échelle nationale puis à l'échelle planétaire. Les zones protégées existantes peuvent être utilisées pour commencer à modifier la mosaïque actuelle de l'utilisation des terres, comme cela s'est fait en Floride (Harris, 1984; Noss, 1993), mais il faut désigner d'autres aires protégées centrales, d'autres zones tampons et d'autres aires de transition.

12.3 État des aires protégées

À l'exception des terres privées et des sites du patrimoine culturel, le Canada compte environ 2 800 aires protégées de tous les types; 81 % ont une superficie inférieure à 10 km², et seulement 0,7 % une superficie supérieure à 10 000 km². Soixante-et-un pour cent de ces sites sont rigoureusement protégés (c.-à-d. sont des sites appartenant aux catégories I ou II de l'UICN), mais là encore, plus de 80 % couvrent une superficie inférieure à 10 km². Jusqu'à présent, seulement deux des 29 régions marines ont des aires protégées qui totalisent moins de 3 % de la superficie respective de ces régions. En comparaison, 67 des 177 écorégions terrestres ne sont pas représentées; dans 88 de ces écorégions, la représentation de ces aires équivaut à une superficie inférieure à l'objectif des 12 % tandis que dans les 22 autres, elle dépasse l'objectif des 12 % applicable aux aires protégées de catégories I ou II de l'UICN.

Les tableaux 12.2A et 12.2B présentent respectivement les résultats d'une recherche officielle dans des publications scientifiques et auprès de praticiens de la conservation des sites naturels au sujet des principales préoccupations en matière d'aires protégées. Bien que le Canada soit considéré comme un des chefs de file mondiaux à cet égard, il est évident que son apport à la conservation *in situ* de la biodiversité en ce qui a trait aux aires protégées n'a pas encore été optimisé.

12.3.1 Sélection

Il ne fait aucun doute que la sélection et l'aménagement des aires protégées, comprenant une aire centrale, des zones tampons et des aires de transition, sont essentielles au succès de l'opération. Il faut par exemple tenir compte des échelles de temps associées à la succession écologique ou au changement climatique (Neilson, 1993). Ainsi l'axe de Frontenac, un lien paysager entre le parc Algonquin en Ontario et l'Adirondack State Park dans l'État de New York, peut atténuer le changement climatique. Les rythmes des changements et les capacités migratoires des espèces concernées doivent être déterminés à l'avance, et il faut prendre les décisions appropriées en matière d'utilisation des terres.

12.3.1.1 Représentation

La plupart des instances canadiennes se sont penchées sur la question de la représentation plutôt que de continuer à gérer des ensembles ad hoc d'aires plus ou moins naturelles à des fins diverses. Elles ont développé des modèles basés sur différentes définitions de la représentation (Environnement Canada, 1990; Rowe, 1990). On utilise des facteurs comme les dénombrements d'espèces, le degré d'authenticité naturelle, la variété des habitats, la géomorphologie, l'accessibilité, les possibilités de loisirs et l'économie pour regrouper les aires protégées existantes et repérer les nouveaux sites possibles. C'est à ce moment-là qu'entrent en jeu les négociations politiques qui compromettent invariablement les meilleures limites écologiques des aires protégées projetées.

L'opportunité sociale de la création de ces aires est invariablement un facteur important. Lors des négociations entre le gouvernement fédéral et le gouvernement de l'Ontario relativement au parc national de la Péninsule-Bruce et du parc marin national Fathom Five, on a décidé de réduire la superficie du parc projeté, étant donné que l'administration locale du «township» qui se trouvait à l'extrême-sud de cette zone ne désirait pas participer au projet. Cette décision a été prise malgré la continuité de la forêt, de la géomorphologie et des aquifères représentés dans la proposition originale. On a proposé aux négociateurs du gouvernement fédéral la cession intégrale de ce qui était alors un parc provincial adjacent à la péninsule Bruce et qui est devenu depuis le parc marin national Fathom Five. Dans les deux cas, on continue de discuter pour trouver des façons d'améliorer la représentativité des deux aires protégées. Des considérations semblables s'appliquent au parc provincial Wabakimi, en Ontario, et au parc provincial Strathcona, en Colombie-Britannique.

Quels que soient les modèles de représentation, il faut absolument que les aires protégées constituent l'élément de conservation *in situ* de la biodiversité impossible à obtenir dans les milieux avoisinants influencés plus fortement anthropisés. Cela signifie qu'il faut avoir recours à l'analyse systématique pour trouver des «centres de biodiversité» à des échelles conçues pour conserver la variabilité génétique/des populations, des espèces/des

Tableau 12.2A

Résumé général, état actuel des aires protégées au Canada : sélection

Type d'aire protégée	Représentation ^a	Hiérarchie ^b	Niveau de protection ^c
Aires protégées fédérales			
Parcs/réserves nationaux	Systématique	Aucune	II
Aires de conservation marines	Systématique	Aucune	II et V
Réserves nationales de faune	Non systématique	Aucune	IV
Réserves écologiques forestières	Systématique	Aucune	V
Aires protégées provinciales/territoriales			
Parcs/réserves écologiques provinciales/territoriaux	Systématique	Aucune	I, II, et III
Aires de nature sauvage provinciales/territoriales	Non systématique	Aucune	I
Réserves forestières provinciales	Non systématique	Aucune	V
Réserves aux fins de création d'un parc provincial	Non systématique	Aucune	IV
Aires récréatives provinciales	Non systématique	Aucune	V
Aires protégées privées			
Diverses zones et divers organismes	Non systématique	Aucune	IV et V
^a Basée sur la répartition des écosystèmes.			
^b À l'échelle locale, régionale et nationale.			
^c Catégories de l'UICN.			

Tableau 12.2B

Résumé général, état actuel des aires protégées au Canada : gestion

Type d'aire protégée	Viabilité ^a	Intégrité écologique ^b	Aires centrales ^c
Federal protected areas			
Parcs/réserves nationaux	Partielle	Partielle	Adéquate
Aires de conservation marine	Non	Non	Inadéquate
Réserves nationales de faune	Partielle	Partielle	Inadéquate
Réserves écologiques forestières	Non	Non	Inadéquate
Aires protégées provinciales/territoriales			
Parcs/réserves écologiques provinciales/territoriaux	Partielle	Partielle	Adéquate
Aires de nature sauvage provinciales/territoriales	Partielle	Partielle	Adéquate
Réserves forestières provinciales	No	Non	Inadéquate
Réserves aux fins de création d'un parc provincial	Partielle	Non	Inadéquate
Aires récréatives provinciales	Non	Non	Inadéquate
Aires protégées privées			
Diverses zones et divers organismes	Non	Non	Inadéquate
^a À long terme, pour les espèces cibles.			
^b La gestion d'une aire centrale s'intègre dans l'écosystème plus important du parc.			
^c Comprend une aire centrale contenant un habitat de qualité.			

communautés et des écosystèmes ou pour en trouver même à une échelle plus grande. L'expérience actuelle de la Colombie-Britannique avec la Commission sur les ressources et l'environnement illustre bien la complexité scientifique (et sociale) de ce type d'analyse (Searle, 1993). À l'échelle continentale, il convient de signaler à cet égard les travaux entrepris dans le cadre de la Carnivore Conservation Strategy et du Wildlands Project (Hummel, 1990; Anonymous, 1992). À partir des études menées dans le cadre du Programme biologique international (PBI) au cours des années 1960 et de diverses études menées depuis (Smith, 1987; Environnement Canada, 1990; Ontario Ministry of Natural Resources, 1992), de nombreux endroits importants pour la conservation de la biodiversité ont été localisés partout au Canada, mais seuls quelques-uns ont été protégés, principalement sous forme de «réserves écologiques» provinciales (Gray and Rubec, 1989). Le choix de chaque aire protégée doit également tenir compte de la grandeur, de la forme, de la configuration générale de l'aire et de sa connectivité en ce qui a trait à la gestion de l'aire et de son apport au fonctionnement de tout le réseau. Il faut établir les liens entre les modèles existants et trouver une approche unifiée. L'information et les techniques doivent être partagées par les diverses instances afin que les objectifs de biodiversité soient intégrés au plan de chaque aire protégée:

Le Groupe d'étude de la conservation de l'environnement du Nord (1984) a établi sept critères qui peuvent être utilisés à l'échelle du pays pour déterminer si des terres et des plans d'eau peuvent être choisis comme aires protégées :

1. Exemples uniques de paysages terrestres ou marins représentatifs.
2. Sites nécessaires pour la préservation de la diversité génétique.
3. Habitat essentiel pour la préservation et l'amélioration d'espèces clés et menacées de disparition.
4. Habitat essentiel pour la survie d'une importante population d'une espèce sauvage migratrice, terrestre ou aquatique.
5. Aires ou sites d'une grande valeur culturelle, archéologique, historique ou de cueillette traditionnelle.

6. Exemples à des endroits donnés de formes de relief ou de caractéristiques géologiques uniques.

7. Zones uniques pour les loisirs et le tourisme.

Au Canada, le Conseil canadien des aires écologiques a entrepris, à l'échelle nationale, un important travail qui propose une représentation à l'échelle écorégionale. Ces 177 unités biophysiques peuvent être considérées comme une «première approximation», qui permettra de cerner ensuite des aires protégées plus petites et plus axées sur une caractéristique et un processus particuliers. On pourrait alors obtenir un réseau représentatif à l'échelle nationale si le tout était ensuite intégré à des mosaïques à l'échelle des régions ou des paysages (Gauthier, 1992). Le Conseil canadien des aires écologiques (Canadian Council of Ecological Areas, 1993) entreprend actuellement des études pilotes de son modèle en Saskatchewan, en Colombie-Britannique et en Ontario.

Si ces types d'initiatives étaient combinées, une approche nationale en matière de représentation lors de la sélection des aires protégées pourrait évidemment être élaborée, puis approuvée par les diverses instances et mise en application.

12.3.1.2 Hiérarchie des éco-unités

L'identification d'une hiérarchie des unités terrestres à l'aide des définitions et des méthodes de classification des terres écologiques a été entreprise à l'échelle nationale (Wiken, 1986; Environnement Canada, 1991; Wiken *et al.*, 1993) et indépendamment par plusieurs provinces. Les facteurs utilisés dans ces classifications varient; ils ne correspondent pas toujours aux modèles utilisés pour le choix des aires protégées, lesquels font souvent appel à des critères qui justifient les zones existantes. Cette situation s'améliore cependant à mesure que divers plans des réseaux d'aires protégées sont mis à jour. Par exemple, mis à part le fait qu'une révision du système s'impose, le système des parcs nationaux, vieux de 20 ans, peut, en gros, être apparenté au système des écoprovinces, et en Colombie-Britannique, la planification des aires protégées est maintenant basée sur les écoséctions. Il n'existe aucune classification écologique comparable pour les milieux marins ou dulcicoles. Les travaux d'un sous-groupe du Comité de la classification écologique du territoire,

groupe de travail appuyé par le gouvernement fédéral, se font dans cette direction et faciliteront le remaniement des plans des réseaux d'aires protégées marines et dulcicoles.

La Direction des rapports sur l'état de l'environnement, d'Environnement Canada, a entrepris de décrire les éco-unités en fonction d'une classification à quatre niveaux et de signaler la présence des aires protégées. Ce type de bilan descriptif, la présence ou l'absence d'aires protégées, peut être interprété pour indiquer qu'il y a eu d'importantes réalisations. En fait, lorsqu'il y a une aire protégée dans une éco-unité, cela signifie seulement qu'une certaine zone est mise en réserve, représentant seulement un faible pourcentage de la biodiversité de l'unité et classée dans une des catégories quelconques de l'UICN.

Un modèle adéquat de classification hiérarchique et représentative du territoire devrait être bientôt mis en oeuvre. Son fondement est présenté par Turner *et al.* (1991), qui décrivent une approche systémique de conservation des écosystèmes canadiens. Les modèles existants d'aires protégées et les méthodes de classification écologique du territoire devraient également être unifiés à diverses échelles afin de connaître les lacunes prioritaires en ce qui a trait à la représentation actuelle d'aires protégées.

12.3.1.3 Niveau de protection

Il convient de remarquer à ce stade, que ni une protection réglementée ni une gestion subséquente ne peuvent totalement exclure le facteur humain et être toujours ancrées dans le réel. L'influence de l'activité humaine se fait sentir à toutes les échelles, jusqu'à celle de la biosphère. Il faut adopter des lois et règlements qui permettent de soustraire certaines aires à l'exploitation et de minimiser les autres incidences de l'activité humaine, tout en se rappelant que l'impact de la présence des humains sur l'ensemble de la Planète est incontournable.

Les normes internationales sont codifiées par l'UICN, mais chaque instance a établi ses propres normes dans ses lois et règlements qui s'appliquent aux aires protégées ou aux «parcs», en

définissant généralement les catégories de parcs. Par exemple, l'Ontario possède huit catégories d'aires naturelles, notamment les réserves naturelles et (ou) écologiques, les parcs sauvages et les parcs nationaux (fédéraux), les parcs récréatifs, les zones de conservation, les réserves pour les membres des Premières nations et les zones à usages multiples (Ontario Ministry of Natural Resources, 1992). La réglementation des gouvernements fédéral et provinciaux qui s'applique aux aires protégées, dont plusieurs ont des dispositions qui pourraient être utilisées par voie de décret pour favoriser le déclassement de certaines aires, contient par ailleurs de nombreuses lacunes (Attridge, 1994).

Alors que la protection réelle dont jouissent certaines aires de catégories I ou II de l'UICN est quelquefois insuffisante (IUCN, 1990), même dans le cas des aires régies par des dispositions législatives adéquates, de nombreux parcs provinciaux ou territoriaux pourraient par contre satisfaire aux normes grâce à des mesures de reclassement minimales. Par exemple, la chasse sportive est permise dans une petite partie du parc provincial Lake Superior, pendant quelques semaines en automne. Si cette pratique était suspendue, le parc bénéficierait, en vertu des dispositions législatives, des plus hauts niveaux de protection internationale. De telles zones, qui pourraient faire fonction de réserves équivalentes, devraient constituer une partie importante de l'armature d'un réseau qui tiendrait compte de l'ensemble des catégories d'aires protégées de l'UICN, contribuant ainsi à la conservation in situ de la biodiversité. Même si les aires existantes ou les aires nouvellement désignées ne répondent pas toujours aux critères des catégories I ou II de l'UICN, elles sont toutefois essentielles à l'efficacité globale du réseau d'aires protégées. Par comparaison, des normes de protection rigoureuses sont appliquées dans ces aires qui peuvent par ailleurs servir de zones tampons, d'aires de transition et se prêter à tout autre type d'utilisation complémentaire du territoire.

12.3.2 Gestion

12.3.2.1 Viabilité du réseau d'aires protégées

Actuellement, il n'existe pas de réseau national officiel et complet d'aires protégées qui permettrait d'assurer la conservation in situ de la biodiversité. Il y a cependant des réseaux fédéraux et provinciaux indépendants offrant divers niveaux de protection à différents degrés et qui sont le fruit de plus de 100 ans d'évolution dans notre façon d'évaluer les paysages et les aires protégées. Le Conseil canadien des aires écologiques, composé principalement de représentants d'organismes fédéraux et provinciaux, s'occupe ainsi d'une vaste gamme d'aires écologiques (Beechey, 1993). D'autres organismes privés, dont certains d'envergure internationale comme Canards Illimités ou The Nature Conservancy, jouent un rôle d'intermédiaire dans la gestion d'une variété d'aires de conservation, ou en facilitent eux-mêmes la gestion. Les réseaux existants et prévus ont leur mérite et servent de base à l'établissement de nouveaux réseaux. Ils doivent être intégrés, améliorés et complétés, puis gérés d'une façon qui respecte les objectifs nationaux et régionaux de conservation de la biodiversité. Il reste à harmoniser clairement ces objectifs et à les adopter.

Les éléments de ce réseau couvriraient un vaste éventail, allant des zones de recherche à accès rigoureusement réglementé et à utilisation contrôlée, en passant par les réserves et parcs nationaux dans lesquels les activités de loisirs et d'éducation ne sont pas intensives, jusqu'aux zones désignées réserves nationales de faune, où dans certains cas, la chasse et la pêche sportives sont permises. Des sites essentiels de superficie plus restreinte qui peuvent se prêter à des types d'utilisation plus intensive et de grandes zones se prêtant davantage à un contrôle de l'aménagement du territoire, comme les réserves de la biosphère, y seraient également inclus. La gestion d'un tel réseau serait évidemment complexe et répondrait à de multiples intérêts, mais le principal objectif unificateur serait la conservation de la biodiversité.

Le document «Une vision des zones protégées pour le Canada» fournit un programme détaillé et en

grande partie applicable, décrivant les pôles de développement du réseau qui devront ensuite être reliés et intégrés à leur milieu avoisinant. Ce rapport présente un processus en cinq étapes :

1. Déterminer les grandes divisions biogéographiques ou les principales régions naturelles du Canada, puis établir un système de parcs et d'aires protégées qui soit représentatif des caractéristiques naturelles de chaque région.
2. Établir, en priorité, de vastes réserves protégeant les principaux écosystèmes, soit des parcs nationaux, provinciaux ou territoriaux, par exemple, à l'intérieur de chaque division biogéographique ou région naturelle. Ces réserves doivent renfermer un continuum de nombreux types d'habitats et préserver ceux qui sont les plus productifs et les plus diversifiés sur le plan biologique.
3. Établir des aires protégées plus petites, telles que des réserves écologiques ou des parcs naturels, pour compléter les grandes réserves. Ces petites aires permettent de protéger d'autres types d'habitats ou des variantes régionales d'un habitat particulier.
4. Protéger des aires qui renferment des installations servant aux loisirs, à l'éducation ou à la recherche ou qui protègent des paysages d'intérêt particulier, des sites panoramiques ou des paysages sauvages.
5. Incorporer de petites réserves au réseau en vue de protéger des sites particuliers bien délimités, comme les aires de nidification d'espèces importantes, des cavernes, des milieux humides ou des formations géologiques particulières.

La protection de territoires naturels représentatifs doit être prioritaire. Ces territoires constituent l'infrastructure du réseau d'aires protégées, car ils jouent un rôle déterminant dans la protection de la diversité biologique et des processus écologiques. Les aires renfermant le plus grand nombre de caractéristiques naturelles (biologiques, géographiques, géomorphologiques, géologiques et océanographiques) devraient être protégées sans modifier les paysages terrestres ou marins naturels, dans la mesure du possible.

Il se peut qu'une seule aire représentative par région naturelle ne suffise pas. Si une aire devait être détruite par une catastrophe naturelle ou

humaine, une seconde aire semblable assurerait la survie d'habitats et d'aspects écologiques comparables (Conseil consultatif canadien de l'environnement, 1991).

12.3.2.2 Intégrité (ou santé) écologique

Bien qu'elle soit encore mal définie, l'intégrité (ou santé) écologique est une tendance au moins semi-quantifiable que la gestion tente de stabiliser ou d'optimiser (Kay *et al.*, 1993) par le biais d'activités sur le terrain fondées sur l'évaluation au sol d'une série d'indicateurs qui situent l'aire protégée dans le contexte de son écosystème «local» (Stephenson, 1994). On a fait du maintien de l'intégrité écologique une exigence légale dans la gestion des parcs nationaux du Canada à la suite de la révision de la Loi sur les parcs nationaux en 1989. Bien qu'elle soit essentielle au succès de la conservation des aires protégées, cette évaluation n'est pas une exigence ailleurs au Canada.

Il faut définir un plus grand écosystème avec une aire de coopération correspondante, et ensuite concevoir les dispositions institutionnelles et les objectifs appropriés pour la gestion et la surveillance de la conservation. Il faut également établir les besoins en données et les critères d'évaluation comme première approximation pour atteindre les buts de l'intégrité écologique. Le défi le plus difficile à relever lors de l'établissement des mesures de la santé et de l'intégrité d'un écosystème est le manque de buts et de mesures de référence. La restauration des conditions originales ou de celles qui prédominaient avant l'arrivée des Européens est un objectif irréaliste et peut-être trompeur. Les buts de la conservation de la biodiversité permettent d'établir dans ce contexte les paramètres des écosystèmes gérés pour chaque aire protégée. Il faut éviter de créer des «jardins écologiques» ou de favoriser la concentration d'espèces ou de communautés dans une région, étant donné que cela crée des conditions artificielles. Un objectif visant une simple amélioration des conditions actuelles serait probablement trop modeste pour des aires protégées déjà anthropisées, et ne permettrait pas de rétablir un noeud écologique fonctionnel dans le réseau formé par ces aires.

Les connaissances écologiques doivent être appliquées à la définition de buts en matière d'intégrité écologique et de sélection et d'évaluation des

indicateurs. Par exemple, une hausse de la diversité spécifique reconnue comme étant un indicateur positif dans les aires sujettes à des invasions d'espèces non indigènes peut toutefois ne pas refléter une amélioration de l'intégrité écologique. Il faudrait des analyses secondaires de l'information sur les espèces et leur répartition. Les connaissances en matière d'intégrité écologique doivent également être traduites en langage simple de façon à pouvoir rendre compte de nos activités aux instances locales et expliquer ce qu'est la conservation aux Canadiens. C'est là en partie le but du compte rendu bisannuel sur l'état des parcs, également requis en vertu des modifications apportées en 1989 à la Loi sur les parcs nationaux. En 1993, la Colombie-Britannique a également produit un rapport provincial semblable (Environment Canada/B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, 1993).

Les connaissances en matière d'intégrité écologique doivent également être transposées en un programme crédible de recherche, de gestion et de surveillance de la conservation de la biodiversité, qui puisse influencer sur l'exploitation des aires protégées. L'application de la notion d'aire protégée (zone tampon, aire de transition, utilisations et activités compatibles du territoire avoisinant) et l'application des principes provenant de l'écologie de la restauration et de l'analyse scientifique des agressions dont les écosystèmes font l'objet ainsi que des principes fondamentaux de la biologie de la conservation sont les principaux outils à utiliser. Une approche systématique dotée d'un mécanisme de rétroaction est essentielle (Sharp, 1992). Si chaque unité d'un réseau d'aires protégées était gérée en vue d'améliorer l'intégrité (ou la santé) écologique, on pourrait éventuellement établir une mosaïque complète capable de satisfaire les besoins d'ordre culturel et économique. Il faudrait en arriver à un consensus national basé sur la recherche scientifique et prendre les dispositions institutionnelles appropriées. Un sommaire des résultats pourrait être communiqué dans le cadre des rapports sur l'état de l'environnement.

12.3.2.3 Gestion des aires centrales

Exception faite de quelques enjeux bien précis qui débordent du cadre de leurs limites trop étroites, la plupart des aires protégées centrales étaient gérées par le passé sans tenir compte des zones périphé-

riques (Machlis and Tichnell, 1985). Les problèmes pratiques et particulièrement socio-politiques et les coûts additionnels à court terme étaient, et sont encore, généralement considérés comme prohibitifs en ce qui a trait à l'élaboration de programmes couvrant des aires plus grandes que l'aire protégée même. Pour cette raison, on n'a pas souvent reconnu les rapports écologiques entre les aires protégées et les terres avoisinantes. Comparativement à l'approche de gestion par secteurs isolés, la gestion par grands ensembles implique un plus grand risque de disparition ou d'érosion locale de certaines communautés indigènes, qui sont peu à peu supplantées par des espèces exotiques. C'est pourquoi il faut injecter de nouveaux fonds dans les programmes existants. De plus, les aires protégées sont rarement gérées, particulièrement en ce qui a trait à la conservation de la biodiversité, en vue de la prise de décisions cohérentes, raisonnées et basées sur les faits, soutenues par un mécanisme de rétroaction. Nous sommes ici dans le domaine de la «gestion adaptative». Le mécanisme de désignation y est utilisé comme la principale mesure de protection. Le principe d'une gestion véritable visant à assurer le maintien ou l'amélioration de la conservation tant sur le plan qualitatif que quantitatif est souvent rejeté en faveur du principe de la «non-perturbation». Dans bien des cas, les objectifs de l'organisme de gestion ne se réfèrent même pas à la biodiversité.

Ce n'est que tout récemment que les parcs nationaux ont accru l'importance de la gestion coopérative des écosystèmes dans leurs préoccupations régionales classiques relatives au tourisme, aux loisirs et à l'économie locale. À Parcs Canada, cette réorientation s'est traduite par le lancement d'une étude des atteintes aux écosystèmes des parcs nationaux (Woodley, 1991), par la révision de sa politique (Environment Canada, 1992a), et la préparation d'un «cadre stratégique pour maintenir l'intégrité des écosystèmes» (Environment Canada, 1992c), ainsi que par les initiatives du Plan vert liées aux aires de coopération. L'existence de réserves de la biosphère comprenant des terres fédérales utilisées comme aires protégées centrales dans les parcs nationaux des Lacs-Waterton, du Mont-Riding et de la Péninsule-Bruce par exemple, ainsi que la participation à la création, dans le bassin hydrographique du lac Supérieur, d'un ensemble proposé de réserves de la biosphère, illustrent bien cette tendance.

Il arrive souvent que les gestionnaires, dont un petit nombre possède une formation scientifique, savent ce qu'il faudrait faire, mais se trouvent dans l'impossibilité d'agir en raison des contraintes financières et du manque de personnel. Des exemples comme l'exploitation forestière à l'extérieur des parcs nationaux Pacific Rim et Pukaskwa et l'aménagement du corridor de la rivière Bow, dans les parcs nationaux situés en montagne, abondent. Dans ces cas où les enjeux économiques sont importants, toute faiblesse dans les données ou les analyses du gestionnaire de l'aire protégée est susceptible d'être exploitée par les intérêts concurrentiels. L'absence de programme de recherche à long terme sur le bison, y compris sur la génétique des populations dans le parc national Wood Buffalo, en est un exemple frappant. Ainsi, Parcs Canada n'était pas prêt à prendre des mesures de lutte contre la maladie frappant cet animal lorsque cette question a été mise de l'avant par les intérêts agricoles. Une augmentation du nombre de spécialistes des aires protégées au Canada ainsi que la collecte de meilleures données écologiques grâce à des budgets accrus amélioreraient considérablement la crédibilité scientifique des analyses sur les besoins de conservation des aires centrales, lors des discussions entre groupes d'intérêts concurrents.

12.4 Caractère adéquat des aires protégées

12.4.1 Gestion

La gestion doit s'efforcer d'atténuer les effets permanents des contraintes sur les écosystèmes et, dans la mesure du possible, de restaurer les conditions qui prédominaient avant les impacts provoqués par l'activité humaine. La poursuite d'idéaux romantiques comme le maintien d'un environnement vierge de toute contrainte et le respect des considérations philosophiques et éthiques, bien que compatibles avec la conservation *in situ* de la biodiversité, ne sont pas essentiels au bon fonctionnement du réseau d'aires protégées. Vu l'importance de certaines utilisations récréatives et activités d'interprétation éducative dans la transmission des valeurs des aires protégées aux gestionnaires locaux et aux citoyens canadiens, ces utilisations se retrouvent dans la plupart des types d'aires protégées. Cela donne souvent lieu à des

enjeux d'ordre opérationnel qui rendent difficile l'amélioration du respect des normes juridiques de protection sans un effort permanent de gestion (Environment Canada, 1982, 1992b).

Les premières mesures visant une gestion efficace d'un réseau d'aires protégées et de sites individuels peuvent être prises sans avoir à s'appuyer sur une base de connaissances complète en matière de prise de décision, mais l'amélioration de nos connaissances des processus écologiques et des réactions du milieu aux contraintes qui s'exercent sur lui est nécessaire pour que le programme soit couronné de succès (Agee and Johnson, 1988).

12.4.1.1 Inventaire

L'information descriptive et taxonomique est nécessaire à tous les niveaux de la biodiversité, du niveau génétique au niveau des communautés ou des écosystèmes, afin de permettre de déterminer les types, la répartition spatiale et, surtout, l'état de la biodiversité au Canada. Cette information est soit incomplète (Rugh and Peterson, 1992), soit souvent incohérente ou peu fiable, lorsque la collecte est entreprise (Hester, 1993). Cette question du contrôle de la qualité des données scientifiques est omniprésente.

Dans la perspective du règlement des revendications territoriales et des accords de gestion coopérative au Canada, les connaissances traditionnelles, particulièrement dans les domaines de la présence et (ou) de l'absence à long terme d'une espèce ou d'un habitat et du comportement d'une espèce ainsi que de l'utilisation d'un habitat, sont une source importante d'information sur la biodiversité. Les autochtones et les résidents bien informés doivent participer au système de gestion de façon à assurer le maintien et le partage de cette source d'information. Dans ces cas, la nécessité d'un partenariat avec la collectivité pour la gestion de l'aire protégée impose certaines concessions quant à la quantification des données.

Même si la plupart des données portent sur les taxons des vertébrés, la production de cette information entraîne de grands frais et celle-ci est souvent difficile à obtenir. Certaines espèces de grands carnivores comme le carcajou ou glouton (*Gulo gulo*) demeurent relativement inconnues en

raison du coût des levés aériens nécessaires à une grande échelle. Lorsque l'information porte sur les communautés ou les habitats, elle est souvent d'ordre qualitatif ou provient d'une technologie de télédétection, n'est pas vérifiée sur le terrain ou il s'agit de données de longue date qui ne tiennent pas compte de l'importance connue des changements naturels ou induits. D'autres difficultés peuvent surgir, étant donné que lorsqu'elles sont accessibles, ces sources d'information sont souvent peu fiables et ne renseignent que sur la présence ou l'absence d'une espèce ou d'un habitat. Il existe très peu de bases de données à long terme sur les populations et les espèces non exploitées. Les données couvrant une gamme de domaines de comportements et d'habitats utiles pour évaluer les populations minimales viables ou les zones minimales viables pour ces populations sont particulièrement manquantes. Dans bien des cas, même l'information sur l'inventaire initial n'a pas été mise à jour régulièrement.

Dans la plupart des aires protégées provinciales, la base de données est la responsabilité des forestiers et des biologistes spécialisés dans le gibier et relevant de l'organisme compétent. Les données recueillies reflètent inévitablement leurs intérêts prioritaires. Le recours aux compétences de naturalistes, de botanistes, de taxonomistes et d'ornithologues pourrait être accru. Les biologistes professionnels spécialisés dans les aires protégées ou la conservation ne sont pas toujours disponibles pour évaluer les besoins et ensuite concevoir et appliquer des programmes de conservation de la biodiversité.

On connaît mal les habitats dulcicoles et marins au Canada, et l'information taxonomique sur les espèces aquatiques est très faible (Graham, 1990). Dans l'ensemble, la description des plantes non vasculaires, et celle des invertébrés (à l'exception des insectes) et des microbes restent à déterminer. Bien qu'une stratégie d'inventaire «à filtre grossier» soit appropriée pour la sélection initiale en vue de la conception d'un réseau d'aires protégées, sa qualité et notre aptitude à la mettre en oeuvre sont actuellement limitées. Étant donné l'impossibilité de parvenir à un inventaire complet, ce «premier tri» visant à identifier les espèces vulnérables est très important dans la perspective globale retenue en vue de la conservation de la biodiversité. Le

document *Canada Country Study of Biodiversity* (Mosquin and Whiting, 1992) fournit une évaluation des besoins dans ce domaine, et le groupe de discussion sur la biosystématique du Bureau de la convention sur la biodiversité (Environnement Canada) y formule les recommandations appropriées.

12.4.1.2 Gestion des espèces et des écosystèmes

La plupart des travaux en biologie réalisés à ce jour ont traditionnellement porté sur les espèces et leur habitat, et non sur les écosystèmes. On connaît donc beaucoup plus de choses sur certaines espèces données qui représentent un certain intérêt pour nous, et notre aptitude à prendre avec confiance des mesures de gestion à leur égard est supérieure. Il est à prévoir que les espèces demeureront le point de mire de la conservation de la biodiversité, même si les stratégies de gestion se feront de plus en plus à l'échelle de l'écosystème ou du paysage (Freemark *et al.*, 1993). Si nous voulons réussir à conserver une espèce pendant longtemps, nous devons pouvoir consulter des données qui nous permettront de déterminer si la taille de sa population dans un habitat donné est suffisante ou s'il faut envisager une gestion des métapopulations pour assurer la viabilité de cette espèce. Il faut également recueillir de l'information sur la génétique des populations.

La génétique des populations constitue un domaine d'exploration presque complètement inédit pour les spécialistes de la biodiversité au pays, bien que certains travaux aient été entrepris dans ce domaine (Egger and Carr, 1991). Par exemple, Parcs Canada a établi une banque de tissus à l'université de l'Alberta (Strobeck, 1993) pouvant servir de dépôt de matériel génétique aux fins des analyses futures. On a comparé le bison des bois (*Bison bison athabasca*) du parc national Wood Buffalo avec les autres populations de bisons, et des études portant sur plusieurs populations d'espèces de serpents ont été entreprises en Ontario.

La mise au point de bases de données et d'atlas du patrimoine naturel (Cadman *et al.*, 1987) sera très utile à cet égard. La Colombie-Britannique, la Saskatchewan, l'Ontario et le Québec possèdent des centres de données sur la conservation et le Manitoba est sur le point d'en établir un. Le système de traitement informatique de ces centres, mis au point par l'organisme The Nature Conser-

vancy, a été conçu en fonction des espèces et des communautés les plus rares ou en péril, dont un grand nombre ont été étudiées par le Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada (CSEMDC).

Dans le cas des espèces désignées par le CSEMDC, seuls un certain nombre de plans de rétablissement ou de gestion existent, et un très petit nombre d'entre eux ont été appliqués avec succès comparativement au nombre d'espèces en péril. Compte tenu des résultats des travaux réalisés aux États-Unis, les coûts par espèce et le nombre considérable d'espèces ainsi que le lent processus de désignation rendent la gestion à ce niveau prohibitive pour toutes les espèces, sauf pour les plus prisées ou les espèces en péril (Brandt, 1993).

La gestion conçue en fonction d'une seule espèce est la norme en foresterie, en agriculture et pour les espèces de gibier; cependant, les connaissances acquises doivent être transposées dans le contexte plus large de la conservation de la biodiversité. Ce fait indique probablement que l'approche privilégiée jusqu'ici doit être repensée en faveur de stratégies plus globales.

Étant donné le lourd volume de travail qu'exige la gestion des espèces, la stratégie clé de conservation *in situ* de la biodiversité doit se faire au niveau du paysage. Là encore, il s'agit d'une approche du type examen sommaire ou «à filtre grossier». Les tendances seront examinées au fur et à mesure que les principales concentrations d'espèces connues, basés sur le nombre d'espèces et sur la complexité de l'habitat ou de la végétation, seront établis. Les écosystèmes formeront le cadre des aires protégées. Les grands principes de la gestion des écosystèmes sont connus, comme en font foi les notions d'aire protégée centrale ou de grand écosystème, les listes de tendances des indicateurs (Odum, 1969) et les résultats de recherche maintenant disponibles, (Kay *et al.*, 1993). Agee and Johnson (1988) décrivent comme suit les étapes de base de la gestion des écosystèmes :

1. Établir les buts et les objectifs mesurables pour l'état de l'écosystème (par l'étude des fonctions, des aires et des processus constitutants).
2. Définir les importantes frontières écologiques des composantes vitales de l'aire protégée (comme le domaine vital des populations de carnivores).

3. Élaborer des stratégies de gestion qui transcendent les frontières politiques (en vue de leur intégration à l'aménagement régional du territoire).
4. Établir des programmes de recherche et de surveillance de façon à pouvoir évaluer l'efficacité des stratégies de gestion (aussi bien de façon générale que particulière).

L'écologie des contraintes pouvant s'exercer sur l'environnement est un domaine naissant, tout comme la biologie de la conservation (Soulé, 1986), mais l'information qui peut être généralisée ne fait que commencer à être accessible, et plusieurs guides permettant de s'initier à ces domaines scientifiques pertinents et autres, comme l'écologie du paysage, sont maintenant disponibles (Forman and Godron, 1986). Il importe de reconnaître qu'à cette étape-ci, une grande partie de l'expérience pratique en matière de gestion des écosystèmes est propre à chaque site et n'a pas été documentée. De nombreux exemples d'application pratique existent ou sont en voie de l'être. Les programmes de gestion des écosystèmes, basés sur les sciences, dans les parcs nationaux du Yellowstone et des Everglades, aux États-Unis, sont particulièrement bien documentés à cet égard. Les contacts avec les praticiens, les revues scientifiques relativement nouvelles comme *Conservation Biology* ou *Restoration Ecology*, les résultats des quelques colloques spécialisés tenus par les organismes s'occupant d'aires protégées (U.S. Department of Agriculture, 1977; Lucas, 1987) et les actes des conférences portant sur le rôle de la science dans les parcs nationaux et les réserves équivalentes (George Wright Society, 1986) constituent le meilleur moyen d'échanger et de partager les connaissances.

12.4.1.3 Surveillance continue

Si la gestion et la surveillance continue doivent s'appuyer sur une prise de décision éclairée, la plupart des changements apportés aux systèmes naturels par l'être humain se font néanmoins par accident ou sans planification. Les résultats cumulatifs de ces changements se sont traduits par des altérations massives de la biosphère. Il s'agit d'un mode de «gestion par crise», puisque nous n'avons pas tenu compte de façon appropriée de l'incidence de ces changements et que nous découvrons sans cesse des incidences imprévues. La surveillance continue a donc le plus souvent pour

fonction la découverte de nouvelles «crises» indépendamment de leurs causes profondes. Les résultats des programmes de surveillance continue devraient, tout comme dans le cas des résultats des programmes de recherche, faire partie du processus de prise de décision dès le début.

À l'heure actuelle, il est possible de trouver certaines possibilités d'améliorer le réseau d'aires protégées du Canada et d'énumérer les lacunes des divers modèles de classification des éco-unités (Environnement Canada, 1990). Le programme Espaces et Espèces est le meilleur mécanisme canadien de sensibilisation en matière d'aires protégées. Les rapports annuels connexes (World Wildlife Fund, 1993) et les rapports de situation provinciaux publiés périodiquement dans la revue *Boréalis*, de la Société pour la protection des parcs et des sites naturels du Canada, constituent également une bonne source d'information à cet égard. D'autres informations figurent dans les rapports sur l'état des parcs ou sur l'état de l'environnement (p. ex. Environnement Canada, 1991) et les rapports locaux produits chaque année par l'entremise du Conseil canadien des aires écologiques (Canadian Council on Ecological Areas, 1993). Tous ces renseignements ne suffisent pas cependant à assurer le contrôle du caractère adéquat du réseau ou de sa gestion.

Les gestionnaires des aires protégées doivent prendre des décisions opportunes en se servant des meilleures informations disponibles, d'où s'ensuit la nécessité de mettre en place une surveillance continue pour évaluer le bien-fondé de la prise de décision. Malheureusement, l'information la plus souvent trait aux projets, et c'est particulièrement le cas des projets nécessitant l'aménagement de lieux physiques. Les règlements ou directives en matière d'évaluation environnementale mis en place par la plupart des instances exigent une surveillance des mesures d'atténuation. Ces données permettent de déterminer si les mesures d'atténuation ont été appliquées, mais rarement si l'impact prévu s'est fait sentir ou non. La pauvreté globale de l'information écologique portant sur les aires protégées désignées et l'absence d'aires protégées bien conçues rendent difficile l'évaluation scientifique systématique de la conservation de la biodiversité sur le plan du site, de la région, de la province et du pays. Même le compte rendu sur

l'intégrité ou la santé écologique, requis dans le cadre du réseau des parcs nationaux, et l'évaluation des contraintes s'y exerçant (Freedman, 1988) sont fondées sur des données de surveillance continue très modestes.

Un des principaux avantages scientifiques possibles que procurent les aires protégées provient du fait qu'elles peuvent être choisies de façon représentative et gérées de façon à minimiser le dérangement humain. Cela permet une comparaison avec les écosystèmes anthropisés. Une société respectueuse de l'écodéveloppement n'est possible que si l'on sait comment évoluent les écosystèmes naturels de façon à faire en sorte que l'amélioration de l'habitat mis en oeuvre hors des aires protégées atteigne les objectifs sociaux en provoquant un minimum d'incidences. On peut mettre au point des techniques et fixer les limites du principe de développement durable en faisant des comparaisons avec les résultats des «expériences» tentées dans la mosaïque périphérique. À elle seule, cette raison devrait inciter à mieux surveiller les aires protégées, à mieux comprendre les processus écologiques et à réviser les systèmes de gestion utilisés pour atteindre les objectifs de biodiversité. Malheureusement, il n'existe pas encore de programmes pour exploiter ce potentiel, principalement en raison des limites institutionnelles, malgré les nombreux efforts isolés et bien intentionnés déjà mentionnés.

L'évaluation des impacts cumulatifs basée sur la réalisation des objectifs, sur l'existence de bons inventaires à jour et sur l'élaboration de modèles écologiques constitue un autre aspect de la surveillance continue qui pourrait être très important pour la conservation de la biodiversité. Ce type d'initiative est jugé essentiel pour la gestion des corridors des rivières Bow, Athabasca et du col Kicking Horse, dans les parcs nationaux situés en montagne.

12.4.2 Intégration à l'aménagement régional des sols

Les aires protégées individuelles et leur intégration à un système constituent essentiellement une activité de décision appliquée à l'aménagement du territoire et qui s'appuie dans une grande mesure

sur les données scientifiques. La détermination de la connectivité et la création d'un réseau approprié sont les deux côtés, écologique et administratif, d'une même médaille. Les deux doivent être intégrés à leur tour aux processus d'aménagement du territoire et d'utilisation des ressources par la société.

12.4.2.1 Compatibilité des utilisations actuelles des terres

Il est difficile de dégager un consensus en raison de la multiplicité des types d'utilisation des terres d'une instance à l'autre. Les termes «loisirs de plein air», «espace vert» et «aire naturelle» signifient-ils la même chose? Un terrain de golf à proximité d'une aire protégée constitue-t-il une utilisation compatible des territoires? Quelles routes ou quels corridors utilitaires entravent le déplacement des animaux? Certaines routes ou certains corridors facilitent-ils ces déplacements? La qualité de l'information, les analyses connexes et la façon dont les résultats sont utilisés lors de la prise de décision en matière d'aménagement du territoire varient. Le coût des services des experts ou de la collecte et de l'analyse des données est souvent prohibitif et, dans bien des cas, la compétence des organismes décisionnaires, qui sont souvent nombreux à se chevaucher ou sont fortement hiérarchisés, est douteuse. Dans certains cas, les organismes décisionnaires sont absents ou font plutôt fonction de comités de «zonage», qui orientent leur action en fonction d'un aspect, comme l'aménagement ou l'assiette fiscale, à l'exclusion de tous les autres. Souvent, il n'est pas nécessaire de fournir des plans officiels s'appuyant sur la classification et le zonage des terres. La planification n'est pas basée sur les entités naturelles comme les bassins hydrographiques. La recherche sur la compatibilité d'une utilisation donnée avec la conservation in situ de la biodiversité n'est pas menée sur une vaste échelle. Dans la plupart des cas, la qualité scientifique des données servant d'intrants à la prise de décision en matière d'aménagement régional du territoire laisse à désirer. Les organismes décisionnaires en la matière n'ont pas été créés en fonction de la conservation de la biodiversité, et les résultats s'en ressentent. Par contre, la majeure partie de la planification en matière d'aménagement du territoire reconnaît et encourage l'innovation et l'amélioration, ce qui crée une

possibilité d'apport de données et d'analyses scientifiques dans la mosaïque de l'utilisation des terres en constante évolution. Les succès accéléreront graduellement l'acceptabilité de la conservation de la biodiversité dans les régions établies et renforceront le rôle d'un réseau d'aires protégées.

12.4.2.2 Connectivité

La connectivité compense la perte ou la dégradation et le morcellement de l'habitat (Hudson, 1991). Il faut déterminer à la fois les dimensions quantitative (largeur, longueur) et qualitative de l'habitat qui forme les connexions pour assurer les bienfaits à long terme des liaisons.

Après qu'une aire protégée ou, mieux, la limite d'un grand écosystème a été établie, il faut en déterminer les liens avec le milieu environnant. Les analyses faites aux États-Unis (Machlis and Tichnell, 1985) ont recensé plus de 100 sources d'impact externe sur les aires protégées. Au Canada, au cours des trois dernières années, Parcs Canada a entrepris une étude globale du réseau des parcs nationaux (Woodley, 1991), laquelle a révélé l'existence d'impacts semblables.

Du point de vue tactique, l'existence de bonnes données et d'analyses très fiables permettant de cerner les besoins en matière de conservation d'aire protégée constitue un outil puissant pour entamer un dialogue de coopération avec les instances des secteurs adjacents et communiquer avec les propriétaires fonciers privés et les collectivités locales. Ces besoins permettent de faire porter l'action des programmes d'envergure de conservation de la biodiversité sur les aires protégées où il faut tenir compte de la connectivité. Les zones tampons établies autour d'aires protégées particulières, expressément dans le but de créer des aires centrales, peuvent être conçues à l'aide des techniques et des données existantes, bien que ce ne soit pas souvent le cas actuellement. Cependant, elles peuvent être très difficiles à établir sur le plan politique étant donné que, dans bien des cas, il s'agit de terres privées et que les propriétaires ne veulent pas risquer de se voir imposer un zonage restrictif. Les avantages à court et à long terme de cette modification des modèles d'utilisation traditionnels doivent donc être compris et expliqués.

La technique informatique n'est pas essentielle pour localiser les zones tampons, les données cartographiées existantes suffisent et on peut faciliter les compromis entre les divers intérêts lorsque ceux-ci ne sont pas nombreux. La création d'aires de transition en vue d'assurer la connectivité entre les aires protégées centrales écologiquement représentatives au niveau du paysage est cependant un processus plus complexe. Il faut posséder plus d'information, un plus grand nombre d'instances et d'intérêts sont concernés et il existe une plus grande variabilité à l'intérieur de chaque paramètre. Le programme d'analyse des lacunes ou «GAP analysis program», combiné aux travaux de modélisation spatiale effectués grâce aux systèmes d'information géographique (SIG), constitue un outil clé dans la réalisation de l'atteinte de cet objectif.

La technologie des SIG peut aider à repérer les connexions existantes ou possibles sur le plan du paysage, mais celles-ci doivent être évaluées en fonction d'objectifs de connectivité bien précis. Ainsi, il est évident que les tamias et suisses et le grizzli (*Ursus arctos horribilis*) privilégient des corridors différents quant à leurs caractéristiques et que l'écologie du comportement doit entrer en jeu à l'étape de la conception de ces corridors. La qualité et la quantité des connexions peuvent également être un facteur. Des connexions défavorables peuvent, même si elles sont en grand nombre, nuire davantage à la pérennité d'une population que l'existence de connexions de meilleure qualité en nombre inférieur (Merriam, 1993). La modélisation du comportement des espèces et des réactions de l'écosystème à divers degrés de connectivité doit se faire de façon concomitante avec l'analyse des lacunes. L'exercice doit également inclure les techniques modernes d'évaluation du risque.

On ne soulignera jamais assez l'utilité des SIG et de l'analyse des lacunes pour évaluer les ensembles de données interreliées et stratifiées, la rapidité des analyses, de la classification ou du tri et la qualité de la présentation des résultats pour les planificateurs de l'aménagement du territoire. Cette capacité est souvent traitée comme étant le produit d'une recherche originale pour laquelle il convient d'élaborer de nouveaux programmes plutôt que des programmes faits sur mesure. Cela

a eu pour effet de ralentir le processus de mise en application par le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario et le U.S. Parks Service. La numérisation des bases de données existantes est également un processus qui prend souvent beaucoup de temps; cependant, les applications deviennent de plus en plus répandues. Si cette technologie et ses applications sont très nouvelles, la plupart des gouvernements investissent toutefois dans les matériels et les logiciels. Il existe des exemples de petits sites ou de sites uniques à l'intérieur de limites préétablies (Canadian Council on Ecological Areas, 1993). L'approche générale vis-à-vis de ces sites est décrite dans une monographie de la Wildlife Society (Scott *et al.*, 1992).

12.4.2.3 Réseaux

Les réseaux constituent les mécanismes institutionnels qui veillent à mettre en oeuvre le système des aires protégées et à assurer la connectivité intrinsèque à ce système. Les instances locales, provinciales ou territoriales et fédérales (soit les États-Unis et le Canada lorsque des biomes naturels sont partagés) doivent fixer un ensemble de priorités de façon à collaborer à l'instauration d'un système d'aires protégées plus rationnel qui contribuera à la conservation in situ de la biodiversité. Il faut alors démontrer que les avantages intangibles à long terme de ce système, ainsi que les retombées sociales et économiques (Environnement Canada, 1989; Environnement Canada, 1992a) font de ce système une partie intégrante de l'infrastructure de base du développement durable. Tout cela ne devrait cependant pas être considéré dans le règlement d'enjeux immédiats ni être utilisé par les diverses administrations comme un moyen détourné de faire la promotion d'intérêts concurrentiels.

Un certain nombre d'organismes ont mené à terme ou entreprennent des initiatives en ce sens, mais aucune ne peut satisfaire au besoin d'établir une administration commune d'un réseau d'aires protégées. La Direction des rapports sur l'état de l'environnement, d'Environnement Canada, compile l'information sur la présence d'aires protégées intégrées aux écorégions. MAB Canada aide les groupes d'intérêt à explorer l'établissement de réserves de la biosphère et travaille à l'agrément

des aires qui satisfont aux critères de sélection. Le but consiste à établir un réseau comprenant des sites représentatifs dans chacune des 15 écozones terrestres du Canada. Tout en faisant la promotion des réserves de la biosphère, les responsables du programme MAB documentent les difficultés institutionnelles et administratives de ce processus. Le Conseil canadien des aires écologiques favorise l'établissement de réserves écologiques qui fournissent des aires centrales (généralement) petites, en tient un relevé officiel et s'attaque à des questions comme la représentativité biophysique et l'intégrité écologique au niveau des sites.

L'établissement et l'administration d'un réseau efficace doivent se faire en partenariat. Ils dépendent de buts, d'objectifs et de normes partagés et acceptés de tous, ainsi que d'ententes interjuridictionnelles et interorganisationnelles. Ce réseau doit mettre l'accent sur les sciences de façon à mieux influencer sur la prise de décision. L'atteinte de cet objectif permet de s'assurer que la conservation de la biodiversité est prise en compte de façon adéquate lors de l'établissement de l'utilisation des terres au Canada.

Environnement Canada et Parcs Canada peuvent jouer des rôles très importants dans ce processus étant donné qu'ils peuvent canaliser les intérêts des partenaires multiples, aider à mieux sensibiliser les collectivités à la biodiversité, et fournir de bons points de référence à long terme grâce à leur capacité scientifique, éducative et organisationnelle partout au Canada.

12.5 Recommandations

À la lumière du contexte dans lequel sont formulées les observations du texte principal, nous avons relevé des incidences et des possibilités bien précises pour les contributions scientifiques et parascientifiques d'Environnement Canada et de Parcs Canada dans la conservation in situ de la biodiversité. Ces contributions sont réparties en trois catégories : conception, science et application.

12.5.1 Conception

Une approche cohérente de la conception des sites et d'un système d'aires protégées, acceptée par toutes les instances et tous les intérêts concernés, est nécessaire afin d'optimiser l'apport des aires protégées à la conservation in situ de la biodiversité.

- Un ensemble commun d'unités écologiques dont la hiérarchie s'étend de l'échelle locale à l'échelle nationale, et qui englobe les écosystèmes terrestres, dulcicoles et marins, doit être mis au point à partir du Système de classification écologique du territoire et des modèles existants dans les provinces et territoires afin de décrire les ressources écologiques du Canada.
- La base de données nécessaire pour élaborer l'ensemble commun d'unités écologiques doit être maintenue et constituer le cadre d'un plan détaillé visant à exercer le suivi de l'intégration écologique des aires protégées au Canada.
- Un ensemble commun de critères doit être élaboré à partir du Projet de réseau des parcs nationaux et des plans fédéraux-provinciaux. Au nombre de ces critères, on doit trouver la représentativité, la viabilité des composantes, l'intégrité (ou santé) écologique et les besoins généraux de conservation. Ces critères doivent servir à déterminer les exigences du Canada en matière d'aires protégées et qui peuvent contribuer à la conservation in situ de la biodiversité.
- Il y a lieu de procéder aux analyses de lacunes nécessaires portant sur les aires protégées existantes et les types d'utilisation des terres avoisinantes à tous les niveaux afin d'évaluer la situation actuelle et de déterminer les nouvelles aires qu'il convient de créer ainsi que les besoins en matière d'utilisation compatible des terres. Il est essentiel de maintenir dans tous les sites les liaisons fonctionnelles biologiques permettant l'échange d'individus.
- Il faut fixer en termes non équivoques des buts écosystémiques et des objectifs de conservation interreliés afin d'améliorer la sélection des sites et du système, d'axer la gestion sur la conservation de la biodiversité et de fournir une base scientifique pour l'évaluation des réalisations.

12.5.2 Science

Tous les concepts scientifiques de la biodiversité mentionnés au chapitre 2 doivent s'appliquer aux aires protégées si l'on veut que ces dernières contribuent à la conservation in situ de la biodiversité. Le rôle de ces aires en tant que base de référence et de sites repères pour évaluer les modifications de l'environnement par l'activité humaine en font l'outil le plus souple pour faciliter la compréhension et l'application des sciences à l'utilisation globale des ressources naturelles du Canada par la société.

- Les activités scientifiques qui pourraient contribuer le plus à l'amélioration du rôle des aires protégées dans la conservation in situ de la biodiversité sont les suivantes :

Il faut effectuer des recherches de façon à élaborer une méthode d'évaluation de la «viabilité» des aires protégées en ce qui a trait à leur apport à la conservation de la biodiversité et à la réalisation des fonctions écologiques. Cette analyse de viabilité doit être basée sur les sciences de l'écologie du paysage, de la biologie de la conservation et de l'écologie de la restauration. L'hypothèse voulant que la mise en réserve d'aires représentatives du pays aura pour effet de protéger la biodiversité n'a pas été vérifiée adéquatement.

Écologie du paysage : discipline des grands ensembles, elle nécessite la réalisation de diverses recherches de façon à permettre de parvenir aux divers stades de l'intégration, du niveau local au niveau national, et de déterminer la représentation, les configurations et les rythmes ou l'importance du changement. Les questions de la répartition des aires devant être incluses dans l'objectif des «12 %» dans le pays et de la mosaïque régionale de l'utilisation des terres devraient être traitées dans ce cadre.

Biologie de la conservation : il y a lieu dans le cadre de cette vaste synthèse des nombreuses disciplines biologiques classiques de consacrer des recherches aux méthodes de conception permettant le maintien des populations et des métapopulations viables. Les questions de la définition des problèmes liés aux aires protégées et des analyses liées aux corridors, zones

tampons et utilisations compatibles des terres avoisinantes dans une perspective de conservation devraient également être étudiées. Il convient plus précisément de répondre aux deux questions suivantes : quelle est la valeur relative des différents corridors en ce qui a trait à leur longueur et largeur respective par rapport à l'objectif de connectivité et quels effets les divers modes d'utilisation des terres adjacentes peuvent-ils avoir sur la fragmentation des aires protégées?

Écologie de la restauration : dans cette discipline dont le mode d'intervention s'adapte à chaque site et est généralement axé sur la solution des problèmes, la recherche et la mise à l'essai doivent être axées sur le rétablissement, la réintroduction et la mise en valeur, ainsi que sur la mise au point de techniques.

- Un accent accru doit être mis sur l'établissement d'un inventaire fondamental de la biodiversité dans les aires protégées. Sur le plan des espèces, seuls les grands vertébrés et les plantes vasculaires ont jusqu'ici fait l'objet d'un inventaire détaillé, ce qui n'est même pas le cas dans de nombreuses aires protégées. Il faut orienter davantage notre action vers la conservation des invertébrés et des plantes de petite taille, de qui dépend dans une large mesure la biodiversité de nos espèces sauvages et qui remplissent des fonctions écologiques essentielles.
- Un nouvel accent doit être mis sur l'établissement de bases de données nationales assurant la collecte et la mise à jour continue des informations sur la biodiversité dans les aires protégées. Actuellement, ces données sont disséminées un peu partout, présentées sous différentes formes et pas toujours conservées en lieu sûr.
- Un réseau perfectionné d'information scientifique sur chaque site du système doit être mis au point, maintenu et partagé par toutes les instances et tous les groupes d'intérêt. Les bases de données doivent être électroniques, se présenter sous une forme compatible avec les SIG, pouvoir évoluer, permettre l'optimisation de l'utilisation des informations existantes, particulièrement les connaissances locales ou traditionnelles, et pouvoir être consultées par tous les utilisateurs, y compris le grand public.

- Des programmes d'études de gestion basées sur la recherche scientifique et une analyse des besoins complémentaires en matière d'aménagement du territoire et conçus en fonction du maintien à court et à long terme de chaque aire protégée et de tout le réseau d'aires doivent être élaborés de façon à améliorer les avantages provenant des considérations scientifiques dans de la prise de décision.
- Actuellement, le nombre de scientifiques fédéraux et provinciaux aptes à travailler de concert avec les praticiens du milieu universitaire et du secteur privé à l'amélioration des connaissances scientifiques sur les aires protégées est insuffisant. Il faudra investir davantage dans la formation du personnel et pouvoir compter sur d'autres ressources financières.

12.5.3 Application

À l'heure actuelle, la coordination de l'action des organismes fédéraux, provinciaux et des autres organismes appelés à intervenir dans les aires protégées se fait de façon improvisée. L'orientation et le financement sont fournis de façon non continue, il n'existe aucun consensus ferme en matière de conservation in situ de la biodiversité ni de mécanisme global d'établissement des buts. Il faut mettre sur pied un organisme qui tienne compte de ces divers groupes d'intérêt si l'on veut assurer la mise en oeuvre efficace des recommandations susmentionnées.

- L'interaction entre les intervenants dans les aires protégées existantes doit être renforcée de façon à constituer un regroupement indépendant apte à remplir les fonctions suivantes : assurer la coordination des intrants d'ordre scientifique dans le processus d'élaboration du système et de discussion entourant la désignation de nouvelles aires, optimiser les initiatives des instances et des partenaires, établir les normes nécessaires en matière de gestion de la conservation de la biodiversité et superviser l'évaluation des progrès réalisés.
- Le regroupement projeté d'intervenants doit être structuré de façon à refléter les échelles locales, régionales et nationales du réseau canadien des aires protégées. Le financement doit

être important de façon à pouvoir influencer sur la mise en oeuvre du programme par des moyens directs et coopératifs.

- Le regroupement d'intervenants doit avoir une capacité permanente de recherche appliquée, être en mesure d'orienter l'élaboration des plans, y compris des priorités en matière de conservation de la biodiversité à l'échelle du site et à plus grande échelle, pouvoir assurer le contrôle de la qualité scientifique, optimiser la valeur des bases de données et participer à l'accroissement des connaissances en matière d'écologie grâce à l'utilisation de l'information, de la surveillance systématique et de la gestion adaptative.
- Le regroupement d'intervenants doit communiquer à tous les Canadiens l'information de nature scientifique sur le rôle et la valeur de la conservation in situ de la biodiversité et du réseau d'aires protégées. Il doit également favoriser la communication entre les spécialistes des aires protégées et jouer le rôle de défenseur de l'approche scientifique en matière de conservation de la biodiversité. Il faudrait également envisager un rôle de liaison scientifique sur le plan international.

Les responsables de Parcs Canada sont priés de demander au Conseil fédéral-provincial des parcs de veiller à la mise en oeuvre de chacun des trois volets de ces recommandations : conception, science et application. Le Conseil doit être invité à étudier les changements importants requis sur le plan de l'administration, du financement et de la représentation des membres. Dans l'hypothèse où le Conseil appuie la nécessité d'une coordination nationale, Parcs Canada doit préparer un document de travail où seront examinées les options (p. ex., le CCAE) permettant de constituer l'organisme national souhaité.

12.5.4 Rapports avec Environnement Canada et Parcs Canada

Ces recommandations sont généralement compatibles avec les politiques et les programmes fédéraux existants, particulièrement ceux qui découlent du Plan vert et de la Loi sur les parcs nationaux. Si nous voulons respecter l'engagement du Canada en matière de conservation de la biodiversité, il faut optimiser le rôle des aires protégées dans la conservation in situ de la biodiversité. Des regroupements d'intervenants renforcés et plus efficaces sont nécessaires. Les gestionnaires fédéraux des aires protégées peuvent travailler plus étroitement avec les administrations locales des provinces et des territoires et les organismes environnementaux non gouvernementaux à chaque site et à l'échelle régionale, comme le démontre l'importance accordée par Parcs Canada à l'intégrité écologique des grands écosystèmes des parcs et (ou) des aires de coopération et des réserves de la biosphère (ou des modèles semblables), par le biais de la création d'aires centrales fédérales. Les groupes chargés de la gestion de la conservation ou de l'aménagement du territoire à chaque site ou à l'échelle régionale peuvent faire appel à Environnement Canada et aux autres organismes de recherche scientifique au besoin pour assurer une base solide pour la prise de décision et l'exploitation de ces aires. La coopération entre le gouvernement, le secteur privé et le secteur public à tous les niveaux du pays permettrait la création d'un regroupement efficace assurant la mise en valeur des aires protégées.

Là où ils ont des responsabilités de gestion des aires protégées, Environnement Canada et Parcs Canada doivent assumer leur rôle de chef de file. La promotion de la biodiversité doit être assurée à tous les niveaux. Il incombe par ailleurs au gouvernement fédéral d'assurer la prestation et la coordination des services de recherche liés à la biodiversité, la production des rapports d'étape, ainsi que l'échange de l'information et des communications.

Ouvrages cités

- Agee, J.K. and D.R. Johnson (eds.). 1988. Ecosystem management for parks and wilderness. University of Washington Press, Seattle.
- Anonymous. 1992. The Wildlands Project land conservation strategy. Pages 10–25 in D. Foreman (ed.), Wild Earth, Special Issue. Cenozoic Society, Ann Arbor, Mich.
- Attridge, I. 1994. Prospects for Canadian protected areas legislation. In Proceedings of the 1993 Annual Meeting of the Canadian Council on Ecological Areas, Windsor (in press).
- Beechey, T.J. (ed.). 1993. Jurisdictional reports to CCEA. 12th Annual General Meeting of the Canadian Council on Ecological Areas, Windsor.
- Bowman, S.-J. 1993. All wet in Oregon. Nat. Conserv. 43(5):10–15.
- Brandt, E. 1993. How much is a gray wolf worth? Natl. Wildl. 31(4):4–13.
- Cadman, M.D., P.F.J. Eagles, and F.M. Helleiner (eds.). 1987. Atlas of the breeding birds of Ontario. Federation of Ontario Naturalists and Long Point Bird Observatory. University of Waterloo Press, Waterloo.
- Canadian Council on Ecological Areas. 1993. Newsletter No. 8. Windsor.
- Commission mondiale sur l'environnement et le développement. 1988. Notre avenir à tous. Éditions du Fleuve, Montréal.
- Conseil consultatif canadien de l'environnement. 1991. Une vision des zones protégées pour le Canada. Ministre des Approvisionnement et Services Canada, Ottawa.
- Eagles, P.F. and T.J. Beechey. 1985. Critical unprotected areas in the Carolinian life zone of Canada. The Nature Conservancy of Canada, Toronto.
- Egger, K.N. and S.M. Carr. 1991. Conserving Canada's genetic resources: an assessment of the need for molecular genetics research in Canada's national parks system. Unpubl. rep., Memorial University of Newfoundland, St. Johns.
- Environment Canada. 1982. Point Pelee National Park management plan. Canadian Parks Service, Ottawa.
- Environment Canada. 1991. Terrestrial ecoregions of Canada. State of the Environment Reporting, Ottawa.
- Environment Canada. 1992a. National parks policy. Draft. Canadian Parks Service.
- Environment Canada. 1992b. Point Pelee National Park management plan. Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- Environment Canada. 1992c. Strategic framework to sustain the integrity of ecosystems. Canadian Parks Service. 16 pp.
- Environment Canada/B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks. 1993. State of environment report for British Columbia. Victoria.
- Environnement Canada. 1989. L'importance de la faune pour les Canadiens en 1987 : rapport sommaire de l'enquête nationale. Service canadien de la faune, Ottawa.
- Environnement Canada. 1990. Projet de réseau des parcs nationaux. N° de cat. R62-254/1990F, Ministre des Approvisionnement et Services Canada, Ottawa.
- Environnement Canada. 1991. L'état de l'environnement au Canada. Rapport sur l'état de l'environnement, Ottawa.
- Forman, R.T. and G. Godron. 1986. Landscape ecology. J. Wiley & Sons, New York. 619 p.
- Freedman, J. 1988. Best park projects. Natl. Parks (September/October):17–25.
- Freemark, K.E., J.R. Probst, J.B. Dunning, and S.J. Hejl. 1993. Adding a landscape ecology perspective to conservation and management planning. Pages 346–352 in D.M. Finch and P. Stangel (eds.), Status and management of Neotropical migratory birds. Gen. Tech. Rep. RM-229, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Flagstaff, Ariz.
- Gauthier, D. (ed.). 1992. Canadian Council on Ecological Areas framework for developing a nation-wide system of ecological areas. Part 1 — A strategy. Occas. Pap. No. 12, Canadian Council on Ecological Areas, Windsor.
- George Wright Society. 1986. Proceedings of the Conference on Science in the National Parks. Vols. 1–8. Colorado State University, Fort Collins.
- Gouvernement du Canada. 1990. Le Plan vert du Canada : Le Plan vert du Canada pour un environnement sain. N° de cat. En21-94/1990F, Ministre des Approvisionnement et Services Canada, Ottawa.

- Graham, R. (ed.). 1990. Marine ecological areas in Canada. Occas. Pap. No. 9, Canadian Council on Ecological Areas, Windsor.
- Gray, P.A. and C.D.A. Rubec. 1989. National registry of ecological areas. Canadian Council on Ecological Areas, Windsor.
- Groupe d'étude de la conservation de l'environnement du Nord. 1984. Rapport du Groupe d'étude de la conservation de l'environnement du Nord. Ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien. Ottawa.
- Harris, L.D. 1984. The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. University of Chicago Press, Chicago.
- Hester, E. 1993. National biological survey: a progress report. *Park Sci.* 13(3):6-8.
- Hudson, W.E. (ed.). 1991. Landscape linkages and biodiversity. *Defenders of wildlife*. Island Press, Washington, D.C.
- Hummel, M. 1990. A conservation strategy for large carnivores in Canada. World Wildlife Fund Canada, Toronto.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 1990. A framework for the classification of terrestrial and marine protected areas. Task Force on Classification, Commission on National Parks and Protected Areas.
- Jordan, W.R., M.E. Gilpin, and J.D. Aber (eds.). 1987. Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Kay, J., G. Francis, and S. Woodley (eds.). 1993. Ecological integrity and the management of ecosystems. St. Lucie Press, Delray, Fla.
- Leopold, A. 1949. A Sand County almanac and sketches here and there. Oxford University Press, New York.
- Lucas, R.C. (ed.). 1987. Proceedings: National Wilderness Research Conference: Issues, state-of-knowledge, future directions, Fort Collins, Colo., 23-26 July 1985. Intermountain Research Station, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Ogden, Utah.
- MacArthur, R.H. and E.O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Machlis, G.E. and D.L. Tichnell. 1985. The state of the world's parks: an international assessment for resource management, policy and research. Westview Press, London, U.K.
- McAllister, D.E. 1993. Is the hidden tree-fungus partnership in crisis? *Global Biodiversity* 3(1):32-34.
- Merriam, G. 1993. An introduction to concepts of landscape ecology for Ontario park managers, administrators and policy-makers. Pages 87-92 in S.F. Poser, W.J. Crins, and T.J. Beechey (eds.), Size and integrity standards for natural heritage areas in Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources.
- Miller, K. 1987. IUCN. Bali Action Plan. Commission on National Parks and Protected Areas, Ottawa.
- Mosquin, T. and P. Whiting. 1992. Canada Country Study of Biodiversity. Draft. Canadian Centre for Biodiversity, Canadian Museum of Nature, Ottawa.
- Neilson, R.P. 1993. Transient ecotone response to climate change. *Ecol. Appl.* 3(3):385-395.
- Noss, R.F. 1988. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33(11):700-706.
- Noss, R.F. 1993. The Wildlands Project. Wild Earth, Cenozoic Society, Canton, N.Y.
- Odum, E.P. 1969. Fundamentals of ecology. W.B. Saunders Co., Philadelphia.
- Ontario Ministry of Natural Resources. 1992. A natural heritage areas strategy for Ontario: responding to the endangered spaces challenge. Draft. Provincial Parks and Natural Heritage Policy Branch.
- Robertson-Vernes, J. 1992. Biosphere reserves: relation with natural world heritage sites. *Parks* 3(3):29-34.
- Rowe, J.S. 1990. Home place: essays on ecology. Canada Parks and Wilderness Society, Henderson Book Series No. 12. NeWest Books, Edmonton.
- Rugh, J.C. and D.L. Peterson. 1992. Inventory and monitoring in the national parks: forging a plan. *Park Sci.* 12(4):1-4.
- Schonewald-Cox, C.M. and J.W. Bayless. 1986. The Bowday Model: a geographic analysis of design and conservation of nature reserves. *Biol. Conserv.* 38:305-322.
- Schonewald-Cox, C.M., M. Buechner, R. Sauvajot, and B. Wilcox. 1992. Crossboundary management between national parks and surrounding lands: a review and discussion. *Environ. Manage.* 16(2):273-282.

- Scott, J.M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T.C. Edwards, Jr., J. Ullmon, and R.G. Wright. 1992. Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. Wildlife Monograph No. 123, The Wildlife Society.
- Searle, R. 1993. The protected areas paperchase. Borealis No. 12.
- Sewell, J., G. Penfold, and T. Vigod. 1993. New planning for Ontario. Publications Ontario, Toronto.
- Shafer, C.L. 1990. Nature reserves: island theory and conservation practice. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Sharp, M. 1992. Ecosystem management: Point Pelee National Park. Vol. 1. Geomatics International Ltd., Toronto.
- Smith, P.G.R. 1987. Towards the protection of Great Lakes natural heritage areas. Tech. Pap. No. 2, Heritage Resources Centre, University of Waterloo, Waterloo.
- Soulé, M.E. (ed.). 1986. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Stephenson, W. 1994. Remarks to closing plenary concurrent session: ecological integrity and management. In Proceedings of the 1993 Annual Meeting of the Canadian Council on Ecological Areas, Windsor (in press).
- Strobeck, C. 1993. Molecular genetic research and DNA repository: final report. Unpubl. rep., University of Alberta, Calgary.
- Turner, A.M., C.D.A. Rubec, and E.B. Wiken. 1991. Canadian ecosystems: a system approach to their conservation. Pages 117-127 in Proceedings, International Conference on Science and Management of Protected Areas, Wolfville, Nova Scotia. Elsevier, Amsterdam.
- UNESCO (United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization — Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture). 1988. Man belongs to Earth: international cooperation in environmental research. UNESCO/MAB (Programme sur l'homme et la biosphère), Paris.
- U.S. Department of Agriculture. 1977. Proceedings: River Recreation Management and Research Symposium, 24-27 January, Minneapolis, Minn. U.S. Forest Service.
- Wiken, E.B. (comp.). 1986. Écozones terrestres du Canada. Rapport n° 19, Série de la classification écologique du territoire. Environnement Canada, Hull. 26 pp. + carte.
- Wiken, E.B., C.D.A. Rubec et G. Ironside. 1993. Écorégions terrestres du Canada (Carte MCR 4164F). Atlas national du Canada. 5^e éd. Énergie, Mines et Ressources Canada/Environnement Canada. Ottawa.
- Woodley, S. 1991. Questionnaire on ecosystem stresses in Canada's national parks. Unpubl. rep., Canadian Parks Service, Ottawa.
- World Wildlife Fund. 1993. Endangered Spaces Progress Report No. 4. Toronto.

Treizième chapitre

Évaluation socio-économique de la biodiversité

Fernand (Fern) Filion

Service canadien de la faune, Environnement Canada

W.L. Adamowicz

University of Alberta, Edmonton

Résumé	251
13.1 Introduction	252
13.2 Contexte	252
13.3 Rôle des sciences sociales dans les évaluations de la biodiversité	253
13.4 Mesure des avantages pour l'environnement et analyse avantages-coûts de la conservation de la biodiversité.	254
13.5 Divers usages et avantages de la biodiversité	255
13.6 Exemples d'usages et d'avantages de la biodiversité	256
13.6.1 Usages extractifs directs	257
13.6.2 Usages non extractifs directs	257
13.6.3 Usages indirects	258
13.6.4 Usages facultatifs	258
13.6.5 Usages passifs	258
13.7 Autres aspects de la mesure des avantages	259
13.8 Techniques utilisées pour évaluer la biodiversité	259
13.8.1 Méthodes basées sur les prix réels du marché	260
13.8.1.1 Méthode du prix du marché de la production	260
13.8.1.2 Méthode de la dépense effective	260
13.8.1.3 Autres méthodes basées sur les prix réels du marché	261
13.8.2 Méthodes basées sur les prix de substitution du marché	262
13.8.2.1 Méthode du coût de remplacement (MCR)	262
13.8.2.2 Méthode du coût des déplacements (MCD)	262
13.8.2.3 Autres méthodes basées sur les prix de substitution du marché	263
13.8.3 Méthodes basées sur les prix simulés du marché	264
13.8.3.1 Méthodes par évaluation contingente (MÉC)	264
13.8.3.2 Autres méthodes basées sur les prix simulés du marché	265

13.9	Minimiser les coûts pour atteindre des objectifs de biodiversité	266
13.10	Effets irréversibles de la perte de biodiversité : la norme sûre minimale (NSM).....	267
13.11	Secteurs visés par les politiques, auxquels la recherche et l'analyse socio-économiques pourraient contribuer.....	268
13.11.1	Mesurer les avantages nous aide à «verdir» les comptes du revenu national	268
13.11.2	Comprendre et mesurer la distribution des coûts et des avantages nous aident à créer et à calibrer des instruments économiques permettant de conserver et de protéger l'environnement	268
13.11.3	Mesurer les avantages aide les décideurs à comprendre l'étendue des coûts si l'on n'agit pas dans le sens de la conservation et de la protection et peut entraîner un changement d'attitude profond au sein de la société	269
13.12	Recommandations	270
	Ouvrages cités	271
Figure 13.1	Cadre illustrant le continuum des usages et des avantages socio-économiques de la conservation de la biodiversité	255
Figure 13.2	Avantages économiques et impact de l'agrément que procure la faune au Canada, 1987.....	257

Résumé

L'évaluation scientifique de la biodiversité qui fait l'objet du présent document vise à favoriser les liens entre la recherche et les instruments d'intervention. Il est important que les décideurs responsables du bien-être de la nation comprennent la nature des liens qui existent entre la richesse de la biodiversité au Canada et la santé de l'économie du pays. Les liens entre l'environnement et l'économie ont été pris en considération dans un certain nombre de mesures environnementales adoptées récemment. Dans le présent chapitre, nous examinons ce rapport dans le contexte de la conservation de la biodiversité. Toute évaluation socio-économique de la biodiversité comprend une analyse de l'impact des changements survenus dans la biodiversité sur le système économique, de même que de l'impact des systèmes sociaux et économiques sur la biodiversité.

Le chapitre renferme trois grands thèmes. Premièrement, nous analysons diverses méthodes d'évaluation de la valeur ou de l'impact économique des changements qui surviennent dans la biodiversité. Ces méthodes peuvent servir à mesurer les effets, en termes économiques, de tout changement dans l'environnement. On s'est rendu compte que l'une des grandes causes du déclin de la biodiversité a été le peu d'importance accordé à la valeur des ressources biologiques. Pour corriger quelque peu la situation, nous présentons un cadre permettant de prendre conscience du vaste assortiment d'utilisations de la biodiversité et des avantages socio-économiques de sa conservation, ainsi que d'un certain nombre de moyens techniques de les monnayer.

Deuxièmement, nous montrons qu'il est possible de faire appel à des méthodes économiques pour inciter les hommes à conserver la biodiversité et pour utiliser avec parcimonie les ressources requises pour atteindre des objectifs de biodiversité. Ces méthodes, qui sont basées sur la théorie des instruments économiques de protection de l'environnement, vont au-delà des approches traditionnelles du commandement et du contrôle utilisées pour la régulation écologique et tentent d'intégrer les objectifs environnementaux au système économique.

En troisième et dernier lieu, nous examinons le cas des effets irréversibles découlant de la perte de biodiversité. Dans cette partie du chapitre, nous montrons que la norme minimale sûre est un moyen d'éliminer les pertes irréversibles.

Les valeurs socio-économiques peuvent être utilisées pour prendre des décisions (analyse avantages-coûts, élaboration de comptes des ressources naturelles) ou pour concevoir des instruments d'intervention permettant de conserver la biodiversité (fixation d'un prix à partir du coût complet). Le chapitre se termine par une description d'un certain nombre de secteurs visés par les politiques auxquels la recherche socio-économique pourrait contribuer. Ces secteurs comprennent l'intégration des ressources naturelles à la comptabilité nationale, l'élaboration d'instruments d'intervention permettant de conserver la biodiversité et l'analyse de la valeur, en tant qu'aide à la prise de décision, des changements qui surviennent dans la biodiversité.

Tout au long du chapitre, l'accent est mis sur l'importance de relier l'analyse socio-économique de la biodiversité à son analyse biophysique. Les spécialistes des sciences sociales ont besoin d'une information biophysique précise pour pouvoir évaluer l'impact de la perte de biodiversité. Les évaluations biophysiques peuvent tirer profit de renseignements sur les réactions sociales et économiques aux changements qui surviennent dans l'environnement et dans les politiques de protection de l'environnement. Il se dégagera des recherches communes de ce type une information mieux adaptée à l'élaboration de politiques et à la conservation de la biodiversité.

L'activité humaine et les diverses forces socio-économiques font partie des principales causes du déclin de la biodiversité. En conséquence, il est essentiel de mieux comprendre ces forces au plan scientifique pour pouvoir prendre conscience de la nature et de l'ampleur des problèmes qui nuisent à la conservation de la biodiversité et pour leur trouver des solutions permanentes.

13.1 Introduction

L'étude scientifique des pertes de biodiversité a été, en grande partie, de nature biologique. Toutefois, les ressources biologiques de la planète constituent une source de richesse monétaire et non monétaire pour la société et bon nombre des effets néfastes pour la biodiversité sont un résultat de l'activité économique de l'homme. Dans de nombreux cas, les activités sociales et économiques de l'homme sont les causes premières des pertes de biodiversité. En conséquence, le déclin de la biodiversité devrait être considéré comme un problème social. Pour bien saisir les causes de ces pertes et pour trouver des façons d'agir qui permettent de conserver la biodiversité, il faut comprendre les agents socio-économiques, les facteurs d'incitation qui les motivent et les institutions qui les encadrent.

Des secteurs socio-économiques particuliers sont envisagés dans la plupart des chapitres de la présente monographie. Dans les chapitres où il est question de l'utilisation des ressources, les auteurs se bornent à observer essentiellement l'impact, sur l'environnement, des demandes du secteur agricole, de l'industrie forestière, de la pêche et des citadins. Chacune de ces «industries» tire profit de la richesse que constituent les ressources naturelles, tout en ayant un impact sur cette richesse. Dans les chapitres sur les «agents stressants», les auteurs évaluent l'impact que l'activité humaine a sur la base des ressources à cause de la pollution, des organismes introduits et du changement atmosphérique. Ces «agents stressants» sont un résultat des activités économiques anthropiques, activités qui s'exercent en fonction des signaux du marché. On peut alors se poser les questions suivantes : quels facteurs d'incitation ou quels «signaux» ces secteurs reçoivent-ils concernant les limites de la base des ressources? Le caractère limité des biens naturels ou la valeur des constituants de la biodiversité sont-ils reflétés dans les signaux qui sont donnés à l'économie?

L'économie, en tant que science, examine l'utilisation efficace de ressources limitées. Depuis toujours, ces ressources limitées comprenaient le travail, le capital et les matériaux entrant dans les processus de production. Depuis quelque temps, on considère comme ressources limitées les «biens naturels» qui comprennent l'air, l'eau, les réserves

naturelles, la faune, les habitats et d'autres actifs environnementaux. Par eux-mêmes, les signaux du caractère limité de ces ressources devraient faire partie du système économique. Il faudrait examiner et intégrer les liens qui existent entre les processus de la production et de la consommation humaines et le milieu naturel.

Dans le présent chapitre, nous évaluons le rôle que l'analyse socio-économique joue dans la conservation de la biodiversité. Des méthodes économiques permettant de dégager la valeur de rareté des actifs environnementaux sont prises en considération. Ces approches comportent des points forts et des points faibles et, comme dans toute autre science, certaines questions nécessitent des recherches. Par contre, même si ces méthodes d'évaluation peuvent servir à dégager l'importance des actifs environnementaux, nous devons examiner également les institutions qui sont utilisées pour traduire ces valeurs dans l'économie. À cet égard, nous nous penchons sur la manière d'utiliser des instruments économiques dans le but de «bien comprendre les signaux». Finalement, nous étudions le cas des pertes irréversibles et les mécanismes sociaux et économiques qu'on peut utiliser dans de telles circonstances.

13.2 Contexte

Conformément au cadre de référence de la présente évaluation scientifique de la biodiversité, le Comité «*Top-of-the-House*» voulait que le Ministère utilise des évaluations scientifiques de ce genre comme outil reliant la recherche aux instruments d'intervention. Pour qu'un tel lien soit établi, il est essentiel de montrer clairement aux principaux responsables des politiques et des décisions, auxquels est confié le bien-être du pays et de ses habitants, quels rapports existent entre la richesse de la biodiversité de la nation et la santé de son économie. Le cadre de référence reconnaît que la biodiversité doit être conservée à cause des valeurs socio-économiques qui lui sont associées. En d'autres termes, si nous ne pouvons pas montrer, en termes concrets, que la biodiversité a une valeur socio-économique, notre environnement va probablement continuer de se dégrader et notre biodiversité, de subir des pertes.

Une convention sur la biodiversité a été signée par plus de 150 pays au Sommet de la Terre au Brésil en 1992. La convention couvre toutes les ressources biologiques, leur diversité et les écosystèmes dont elles font partie. La Convention sur la diversité biologique (UNEP 1992) vise trois objectifs : 1) la conservation de la diversité biologique; 2) l'utilisation durable de la biodiversité; et 3) le partage équitable des avantages qui résultent de cette utilisation. Les deux derniers objectifs sont centrés sur des considérations socio-économiques, qui sont essentielles pour atteindre le premier objectif qu'est la conservation de la biodiversité. L'importance des considérations socio-économiques est, par ailleurs, reconnue dans le document récent intitulé *Global Biodiversity Strategy*, élaboré par le *World Resources Institute* (WRI), l'Alliance mondiale pour la nature (UICN) et le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE). De l'avis de ces organismes, *l'une des grandes causes qui sous-tendent la perte de biodiversité à l'échelle de la planète réside dans le fait que les sociétés ne sont pas parvenues à apprécier l'environnement et ses ressources à leur juste valeur* (*World Resources Institute et al.*, 1992). Autrement dit, l'un des aspects les plus importants de la conservation est la nécessité de saisir toute la portée des avantages que la biodiversité apporte à l'humanité. Sans des méthodes scientifiques défendables pour mesurer les avantages résultant de la conservation de la biodiversité, les politiques de développement non durable vont continuer de proliférer.

Toutefois, la mesure des avantages n'est qu'un des aspects de la contribution de l'évaluation socio-économique. La recherche en sciences sociales a comme rôle majeur de déterminer les façons dont les sociétés réagissent aux politiques environnementales. Elle peut être utilisée pour faire ressortir l'impact des politiques concernant la biodiversité et pour mesurer leurs effets sur l'économie et sur l'environnement. Par ailleurs, étant donné que les politiques visent des objectifs précis (p. ex., le maintien d'un certain habitat), les instruments économiques peuvent être conçus de manière à réduire au minimum les ressources utilisées pour atteindre ces objectifs. Il est de plus en plus reconnu que, par elles-mêmes, les méthodes traditionnelles du «commandement» et du «contrôle» ne peuvent pas garantir que l'environnement sera protégé. Il faut compléter ces méthodes tradi-

tionnelles de régulation par d'autres méthodes dont les facteurs d'incitation motivent les gens et certains groupes cibles à adopter un comportement écologique responsable. L'analyse socio-économique peut également permettre de déterminer l'incidence des avantages et des coûts sur divers groupes sociaux de la nation. Cette information sur l'aspect de la conservation de la biodiversité qu'est l'équité est essentielle pour élaborer des politiques.

En résumé, des forces socio-économiques et l'activité humaine font partie des causes premières du déclin de la biodiversité. Parmi ces causes, il y a, entre autres, la croissance démographique, les utilisations non viables des ressources pour répondre à des besoins grandissants, la dégradation des habitats, les politiques économiques inspirées d'une connaissance inadéquate des écosystèmes et les facteurs d'incitation économiques pervers qui laissent de côté les coûts d'opportunité du développement. En conséquence, il est indispensable de mieux comprendre, au plan scientifique, la portée de ces forces socio-économiques pour bien saisir la nature et l'ampleur des problèmes qui touchent la conservation de la biodiversité et pour leur trouver des solutions permanentes.

13.3 Rôle des sciences sociales dans les évaluations de la biodiversité

Les évaluations biophysiques de la biodiversité mesurent et décrivent les changements dans les écosystèmes et leur impact sur la société. Cet impact comprend les effets sur notre atmosphère, le climat, les produits alimentaires, la qualité de l'eau, la santé, les ressources en loisirs, etc. Les sciences biophysiques décrivent également comment les processus humains (p. ex., la production industrielle, la production de déchets, l'agriculture, l'exploitation forestière, etc.) ont des répercussions sur les systèmes naturels et sur la biodiversité. Il revient aux sciences sociales d'évaluer comment les changements dans le système biophysique touchent le comportement humain. Les changements dans l'environnement et au niveau des politiques liées à l'environnement entraînent des réponses sociales. Par exemple, des changements dans la qualité de l'eau incitent à acheter des

systèmes de purification de l'eau (ces achats sont appelés des « dépenses défensives »). Des changements dans les habitats lotiques ont des répercussions sur les valeurs qu'a la pêche sportive et peuvent inciter les pêcheurs à exercer leur activité dans d'autres endroits. Les nouvelles politiques conçues pour contrôler certains polluants peuvent entraîner des changements au niveau des processus de production. De leur côté, ces nouveaux processus de production auront des effets sur l'environnement. Les spécialistes des sciences sociales ont pour rôle de mesurer les changements qui surviennent dans le comportement humain (p. ex., production, consommation, etc.).

Dans toute évaluation de la biodiversité, l'économie ou le système social doit être examiné en parallèle avec l'environnement. L'information fournie par les sciences biophysiques est essentielle aux spécialistes des sciences sociales qui veulent faire de la recherche pertinente sur les questions environnementales. Si les sciences sociales et les sciences physiques fonctionnent en vase clos, les données requises pour une évaluation sociale pourraient ne pas être rassemblées. Dans la même veine, l'information colligée par les spécialistes des sciences sociales devrait servir aux spécialistes des sciences biophysiques. Les données recueillies sur les changements attendus au niveau du comportement humain à la suite de l'entrée en vigueur d'une nouvelle politique ou d'un nouveau programme peuvent faciliter l'élaboration d'une évaluation scientifique. Après tout, nous sommes avant tout intéressés par l'impact des activités de l'homme sur la biodiversité.

À la lumière de ce qui précède, il faut faire une évaluation scientifique de la biodiversité en se servant de l'évaluation socio-économique en tant que science qui peut donner des résultats qui façonneront les politiques et qui sont essentiels pour conserver la biodiversité. En conséquence, l'évaluation scientifique doit prendre en considération certaines questions d'ordre socio-économique :

- 1) la mesure des avantages pour l'environnement et l'analyse avantages-coûts de la conservation de la biodiversité;
- 2) des façons de réduire le plus possible ce qu'il en coûte d'atteindre des objectifs liés à la biodiversité;
- 3) des moyens d'aborder les pertes irréversibles; et
- 4) des recommandations pratiques

se dégageant de la recherche socio-économique sur la conservation des ressources environnementales. Ces questions sont abordées dans la suite du chapitre.

13.4 Mesure des avantages pour l'environnement et analyse avantages-coûts de la conservation de la biodiversité

Le thème de l'analyse avantages-coûts a comme pivot le concept de l'efficacité économique. D'après ce concept, les ressources (y compris les milieux naturels) devraient être affectées à des usages de valeur maximale pour satisfaire les désirs et les besoins de la société. Par contre, les valeurs des ressources environnementales, comme la biodiversité, ne sont pas représentées par des prix du marché. Le rôle de ces ressources au sein de l'économie est obscurci par le fait que leur valeur n'est pas reconnue. C'est pour cette raison que l'affectation des ressources est facilitée en déterminant la valeur des ressources environnementales. Une évaluation précise de la valeur d'un actif environnemental en favorisera la conservation et en éliminera tout usage impropre.

La valeur des actifs environnementaux fait avant tout partie des moyens, comme l'analyse avantages-coûts, qui aident à prendre des décisions. Habituellement, ce genre d'analyse porte sur les changements au niveau de la qualité ou de la quantité d'une ressource. En associant la valeur de l'actif environnemental à l'exercice, on obtient de l'information sur la base d'un seul critère, comme les unités monétaires. Par ailleurs, même s'il est impossible de déterminer des valeurs pour tous les constituants du système, la rigueur de l'analyse avantages-coûts facilite la prise de décision. L'analyse comprend la définition et, si possible, l'évaluation de tous les avantages et de tous les coûts à l'étude. L'analyse des avantages-coûts est utilisée depuis de nombreuses années et elle repose sur des normes précises; elle constitue donc un outil pouvant servir à examiner les décisions qui concernent l'usage des ressources. En outre, on peut l'utiliser pour étudier la distribution des avantages et des coûts entre les membres de la société.

Toutefois, les valeurs environnementales ne servent pas uniquement pour l'analyse des avantages-coûts. Elles permettent également de dégager des comptes des ressources (c.-à-d. des comptes qui mesurent la valeur du stock des biens naturels), d'établir la compensation lorsque des torts sont causés à l'environnement et d'élaborer des indicateurs des prix dans lesquels entre en ligne de compte l'impact environnemental de la production économique (c.-à-d. la fixation d'un prix à partir du coût complet).

Il faut reconnaître que les actifs environnementaux ont de la valeur. Même lorsqu'on ne recourt pas à des techniques d'évaluation de ces actifs, les décisions et les interventions déterminent implicitement leur valeur. En conséquence, la mesure des avantages peut être considérée comme une autre parcelle d'information qui appuie le processus décisionnel. Dans la plupart des cas, elle constitue une forme d'apport public structuré au processus de prise de décision.

13.5 Divers usages et avantages de la biodiversité

Qu'est-ce qu'un avantage? C'est un gain, monétaire ou autre, que retirent les gens lorsqu'ils utilisent un bien ou un service. Dans le cas de la conservation de la biodiversité, ces avantages sont des gains qui résultent des usages viables de la biodiversité. Lorsqu'il s'agit d'estimer les avantages des biens et des services tirés de la biodiversité, l'on fait face à un triple défi :

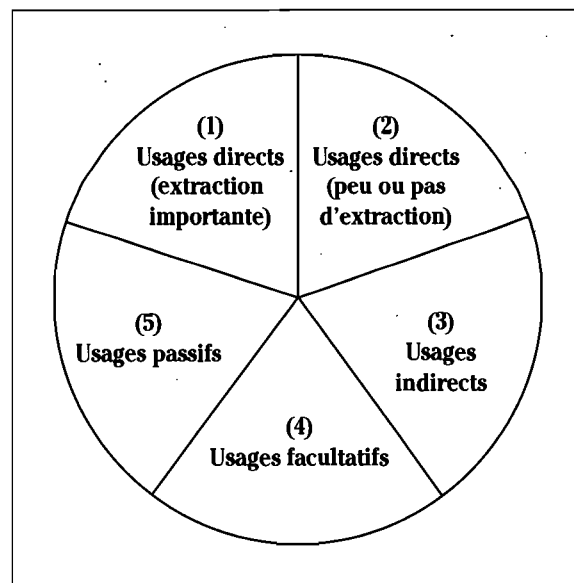
- La biodiversité a des usages réels et éventuels innombrables qui résultent en des avantages réels et éventuels importants pour l'humanité.
- Cependant, bon nombre de ces avantages réels et éventuels n'ont aucune valeur marchande, de sorte qu'il est difficile de leur attribuer une valeur.
- En outre, de nombreux facteurs aléatoires obscurcissent les liens biophysiques et les divers niveaux des avantages qui se dégagent de la biodiversité. En conséquence, le défi à relever consiste à trouver des façons appropriées de les évaluer, même sans valeurs marchandes.

Pour ces raisons, il existe un manque flagrant de données de nos jours sur la valeur de la biodiversité. À cause de cela, les gens risquent de supposer que ces valeurs sont petites ou même insignifiantes. Ce risque peut être évité en étayant la valeur de la biodiversité au moyen d'une recherche socio-économique défendable.

Quelles sont les principales sources des avantages offerts par la biodiversité? Cinq grandes catégories d'usage profitent à l'humanité (figure 13.1) (Filion *et al.*, 1993a). La figure renferme un continuum d'usages de la biodiversité et les avantages socio-économiques qui en résultent. Ces usages vont d'une panoplie d'usages directs bien connus (c.-à-d. extractifs et non extractifs) à des usages moins connus dits indirects, facultatifs et passifs. Signalons qu'il faut envisager l'ensemble des avantages qui se dégagent de tous les usages. Les deux premières catégories d'usage diffèrent des trois autres en ce sens qu'on peut constater que les usages directs sont consommés par les gens ou ils constituent un profit pour eux; ce n'est pas le cas des autres usages. D'un point de vue pragmatique, on s'attend généralement à ce que les données sur les avantages tirés des usages directs soient plus riches et plus fiables que pour les usages indirects,

Figure 13.1

Cadre illustrant le continuum des usages et des avantages socio-économiques de la conservation de la biodiversité.



facultatifs ou passifs. Selon la figure, la valeur économique globale des divers usages de la biodiversité est obtenue en additionnant les avantages de chaque grande catégorie d'usage. Les catégories d'usage 1, 2, 3 et 5 ont fait l'objet de certaines recherches et certains avantages ont été estimés dans le cas des ressources fauniques du Canada.

L'avantage global de la biodiversité, en termes de services de support vital et d'autres services écologiques, est indubitablement important. En fait, Randall (1988) a prétendu que, pour l'ensemble des habitants de la Terre, «la perte de tous les biotes non humains a une valeur clairement infinie» (p. 222), (notre traduction). Ce qui compte le plus lorsqu'il s'agit d'élaborer des politiques et des programmes, c'est la façon d'attribuer une valeur aux *changements* qui surviennent dans la biodiversité (p. ex., changements au niveau des habitats, perte d'une seule espèce, etc.). Comme l'a dit Randall, «la question la plus importante qui se pose concerne la valeur perdue à cause de la disparition d'un pan de diversité ici et d'un autre pan là. Pour ce qui est de la valeur à donner aux *changements*, il est souvent possible de trouver une réponse d'ordre économique à la fois utile et assez fiable» (p. 222), (notre traduction). Cette dernière notion, soit l'évaluation des changements dans les services écologiques, comporte assez souvent un certain intérêt. Ainsi, l'analyse des avantages-coûts nécessite l'évaluation du changement au niveau des avantages et des coûts avec ou sans un certain «projet». La comptabilisation des ressources, par contre, vise à mesurer la valeur du stock d'une ressource ou sa valeur totale. Même dans de tels cas, on peut utiliser l'information sur les valeurs marginales pour déterminer le changement au niveau de la valeur du stock ou pour déterminer si le compte de la ressource s'accroît ou diminue. Dans les exemples de la section suivante où il est question de types différents d'avantage, l'on peut envisager de mesurer la valeur totale. Toutefois, lorsqu'il s'agit de mesurer les valeurs de la biodiversité, il peut être plus instructif d'envisager le changement que connaît la valeur en fonction de divers niveaux de la biodiversité.

Certains craignent que l'évaluation des ressources environnementales ne soit pas un mécanisme qui se prête à la conservation de la biodiversité. Par exemple, les méthodes d'évaluation n'auraient pas

la robustesse requise pour mesurer les valeurs avec précision. Aussi, il semblerait difficile de mesurer toutes les valeurs de toutes les ressources. Finalement, il y a la façon dont ces techniques seront utilisées au sein du système économique. Certains croient que la détermination de la valeur des actifs environnementaux est un mouvement qui va dans le sens d'un marché entièrement libre pour tous les biens, tandis que d'autres ont déclaré que les exercices d'évaluation constituent des tentatives visant à utiliser des «méthodes de calcul socialistes» au sein de l'économie de marché. Même si ces questions sont vivement débattues, il n'est pas du ressort du présent document d'en faire une évaluation étoffée. Même sans efforts d'évaluation, la valeur implicite des actifs environnementaux se traduira, d'une façon quelconque, dans les décisions économiques, sociales et politiques du jour. Les valeurs économiques ne renferment pas toutes les réponses, mais ce sont des parcelles d'information hautement structurées et hautement organisées conçues pour faciliter la prise de décision. Sans valeurs économiques, les choix qui seront faits pour protéger l'environnement ne seront pas formulés dans les mêmes termes que le sont les avantages du développement économique. L'environnement et l'économie vont rester disjoints et l'écologie n'entrera pas suffisamment en ligne de compte dans les processus économiques. Selon Pearce (1993), «l'objectif global du 'développement durable' ne pourra pratiquement pas être bien compris sans une certaine conception de la valeur des services et actifs environnementaux» (p. 93), (notre traduction).

13.6 Exemples d'usages et d'avantages de la biodiversité

C'est un travail très complexe qu'il faut entreprendre pour mesurer les avantages de la biodiversité. Théoriquement, du moins, le résultat de ce travail peut être vu comme une série de tableaux qui comprendraient plusieurs colonnes renfermant : 1) de l'information sur certains usages des ressources biologiques; 2) les indicateurs socio-économiques correspondants des avantages; et 3) les techniques d'évaluation requises pour estimer la valeur, en dollars, de ces avantages. Partons de quelques exemples; c'est la meilleure façon de montrer comment les tableaux peuvent aider à estimer les valeurs économiques.

13.6.1 Usages extractifs directs

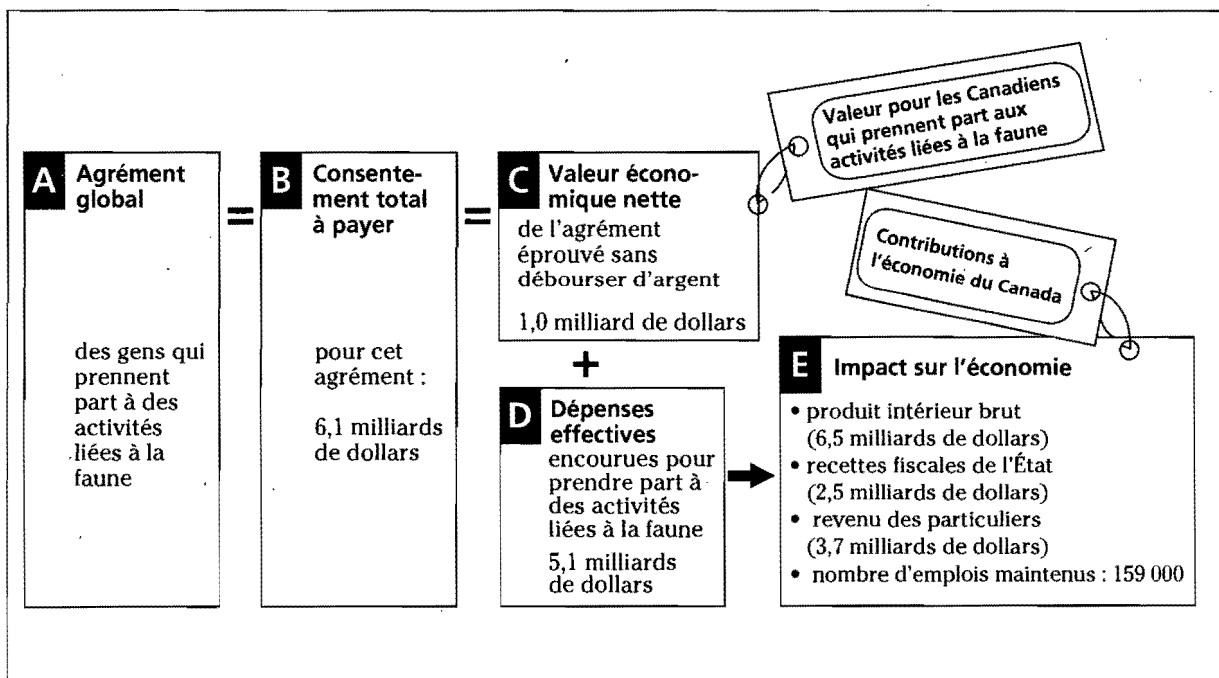
Les ressources biologiques ont de nombreux types d'usages extractifs (p. ex., chasse de subsistance, chasse récréative, plantes médicinales, usages commerciaux, etc.). Certains de ces usages ont une valeur marchande directe (p. ex., produits alimentaires), et d'autres non (p. ex., gibier à l'état sauvage). Même sans valeurs marchandes directes, on peut inférer des valeurs en utilisant des marchés similaires. Par exemple, la valeur de la viande et d'autres denrées animales que les autochtones tirent de la chasse de subsistance pourrait être estimée au moyen de la valeur de remplacement de la viande et d'autres produits en partant de biens et de services similaires disponibles sur le marché. Peters *et al.* (1989) donnent un exemple d'exercice appliqué à une partie de la forêt ombrophile amazonienne. Ce dernier exemple et d'autres exemples d'usages extractifs seraient soumis au «critère de l'usage viable» (notre traduction, (Markandya and Pearce, 1988). D'après ce critère, les avantages estimés des usages extractifs de la biodiversité devraient être corrigés d'un montant équivalant au coût de leur restauration dans les cas d'extraction excessive.

13.6.2 Usages non extractifs directs

Il y a un certain nombre d'usages directs assortis de peu ou pas d'extraction, comme l'écotourisme, des visites de parcs, des usages vicariants, l'utilisation de données génétiques pour mettre au point de nouveaux produits pharmaceutiques, etc. De façon plus particulière, le tourisme lié à la faune est fonction du niveau de biodiversité. Par exemple, une étude menée au Canada visait à quantifier le consentement total à payer pour des loisirs liés à la faune (figure 13.2). Ce consentement total à payer a été estimé en combinant deux techniques complémentaires. La méthode des dépenses effectives a été utilisée pour déterminer le niveau des dépenses des vacanciers, tandis que la méthode par évaluation contingente a servi à estimer le surplus des consommateurs ou les avantages économiques nets dont ceux-ci jouissaient. Ces techniques sont examinées avec plus de détails dans les sections 13.8.1.2 et 13.8.3.1.

Figure 13.2

Avantages économiques et impact de l'agrément que procure la faune au Canada, 1987.



Source : Fillion *et al.* (1990)

13.6.3 Usages indirects

Il y a un certain nombre d'usages indirects (p. ex. les fonctions écologiques) de la biodiversité et des écosystèmes connexes (Folke *et al.*, 1991). Mentionnons, notamment, l'alimentation des nappes souterraines, la filtration, le contrôle des inondations, la réduction de l'érosion, les habitats des oiseaux migrateurs, le contrôle des ravageurs, le recyclage des nutriments, la régulation du climat et la fixation du gaz carbonique. Plus exactement, la valeur d'un certain marais pour protéger une collectivité contre des inondations périodiques et des eaux contaminées pourrait être estimée en utilisant les coûts de remplacement de ces services, en construisant, pour cette collectivité, une digue et une usine d'épuration d'eau, etc. Par ailleurs, on peut mesurer l'impact de ces changements environnementaux sur la valeur de la production (p. ex., production agricole) en supposant qu'il est possible de quantifier les liens qui existent entre les changements survenus dans les actifs environnementaux et le système de production.

13.6.4 Usages facultatifs

L'expression «usages facultatifs» signifie que des particuliers pourraient vouloir profiter des avantages associés à l'environnement à un moment ou à un autre, plus tard. Toutefois, ces avantages sont associés à divers degrés d'incertitude à propos de l'avenir. Ces niveaux d'incertitude et les changements qui les affectent auront des répercussions sur la valeur de la ressource. Par exemple, le fait de passer d'une situation où la quantité d'un actif environnemental (p. ex., une espèce faunique à observer) est incertaine à une situation où elle est certaine ajoute une «prime de risque» à la valeur de l'expérience vécue par l'observateur. De nombreuses autres sources d'incertitude sont associées aux actifs environnementaux, par exemple, à propos 1) des préférences futures au niveau de l'environnement et des usages futurs; 2) des revenus futurs et des prix futurs de produits associés à l'utilisation de l'environnement; et 3) des actifs environnementaux qui doivent être évalués. Il se pourrait que le développement cause des torts irréversibles à ces actifs et aux avantages qui en sont tirés. Une valeur est associée au maintien d'une marge de manoeuvre pour les options de

l'avenir. Cette valeur, qui est associée à tout actif irréversible, s'ajoute à la valeur d'usage du bien ou du service. Nous examinons, plus loin, les répercussions additionnelles de la nature irréversible des avantages de la biodiversité.

Les avantages des usages futurs attendus (valeur d'option) sont complexes et difficilement quantifiables. Théoriquement, cependant, on peut faire appel à certaines des techniques examinées dans la section 13.8 pour obtenir des estimations de ces avantages, à partir d'une information adéquate sur les liens biophysiques et sur les distributions des probabilités.

13.6.5 Usages passifs

Il y a un certain nombre d'exemples d'usages passifs (c.-à-d. de valeurs associées à l'existence) qui ont pour motifs la sympathie éprouvée pour la vie sous toutes ses formes, l'altruisme envers les générations futures ou des sentiments de responsabilité ou d'obligation envers la nature. De façon plus particulière, le désir des Canadiens de protéger les oiseaux marins à cause de sentiments de responsabilité et d'obligation envers la nature se traduirait par leur consentement à payer pour donner suite à ce désir. Certains ont tenté parfois de mesurer ces valeurs au moyen de la méthode par évaluation contingente (étudiée plus loin). On s'est également servi d'autres méthodes consistant à examiner le temps ou l'argent utilisé pour soutenir des causes environnementales.

Les avantages de ce type constituent la principale cause de la controverse parmi les économistes et d'autres spécialistes des sciences sociales. Personne ne doute que les valeurs existent; c'est plutôt l'estimation de ces valeurs qui pose le plus grand défi. Il y a controverse en partie parce que ces valeurs peuvent être énormes si elles sont appliquées à l'ensemble de la population concernée. Si tous les Canadiens étaient prêts à ne consacrer qu'une infime partie de leur revenu à la survie d'une espèce en danger, cette valeur pourrait atteindre des millions et peut-être des milliards de dollars. Par ailleurs, une controverse importante s'est manifestée au sujet de l'utilisation de la méthode par évaluation contingente pour déterminer les valeurs des usages passifs. Ces

questions sont examinées de façon plus détaillée dans la section 13.8.3.1. À ce stade-ci, nous remarquons que les valeurs d'usage passif peuvent être extrêmement importantes, pour la conservation de la biodiversité, au moment d'élaborer des instruments d'intervention et de faire des recommandations pratiques. Il faut donc appuyer d'emblée les mesures prises pour raffiner les techniques d'estimation des valeurs d'usage passif. Le fait que ces valeurs aient été utilisées dans des cas de poursuites judiciaires illustre leur importance. Un exemple récent concerne l'impact néfaste du déversement de pétrole du Nestucca sur les oiseaux marins de la côte du Pacifique et la manière dont le Canada a estimé les valeurs d'usage passif pour demander des dommages-intérêts au pollueur (Rowe *et al.*, 1992).

13.7 Autres aspects de la mesure des avantages

En plus des diverses sources de la valeur, certains aspects de la mesure des avantages doivent être discutés, indépendamment des techniques utilisées pour déterminer les valeurs. Premièrement, les avantages environnementaux augmentent avec le temps, ce qui signifie qu'il faudrait un mécanisme pour comparer les avantages d'aujourd'hui à ceux de l'avenir. Les économistes ont toujours privilégié l'utilisation de l'actualisation pour comparer les avantages de demain à ceux d'aujourd'hui. De plus en plus de chercheurs se sont penchés sur la façon de choisir le bon taux d'actualisation et sur la technique même de l'actualisation (Luckert and Adamowicz, 1993, pour une étude de la question). Une certaine controverse entoure également la question des taux d'actualisation différents pour divers produits (Cropper *et al.*, 1992; Luckert and Adamowicz, 1993). Vu que l'impact de la biodiversité pourrait se faire sentir à un moment ou l'autre dans l'avenir, la question de l'actualisation est inextricablement liée à l'évaluation (ou au calcul du coût d'opportunité) des changements survenus dans la biodiversité.

Deuxièmement, dans la plupart des techniques de mesure des avantages, le «consentement à payer» est évalué et le «consentement à recevoir compensation» est considéré comme «à peu près équivalent». Des recherches empiriques ont montré que

ces deux valeurs ne sont pas équivalentes et qu'elles peuvent être assez différentes dans les cas qui concernent avant tout la biodiversité (Kahneman *et al.*, 1990). Dans la plupart des cas, les changements survenus dans la biodiversité représenteront probablement des pertes pour la société. Par exemple, pour tout habitat perdu pour faire place à un certain développement, les retombées sur l'environnement sont des pertes tandis que les retombées du développement sont des gains. Pour évaluer ces pertes, le consentement à recevoir compensation constitue le critère à utiliser pour mesurer le changement. Vu que le consentement à recevoir compensation est habituellement au moins trois fois plus important que le consentement à payer (dans des études portant sur divers produits), la valeur réelle de la perte sera considérablement sous-estimée en utilisant le consentement à payer. Knetsch (1990, 1993) a étudié les conséquences du recours au consentement à payer dans de tels cas. Signalons également que l'écart entre le consentement à payer et le consentement à recevoir compensation est censé être plus grand lorsque les biens de remplacement sont moins nombreux (Hanemann, 1991; Adamowicz *et al.*, 1993), une situation courante lorsqu'il est question de biodiversité.

13.8 Techniques utilisées pour évaluer la biodiversité

Il existe un certain nombre de techniques permettant de quantifier les avantages économiques de la biodiversité. Ces dernières années, certaines de ces techniques, qui étaient très controversées, ont fait l'objet de nombreuses recherches expérimentales. Les chercheurs se sont demandé, entre autres, si les valeurs estimées au moyen de ces techniques sont suffisamment précises et non biaisées pour servir à la prise de décision. Les techniques d'évaluation et les étapes à suivre pour évaluer en dollars les avantages de la biodiversité peuvent être regroupées en trois grandes catégories : 1) les méthodes basées sur les prix réels du marché; 2) les méthodes basées sur les prix de substitution du marché; et 3) les méthodes basées sur les prix simulés du marché (des examens de ces techniques d'évaluation se trouvent dans Smith, 1990; Adamowicz, 1991 et 1992; Filion *et al.*, 1993a).

13.8.1 Méthodes basées sur les prix réels du marché

Ces méthodes se caractérisent avant tout par le fait qu'elles font appel à l'information existante sur les prix du marché en tant qu'indicateur de la valeur, en dollars, des biens et des services tirés de la biodiversité. Il est avantageux de séparer les valeurs, en dollars, obtenues par ces méthodes des valeurs se dégageant des autres méthodes parce que les premières sont tirées directement de transactions véritables; ce n'est pas le cas des autres valeurs. Un autre avantage découle du fait que les données tirées de ces transactions commerciales réelles peuvent servir à calculer les impacts économiques, comme le montrait la figure 13.2. Parmi ces méthodes, il y a celles du prix du marché de la production, de la dépense effective, du changement dans la productivité et celle de l'évaluation.

13.8.1.1 Méthode du prix du marché de la production

Description

Cette méthode estime, au prix réel du marché, les avantages économiques qui se dégagent de la production de biens tirés des ressources biologiques. Pour obtenir une valeur plus précise de l'avantage économique, on n'envisage que la valeur ajoutée en soustrayant le coût en capital et les coûts d'exploitation entrant dans la production du bien. Par exemple, la valeur au débarquement du poisson, au prix du marché, représente l'avantage économique brut des prises. Pour arriver à l'avantage économique net, il faut soustraire du prix du marché les frais financiers et les coûts d'exploitation encourus par le navire pour capturer le poisson.

Caractéristiques (hypothèses, précision, défis, etc.)

Pour utiliser cette méthode, il faut que le produit qu'on évalue soit vendu sur un marché concurrentiel. Un tel marché compte normalement de nombreux acheteurs et de nombreux vendeurs et aucun contrôle ne s'y exerce sur le prix du produit. Lorsque ces conditions (et d'autres) ne sont pas remplies, il y a des chances que les prix du marché ne représentent pas des prix concurrentiels à l'équilibre et qu'ils ne reflètent pas exactement la valeur des biens et des services liés à la biodiversité. Dans de tels cas, il faut rajuster les prix du marché ou utiliser des techniques de calcul du prix fictif.

Données et compétences requises

Les données sur les prix des biens liés à la biodiversité qu'on veut évaluer doivent être faciles à trouver. C'est fort probablement le cas pour les usages directs de la biodiversité, davantage que pour les usages indirects, facultatifs et passifs. Par ailleurs, pour pouvoir quantifier ces effets, il faut inventorier les changements apportés à la production en raison des changements qui surviennent dans la biodiversité. Une certaine expertise professionnelle est requise pour déterminer la valeur nette du produit en question.

Application

Il est assez facile d'appliquer cette méthode lorsque les conditions précitées sont remplies. Cette méthode s'applique à un grand nombre de biens, notamment les produits agricoles, la production forestière, la pêche et un certain nombre d'autres biens qui sont tirés directement de l'environnement. Dans le cas d'un marché non concurrentiel, on pourrait quand même estimer le prix du produit au moyen de la technique de calcul du prix fictif. Cette technique nécessiterait de calculer un prix rajusté basé sur les prix réels du marché obtenus d'autres sources comparables, comme les prix à la frontière. C'est pour les usages extractifs de la biodiversité que les données s'obtiennent le plus facilement. Un avantage possible vient du fait que bon nombre de ces usages trouvent déjà leur expression dans le système de comptabilité nationale pour les pays qui suivent la Classification internationale type par industrie des Nations unies (United Nations, 1990).

13.8.1.2 Méthode de la dépense effective

Description

Cette méthode utilise, comme indicateur partiel de la valeur, les dépenses effectives associées à l'utilisation de la biodiversité. Cette méthode ne mesure généralement pas les avantages économiques nets eux-mêmes, mais peut être utilisée pour examiner les répercussions régionales des changements survenus dans la biodiversité, de même que les effets de ces changements sur la distribution du revenu. Par exemple, les dépenses des écotouristes reflètent, du moins en partie, leur intérêt pour la biodiversité et peuvent servir à estimer l'importance du revenu personnel et le nombre d'emplois créés dans les régions rurales. Lorsque des étrangers

viennent au Canada pour goûter nos actifs environnementaux, leurs dépenses contribuent directement à l'économie canadienne. Cette méthode est illustrée à la case D de la figure 13.2. Ce genre d'écotourisme est devenu une source importante d'activité économique (Fillion *et al.*, 1992). Le Canada se classe au septième rang parmi les destinations touristiques les plus courues au monde. Des enquêtes faites auprès de touristes américains, européens, japonais, etc. qui visitent le Canada montrent que la faune, les écosystèmes et d'autres actifs environnementaux constituent une des raisons majeures pour lesquelles les gens viennent au Canada. Plus précisément, d'après des enquêtes faites récemment par Statistique Canada et par le *U.S. Census Bureau*, le nombre de touristes américains qui viennent au Canada pour s'adonner à des activités liées à la pêche et à la faune est trois fois plus élevé que le nombre de Canadiens qui se rendent aux États-Unis pour prendre part à des activités similaires. Les enquêtes montrent également que les écotouristes américains qui se rendent au Canada dépensent cinq fois plus que les Canadiens qui visitent les États-Unis au cours de tels voyages (Fillion *et al.*, 1993b).

Caractéristiques (hypothèses, précision, défis, etc.)

Cette méthode estime les dépenses des écotouristes au niveau de la demande. Par exemple, divers instruments, comme des enquêtes, peuvent être utilisés pour déterminer les sommes que les écotouristes consacrent à des secteurs tels que le transport, l'équipement, etc. pour prendre part à une activité liée à la biodiversité. Par la suite, au moyen de techniques statistiques pertinentes, les résultats des enquêtes peuvent être appliqués à l'ensemble de la population cible. La méthode pose par hypothèse que les participants font ces dépenses pour profiter de biens et de services liés à la biodiversité. La figure 13.2 montre que cette méthode devrait être utilisée en même temps qu'une autre méthode, comme la méthode par évaluation contingente (MÉC dans section 13.8.3.1), pour estimer tout surplus des consommateurs ou tout avantage économique net qui pourrait faire partie intégrante du consentement total à payer. Les changements survenus dans la biodiversité occasionnent probablement des changements au niveau des dépenses de même qu'au niveau de la valeur économique nette.

Données et compétences requises

Il faut rassembler des données sur les dépenses associées à l'activité liée à la biodiversité qu'on veut évaluer. Il faut s'assurer que les questions du sondage portent sur les dépenses faites avant tout pour les usages de la biodiversité à l'étude. Pour estimer les répercussions d'ordre économique, il est préférable d'utiliser des modèles d'entrées-sorties au lieu de «multiplicateurs» d'application générale, qui ne conviennent pas toujours. Une certaine expertise professionnelle est requise pour rassembler les données sur les dépenses, pour compiler les résultats des modèles d'entrées-sorties et pour interpréter des conclusions.

Application

Cette méthode peut être utilisée pour déterminer l'impact économique d'une multitude d'activités basées sur la biodiversité. Si des paiements directs servent à conserver la biodiversité (p. ex., dons à des écofondations), ils peuvent être considérés comme des retombées directes de la biodiversité. Les activités spontanées des écotouristes, qui peuvent entraîner de grosses dépenses que ne permettent ordinairement pas d'estimer d'autres mécanismes, comme les frais de pourvoirie ou les frais d'entrée, semblent tout indiquées pour une quantification au moyen de cette méthode. Cette dernière ne peut pas être utilisée pour déterminer la valeur des usages indirects, facultatifs et passifs.

13.8.1.3 Autres méthodes basées sur les prix réels du marché

D'autres méthodes faisant appel aux prix réels du marché peuvent servir à estimer le changement au niveau des avantages résultant d'un changement dans le statut de la biodiversité. Par exemple, la *méthode du changement dans la productivité* pourrait être utilisée lorsqu'un projet de développement modifie, d'une façon ou d'une autre, la richesse des biens et des services liés à la biodiversité. L'augmentation de la production de biens et de services liés à la biodiversité en raison du projet de développement pourrait être évaluée au moyen de prix économiques conventionnels pour ces biens et ces services. Cette évaluation appliquerait la *méthode du prix du marché de la production* au changement survenu dans les biens et les services.

Il y a aussi cet autre exemple de la *méthode de l'évaluation*. Selon cette méthode, un évaluateur d'expérience détermine que la juste valeur marchande d'un bien ou d'un service correspond au montant qu'un acheteur avisé serait disposé à verser à un vendeur bien informé. L'approche pose par hypothèse qu'il existe un marché dans lequel les ventes de biens et de services comparables sont transigées et qu'il existe des évaluateurs compétents connaissant bien ces marchés.

13.8.2 Méthodes basées sur les prix de substitution du marché

Les méthodes d'évaluation de cette catégorie diffèrent de celles de la section 13.8.1 en ce sens que l'information sur les prix du marché est utilisée indirectement, comme substitut, pour estimer les avantages des biens et des services tirés de la biodiversité. Parmi ces méthodes, mentionnons les suivantes: méthode du coût de remplacement; méthode du coût des déplacements; méthodes basées sur les dépenses; méthodes de prévention et de défense; méthodes des dépenses éventuelles; méthodes hédoniques; et approche de la valeur de l'actif.

13.8.2.1 Méthode du coût de remplacement (MCR)

Description

Cette méthode évalue l'avantage économique d'un bien ou d'un service donné, tiré de la biodiversité, à l'aide de la valeur marchande d'un substitut transigé sur le marché. Par exemple, la valeur marchande de la volaille pourrait servir de prix de remplacement pour déterminer la valeur de l'avantage économique du gibier à plume pour les chasseurs de subsistance ou les coûts de construction d'une digue pourraient servir de valeur de remplacement de l'avantage que constitue une terre humide pour réduire les inondations.

Caractéristiques (hypothèses, précision, défis, etc.)

Le coût de remplacement étant limité par la capacité de payer de la population concernée, il peut parfois entraîner une sous-estimation de la valeur réelle (voir l'analyse de la section 13.7 concernant le consentement à payer et le consentement à recevoir compensation). La méthode pose comme hypothèse: 1) que la pleine restauration du bien ou

du service est nécessaire et possible (une restauration partielle ferait sous-estimer la valeur); 2) qu'aucun avantage secondaire n'est associé au remplacement (de tels avantages feraient surestimer la valeur); et 3) que la valeur des biens ou des services perdus est au moins égale au coût du remplacement ou de la restauration. Il s'agit d'une méthode d'évaluation arbitraire ne garantissant pas que les coûts estimés équivalent au montant que les utilisateurs sont vraiment prêts à payer pour le remplacement.

Données et compétences requises

Une expertise professionnelle est requise pour estimer ce qu'il en coûterait aux gens de remplacer un bien ou un service offert par la biodiversité. Il est recommandé d'examiner directement les dépenses réelles ou les transactions commerciales dans lesquelles entrent en ligne de compte des biens et des services similaires.

Application

La méthode est assez simple à utiliser et les décideurs sont disposés à l'accepter d'emblée. Dans certaines situations complexes (p. ex., la déforestation d'un écosystème) où de nombreux biens et services interdépendants sont perdus, il peut être impossible d'estimer la valeur des pertes ou de penser, de façon réaliste, pouvoir remplacer les biens et les services perdus. La méthode est une approche pragmatique qui a permis d'inclure les valeurs des ressources naturelles dans des procédures judiciaires intentées en Amérique du Nord. Elle ne peut pas être utilisée pour évaluer les usages facultatifs et passifs de la biodiversité.

13.8.2.2 Méthode du coût des déplacements (MCD)

Description

Cette méthode a été mise au point pour estimer la valeur récréative des sites publics. Elle estime la valeur que les visiteurs donnent à un site ou aux changements subis par les caractéristiques environnementales qualitatives du site, au lieu de partir de leur comportement de touriste. Les coûts des déplacements comprennent les coûts en argent, le temps mis pour se rendre dans une région et les frais d'entrée éventuels.

Caractéristiques (hypothèses, précision, défis, etc.)

On trouve un certain nombre de modèles du coût des déplacements; ils vont des modèles simples de la demande d'un site en particulier aux modèles qui s'appliquent à des centaines de sites différents. Certains de ces modèles comprennent des critères sur la qualité des sites, d'autres non. La méthode part du fait que les individus font des compromis entre la distance à parcourir (coût du déplacement) et d'autres caractéristiques d'un site. Un rapport décrivant ce compromis est estimé (statistiquement) et constitue une courbe de la demande de l'activité. Advenant un changement au niveau d'une caractéristique ou la disparition pure et simple du site, la théorie du bien-être économique peut être utilisée pour déterminer la valeur monétaire du changement. La théorie pose par hypothèse que les gens vont se rendre moins souvent à un site si le coût des déplacements augmente. Le voyage lui-même, toutefois, peut donner lieu à des avantages pouvant contribuer au plaisir éprouvé par le visiteur.

Données et compétences requises

Des données doivent être rassemblées sur les caractéristiques du site en matière de biodiversité, le nombre de visiteurs, les distances à parcourir, les composantes socio-économiques, le nombre de personnes venant de diverses régions de même que sur le coût direct des déplacements et des voyages. Il peut être coûteux et fastidieux de rassembler ces données. La méthode fait appel à des questionnaires assez simples sur les choix concrets que font les personnes qui visitent un site (Fletcher *et al.*, 1990 pour un examen des modèles du coût des déplacements).

Application

La méthode étant axée sur les sites, la valeur monétaire du surplus des consommateurs s'applique à un site ou à un ensemble précis de sites. On suppose que la biodiversité constitue à tout le moins un des actifs environnementaux qui rendent le site intéressant. On suppose également que les visiteurs réagiraient de la même façon à des hausses des frais d'admission qu'à des augmentations équivalentes du coût des déplacements. La fiabilité de cette estimation des avantages est fonction des méthodes et des outils statistiques utilisés pour calculer la courbe de la demande. Dans le passé,

la méthode servait surtout à déterminer les avantages pour les utilisateurs; de nouvelles variantes des modèles du coût des déplacements ont servi à examiner les valeurs d'usage passif et les valeurs facultatives (Larson, 1992; Larson and Flacco, 1992).

13.8.2.3 Autres méthodes basées sur les prix de substitution du marché

Ces autres méthodes peuvent être regroupées dans deux catégories :

- 1) *Les méthodes basées sur les dépenses* : elles posent par hypothèse que les dépenses faites dans les situations qui suivent reflètent la valeur des avantages qui sont menacés.
 - a) *La méthode des dépenses de prévention et de défense* : cette méthode utilise, pour traduire la valeur minimale des avantages en péril, les dépenses effectives de l'État, d'entreprises ou de particuliers visant à empêcher que le développement ait des effets nuisibles sur l'environnement.
 - b) *La méthode des dépenses éventuelles* : cette méthode utilise, pour traduire la valeur minimale des avantages en péril, les sommes non encore investies, mais qui devraient l'être pour compenser les dommages causés à l'environnement.
- 2) *Les méthodes hédoniques* : En l'absence de prix du marché, la valeur des biens et des services provenant de la biodiversité pourrait être calculée à partir des prix de biens de remplacement, comme les biens fonciers. *L'approche de la valeur de l'actif* constitue la méthode hédonique la plus connue. Elle peut être appliquée en relevant des différences systématiques, entre divers endroits, dans les valeurs de biens fonciers similaires et en isolant l'effet de la présence ou de l'absence de biens et de services liés à la biodiversité. Ces différences entre les valeurs de biens fonciers similaires correspondent au consentement à payer pour les avantages liés à la biodiversité. Cette méthode statistique ingénieuse nécessite des données fiables provenant de marchés réels. Son utilisation a été limitée à quelques pays développés. Il existe, toutefois, des exemples intéressants associés à la valeur de la biodiversité (p. ex., Garrod and Willis, 1993).

13.8.3 Méthodes basées sur les prix simulés du marché

Les méthodes basées sur les prix simulés du marché diffèrent de celles qui sont présentées dans les sections 13.8.1 et 13.8.2 ci-haut, en ce sens qu'elles sont utilisées lorsqu'on manque de données sur les marchés réels pouvant servir de substitut à la valeur. Dans de tels cas, on peut faire des enquêtes auprès d'échantillons représentatifs des populations humaines dans le but de recueillir des données élaborées sur leur consentement à payer (CAP) ou sur leur consentement à recevoir compensation (CARC), ce qui est un critère indispensable à l'application de ces méthodes. À partir des réponses obtenues, la valeur d'un bien ou d'un service pour chaque personne interrogée peut être déterminée et ensuite extrapolée de manière à estimer l'effet global sur la population cible. Parmi ces méthodes, il y a la méthode par évaluation contingente, la méthode de l'option «troc» et le classement conditionnel. On les appelle souvent les méthodes des «préférences exprimées».

13.8.3.1 Méthodes par évaluation contingente (MÉC)

Description

L'évaluation contingente consiste à demander à des personnes de dire quelle valeur monétaire ils accordent à des changements survenus dans la biodiversité, à l'aide d'une série de questions subtiles. Les questions sont inspirées de situations existant dans des marchés hypothétiques dans lesquels les répondants peuvent acheter ou vendre des biens ou des services précis ou se les procurer au moyen d'autres instruments, tels des taxes. Les questions évaluent le consentement à payer de ces personnes pour des biens et des services liés à la biodiversité ou leur consentement à recevoir compensation s'ils y renoncent. On demande aux répondants de faire une évaluation personnelle dans le but d'obtenir des valeurs proches de celles qui apparaîtraient s'il existait un marché réel.

Caractéristiques (hypothèses, précision, défis, etc.)

L'enquête par évaluation contingente peut prendre plusieurs formes; il peut s'agir d'approximations successives, de questions ouvertes, de cartes de paiement, de choix discrets, etc. Pour déterminer la validité des réponses, il est souhaitable d'établir

des liens avec le revenu disponible du répondant, son niveau de scolarité, etc. La méthode pose par hypothèse que les gens sont disposés à révéler leurs préférences véritables dans l'enquête et à se comporter de la manière révélée dans la situation hypothétique. Cette hypothèse peut donner lieu à diverses sources de biais, notamment le biais stratégique, le biais de position initiale, le biais hypothétique, le plongement, etc. Les estimations monétaires qui se dégagent des questions portant sur le consentement à recevoir compensation sont généralement plusieurs fois plus élevées que celles qui se dégagent des questions liées au consentement à payer. Des données empiriques montrent que les gens font plus grand cas des pertes que des gains qui surviennent dans l'utilisation des ressources.

Il faut prendre soin, dans de telles enquêtes sociales, de réduire au minimum les erreurs d'échantillonnage et les erreurs non dues à l'échantillonnage. Il peut être difficile d'appliquer les résultats à l'ensemble de la population cible, en particulier dans le cas des avantages d'envergure nationale. Il existe une documentation assez volumineuse sur la précision de la MÉC. Lorsque l'on utilise la MÉC, la mise au point du questionnaire constitue l'une des tâches les plus ardues. Toutefois, les groupes de discussion se sont révélés très efficaces dans l'élaboration d'instruments utiles. Le rapport du groupe de travail de la *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) sur la MÉC (Arrow *et al.*, 1993) y a relevé un certain nombre de lacunes et a proposé une façon d'utiliser la MÉC pour qu'elle permette de faire des études défendables. Les auteurs arrivent à la conclusion suivante : si cette façon de procéder est respectée, la MÉC pourra donner des résultats d'une fiabilité acceptable pour les décideurs.

Il y a beaucoup de controverse concernant l'utilisation de la MÉC pour mesurer des valeurs d'usage passif (Carson *et al.*, 1993). Dans certains cas, les valeurs qui se dégagent de l'application expérimentale de la MÉC aux valeurs d'usage passif ne semblent correspondre à aucune valeur économique (Kahneman and Knetsch, 1992). Il est clair que des recherches additionnelles sont requises sur cette question. La MÉC pourrait être raffinée de manière à réduire ou à éliminer les «effets de plongement» et d'autres problèmes du genre. Par contre, les

progrès réalisés actuellement avec d'autres méthodes des préférences exprimées (p. ex., Louvière, 1988; Adamowicz *et al.*, 1994), de même que dans l'application de méthodes basées sur les marchés pour déterminer les valeurs d'usage passif (Larson, 1992) pourraient rendre ces méthodes plus utiles que la MÉC. Toutefois, il est clair que les recherches doivent se poursuivre au niveau de la mesure des valeurs d'usage passif et que ces mesures doivent être soumises aux critères d'analyse scientifique standard.

L'utilisation de la MÉC pour mesurer les valeurs associées à la biodiversité pose une autre difficulté qui a trait à l'information présentée aux répondants. Dans la plupart des cas, les évaluations faites de la méthode indiquent que cette information constitue un élément critique de l'analyse. Sans une information claire et non biaisée sur la question à l'étude, les répondants ont de la difficulté à donner des réponses et les réponses sont difficiles à interpréter. Pour que cette information soit bien présentée, une partie du travail consiste à concevoir des méthodes d'enquête qui permettent de communiquer les faits. Par ailleurs, il doit exister assez d'information sur la question au sein de la communauté scientifique. Comme l'a dit Randall (1988), «si les experts sont incapables de concevoir des scénarios crédibles décrivant les effets de diverses politiques sur la biodiversité, le CAP et le CARC des citoyens qui réagissent à ces scénarios refléteront cette incertitude et ce manque d'information de même que toute incertitude additionnelle au sujet de leurs propres préférences concernant la biodiversité» (p. 20), (notre traduction). Cela ne signifie pas que les méthodes d'évaluation devraient être mises de côté, mais que les spécialistes des sciences sociales et ceux des sciences biophysiques devraient coordonner leurs efforts concernant la détermination des effets et des façons de les évaluer.

Données et compétences requises

Pour réduire les biais au minimum, les données doivent être rassemblées à partir d'échantillons représentatifs de la population cible au moyen d'un questionnaire bien conçu et soumis à des essais rigoureux. À partir des réponses données à l'enquête, les résultats sont agrégés de manière à représenter les valeurs totales de l'ensemble de la

population cible. Le répondant doit bien connaître le bien ou le service à l'étude, ainsi que les modes hypothétiques de paiement. La section de l'élaboration du scénario et de la détermination du marché est l'une des plus déterminantes du questionnaire parce qu'il faut y présenter avec soin les divers niveaux des biens et des services liés à la biodiversité. Le questionnaire doit décrire le produit à évaluer d'une manière crédible et compréhensible pour le répondant. Il faut beaucoup d'expertise pour concevoir des enquêtes d'évaluation contingente qui minimisent les biais éventuels. Une analyse économétrique est requise pour obtenir des valeurs moyennes.

Application

La MÉC est la seule méthode qui peut être appliquée à toutes les catégories d'usage de la figure 13.1. C'est également la seule méthode connue dont on peut dégager des valeurs facultatives et existantes (à l'exception des méthodes décrites par Larson, 1992). La MÉC a été utilisée beaucoup en Amérique du Nord. La MÉC est une méthode complexe qui utilise l'argent comme indicateur de la valeur, les variantes «sans espèces» décrites ci-après peuvent mieux convenir dans certaines parties du Canada comptant une majorité d'autochtones qui habitent dans des régions septentrionales éloignées et dont le style de vie n'a pas d'équivalent ailleurs.

13.8.3.2 Autres méthodes basées sur les prix simulés du marché

Ces méthodes peuvent être regroupées en trois catégories :

- 1) *La méthode de l'option «troc»* - Étant donné que la MÉC fait appel à l'argent, il n'est pas facile de l'appliquer dans des économies sans monnaie et à des situations où le troc est pratiqué à grande échelle. Pour régler ce problème de la dépendance de la MÉC à l'endroit de l'argent, la méthode de l'option «troc» utilise le bétail, la volaille, des légumes de production commerciale, etc. pour donner aux gens la possibilité de choisir entre un certain bien ou un certain service lié à la biodiversité et d'autres biens ou services tenant lieu de monnaie. Par exemple, on pourrait demander à des répondants autochtones

quelle compensation ils accepteraient en termes de boeuf, de volaille, etc. pour renoncer, en retour, à leur droit ancestral de chasser, pour leur subsistance, les animaux sauvages d'une région qu'on veut protéger. La quantité de nourriture ou le nombre d'animaux qu'ils déclarent pourrait ensuite être converti en argent pour obtenir une valeur économique équivalente.

- 2) *Le classement conditionnel* - La méthode du classement conditionnel permet elle aussi de contourner le problème posé par l'utilisation de l'argent dans la MÉC. Dans cette méthode, on demande aux répondants de classer plusieurs possibilités au lieu d'exprimer concrètement leur consentement à payer. Les choix offerts diffèrent en fonction des prix et des niveaux de risque. Par exemple, chaque répondant est placé devant plusieurs «scénarios» qui diffèrent selon leurs attributs environnementaux (populations sauvages, superficies des habitats etc.), les sommes affectées à l'amélioration de la qualité de l'environnement, leurs effets sur l'emploi et d'autres caractéristiques. Les répondants doivent classer ces scénarios. À partir de ces classements, on évalue les préférences des répondants au niveau de la qualité de l'environnement, comparativement à d'autres facteurs.
- 3) *Les approches des préférences exprimées* - Dans ces approches, on présente généralement aux répondants des options qui, à divers niveaux, sont décrites par divers attributs. Les répondants choisissent l'option qui leur convient. Il se dégage, de ces choix, les préférences des répondants et les compromis qu'ils sont disposés à faire. Ces approches constituent une adaptation de la documentation sur les installations polyvalentes (Louvière, 1988). Par exemple, deux sites récréatifs sont décrits par certains attributs (caractéristiques des paysages, distance à parcourir pour s'y rendre, services, etc.). On demande aux répondants de choisir le site qu'ils aimeraient le plus visiter. À partir de ces choix, des modèles statistiques expliquant les compromis faits au niveau des attributs sont élaborés. On peut ensuite utiliser ces modèles pour déterminer combien les gens seraient prêts à dépenser (quelles sommes ils déboursaient) pour que s'améliore la qualité de l'environnement.

13.9 Minimiser les coûts pour atteindre des objectifs de biodiversité

Après avoir décidé qu'un actif environnemental en particulier doit être protégé, le problème qui se pose consiste à trouver la façon d'atteindre cet objectif tout en lui consacrant le moins de ressources possible. Les ressources ne sont pas illimitées et, même lorsqu'il s'agit de protéger la biodiversité, elles doivent être utilisées sagement pour procurer une protection optimale. Voilà un champ d'action où l'économique se spécialise dans l'élaboration de méthodes permettant d'utiliser les ressources avec efficacité. Cette question comporte trois aspects: 1) déterminer les critères biologiques qui permettent de mieux protéger la biodiversité; 2) concevoir des politiques allant dans le sens des facteurs d'incitation pour protéger les habitats naturels; et 3) examiner pourquoi sont inefficaces certains programmes qui menacent la biodiversité.

On serait normalement porté à croire qu'il revient aux spécialistes des sciences biophysiques de déterminer les critères biologiques optimaux. Toutefois, dans une application intéressante de l'économique à la biodiversité, Solow *et al.* (1993) ont montré comment des mesures de l'éloignement génétique peuvent servir à classer des espèces par ordre d'importance en termes de biodiversité. Weitzman (1992) a également fait des recherches de cette nature. De telles mesures peuvent être utilisées lorsque les ressources sont limitées et lorsque des organismes doivent décider quelle espèce protéger au moyen de ces ressources limitées. À signaler que la valeur de la biodiversité n'entre pas en ligne de compte dans cette approche. Cette dernière pose par hypothèse qu'on a fait des estimations implicites de la valeur avant d'affecter les ressources disponibles à la conservation de la biodiversité. Cette application constitue une autre situation dans laquelle la collaboration entre les spécialistes des sciences sociales et ceux des sciences biophysiques peut être à l'origine de recommandations pratiques importantes concernant la biodiversité.

Si le plan de conservation de la biodiversité requiert que des changements soient apportés dans la conjoncture économique du jour (p. ex.,

des changements au niveau des pratiques agricoles ou des écoulements effluents), on peut alors faire appel à des instruments économiques pour minimiser ce qu'il en coûte d'atteindre ces objectifs. Depuis longtemps, on a eu recours à des «normes» ou à des méthodes de commandement et de contrôle pour apporter des changements dans les activités économiques qui menacent des milieux naturels. Ces derniers temps, on a commencé à utiliser des instruments qui incitent à maintenir ou à améliorer la qualité de l'environnement. Dans de nombreux cas, ces instruments, notamment des taxes, des permis échangeables, des droits d'usage pour fins de conservation et divers autres outils, donnent lieu à des réductions importantes des coûts. Puisqu'un examen complet n'est pas du ressort du présent document, disons simplement que bon nombre de ces instruments s'appliquent à la conservation de la biodiversité.

Dans certains cas, certains instruments d'intervention, utilisés pour atteindre d'autres objectifs économiques et sociaux, nuisent à l'objectif de la conservation. Ces instruments doivent être décelés et évalués en profondeur. Dans le secteur agricole, par exemple, les programmes de soutien direct et indirect permettent souvent d'ensemencer des terres marginales et d'étendre le domaine agricole. Ces programmes de soutien, que finance l'État, peuvent causer un tort considérable à l'environnement. Même si ces programmes avaient été conçus pour atteindre certains objectifs de politique sociale, ces objectifs et les coûts des programmes doivent être évalués à la lumière du coût du tort causé à l'environnement.

13.10 Effets irréversibles de la perte de biodiversité : la norme sûre minimale (NSM)

L'analyse qui précède portait sur les coûts et sur les avantages de la conservation de la biodiversité. Nous avons déjà mentionné que cette approche pose par hypothèse que l'efficacité est un objectif

pertinent lorsqu'il s'agit de conserver la biodiversité. En effet, au cours d'une période donnée quelconque, une approche efficace conduit à l'utilisation (ou à la non-utilisation) optimale des ressources. Toutefois, la conservation de la biodiversité a des répercussions sur la façon dont les ressources sont utilisées maintenant, mais aussi sur la façon dont elles le seront plus tard. Les mesures prises aujourd'hui auront un effet sur les avantages et sur les coûts futurs, ainsi que sur la capacité de production future et sur le bien-être futur des citoyens. La question de la répartition entre les générations est dès lors soulevée, tout comme le fait que les avantages de la biodiversité peuvent être compromis de façon irréversible (c.-à-d. par leur extinction). Ces torts irréversibles ont incité certains auteurs à avancer que la question des compromis ne devrait pas s'appliquer à des domaines comme la biodiversité. Conformément à la tradition juridique, cela porte à croire qu'une «règle d'inaliénabilité» (ne peut être enfreinte sans sanction importante) plutôt qu'une «règle de l'actif» (peut être acheté ou échangé) devrait s'appliquer à la protection de la biodiversité (ou d'espèces en danger).

Bishop (1993) était d'avis que les espèces ne devraient pas être protégées seulement lorsque les avantages sont supérieurs aux coûts. En d'autres termes, le critère de l'efficacité ne suffit peut-être pas à assurer la survie d'une espèce. En fait, l'histoire récente renferme de nombreux exemples allant dans le sens de cet argument. Bishop croyait que la «norme sûre minimale» (NSM) devrait être utilisée en plus de l'analyse économique traditionnelle¹. En vertu de la NSM, les espèces devraient être protégées à moins «de décider explicitement que le fait d'en éviter l'extinction engendre des coûts intolérables ou que d'autres objectifs sociaux doivent prédominer» (Bishop, 1993), (p. 72, notre traduction). Cette vision de la biodiversité fait passer l'accent de l'estimation des valeurs à la mesure de ce qu'il en coûte à la société de maintenir les espèces (p. ex., les coûts en termes d'activité économique perdue). Le spécialiste

¹ La norme sûre minimale a été proposée pour la première fois par Ciriacy-Wantrup en 1952. Il s'agissait du premier argument économique formel avancé contre les torts irréversibles causés aux milieux naturels. Le principe de la prudence renferme bon nombre des mêmes notions. La NSM autant que le principe de la prudence posent comme hypothèse que les options devraient être maintenues, à moins que les coûts sociaux soient si élevés qu'ils soient insoutenables. Nous avons décidé de parler de la NSM parce qu'elle s'inscrit dans la tradition d'une économie des ressources naturelles.

des sciences sociales doit, désormais, mesurer les coûts d'opportunité sociaux et déterminer le point à partir duquel la société considère «trop élevés» les coûts de la conservation.

Étant donné le caractère incertain des préférences, des technologies et des avantages futurs, l'approche prudente prescrite dans la NSM a beaucoup de mérite, mais elle ne diminue pas le rôle joué par l'évaluation économique ou par l'abaissement des coûts. La NSM propose simplement une limite en-deçà de laquelle on cesse, au profit de l'environnement, d'évaluer les compromis de la façon habituelle.

13.11 Secteurs visés par les politiques, auxquels la recherche et l'analyse socio-économiques pourraient contribuer

L'analyse économique des avantages de la biodiversité, les approches qui minimisent les coûts de la conservation de la biodiversité et l'application de la NSM peuvent toutes contribuer à l'élaboration des politiques. Toutefois, pour que ces politiques soient pertinentes et efficaces, ces modèles des sciences sociales doivent être liés de façon appropriée à des données biophysiques judicieuses. Les politiques seront plus efficaces s'il y a collaboration entre les spécialistes des sciences sociales et ceux des sciences biophysiques. Par elle-même, la NSM constitue un principe d'action. Elle devrait être examinée minutieusement et appliquée aux espèces et aux écosystèmes qui peuvent être irréversibles. Parce que la protection de la biodiversité intéresse le monde entier, il se pourrait que l'application généralisée de la NSM devienne une réalité dans l'avenir.

La recherche scientifique qui est à l'origine des données factuelles sur les avantages résultant de la conservation de la biodiversité pourrait constituer une façon très efficace d'influer sur la prise de décisions et sur l'élaboration de politiques. Les trois secteurs importants qui suivent font ressortir la nécessité de l'analyse socio-économique : 1) la mesure des avantages; 2) l'élaboration d'approches qui minimisent les coûts de la conservation de la biodiversité; et 3) l'analyse du coût d'opportunité de la protection de la biodiversité.

13.11.1 Mesurer les avantages nous aide à «verdir» les comptes du revenu national

La comptabilité nationale du Canada a comme objectif majeur, entre autres, de produire des indicateurs permettant d'évaluer la performance de l'économie. Toutefois, dans cette comptabilité, les ressources naturelles n'ont pratiquement jamais été considérées comme une force productive. Actuellement, l'épuisement de ces ressources n'entraîne la défalcation d'aucune charge du revenu courant pour tenir compte de la diminution éventuelle de la production, même si ces ressources contribuent considérablement à la productivité économique à long terme. Repetto *et al.* (1992) l'ont déploré, ajoutant qu'«un pays pourrait épuiser ses ressources minérales, abattre ses forêts, éroder ses sols, polluer ses réservoirs aquifères et surexploiter sa faune et ses ressources halieutiques, sans tenir compte de la disparition de ces actifs dans le revenu mesuré.» (p. 2, notre traduction)

En conséquence, les pertes, en matière de biodiversité précieuse, doivent entrer en ligne de compte dans les comptes du revenu national pour éviter de mal calculer les possibilités de développement des économies tributaires des ressources. Il est essentiel, pour pouvoir réformer ou «verdir» les pratiques comptables nationales, de déterminer les divers biens et les divers services offerts par la biodiversité et d'en estimer la valeur économique. Actuellement, un certain nombre de pays, dont le Canada, examinent la possibilité de créer des comptes «flux» dans lesquels les divers usages des ressources environnementales et leurs valeurs économiques contribuent au produit intérieur brut du pays et à son «revenu durable».

13.11.2 Comprendre et mesurer la distribution des coûts et des avantages nous aident à créer et à calibrer des instruments économiques permettant de conserver et de protéger l'environnement

Les instruments économiques sont des moyens qui permettent d'agir sur le comportement d'une façon très différente des mesures traditionnelles du «commandement» et du «contrôle». Cela pourrait consister à favoriser un comportement se prêtant à la conservation et à la protection et à détourner les gens des autres comportements.

Pour élaborer des instruments économiques, il faut nécessairement comprendre comment les coûts et les avantages sont répartis entre trois groupes cibles : 1) celui dont le comportement met vraiment en valeur les biens et les services liés à la biodiversité (ses membres supportent une partie des coûts de la conservation); 2) celui qui profite vraiment des biens et des services liés à la biodiversité (ses membres donnent une certaine valeur à la biodiversité); et 3) celui dont le comportement avilie ou dénigre vraiment les biens et les services liés à la biodiversité (ce groupe a un impact sur les deux premiers groupes).

Une fois comprise et mesurée la distribution des coûts et des avantages entre ces groupes, il est possible de concevoir et de calibrer des instruments économiques qui affectent et transfèrent aux trois groupes cibles en question les sommes d'argent requises. Sans information sur la distribution des coûts et des avantages, il est impossible de concevoir des instruments légitimes favorisant ou neutralisant certains comportements.

Parmi les mesures économiques internationales et régionales qui incitent à la conservation (c.-à-d. des transferts du groupe 1 au groupe 2), mentionnons les paiements directs faits par les États-Unis au Canada, dans le cadre du Plan nord-américain de gestion de la sauvagine (PNAGS), pour assurer l'abondance des populations de sauvagine; les paiements directs ou les frais d'utilisation consentis par les chasseurs aux cultivateurs de céréales pour compenser les dommages causés aux récoltes par le gibier à plume qui s'en nourrit; les avantages fiscaux accordés aux propriétaires de terres humides qui jouent un rôle écologique inestimable au sein de la société; et les avantages directs tirés du plaisir qu'offre l'observation de la faune.

Parmi les exemples nationaux ou régionaux de facteurs de dissuasion économique (c.-à-d. des transferts du groupe 3 aux groupes 1 ou 2), il y a l'introduction de règles de responsabilité légale stipulant que les contrevenants paieront des dommages-intérêts plus tard en raison des dommages résultant de leurs émissions ou de leurs pratiques de développement non durable. Cette responsabilité pourrait être déterminée à la suite d'évaluations économiques du tort causé à l'environnement, comme celle qui a été faite dans le cas du déverse-

ment de pétrole du *Nestucca*. D'autres exemples de facteurs d'incitation et de facteurs de dissuasion se trouvent dans McNeely (1988).

13.11.3 Mesurer les avantages aide les décideurs à comprendre l'étendue des coûts si l'on n'agit pas dans le sens de la conservation et de la protection et peut entraîner un changement d'attitude profond au sein de la société

L'environnement compte des biens et des services innombrables qui profitent à l'humanité. Ce fait n'est pas toujours bien étayé ni bien compris par les décideurs et par la société. Le fait de ne pas apprécier l'environnement à sa pleine valeur économique cause un certain nombre de problèmes au niveau de la conservation et de la protection de l'environnement, comme les politiques de développement et les pratiques d'utilisation des terres qui laissent à désirer; la tolérance de subventions qui sont néfastes pour l'environnement; et tout effet nuisible pour l'environnement, la pollution ou la dégradation. Voici quelques exemples : la disparition des habitats de la sauvagine en raison de politiques agricoles qui incitent, à tort, à faire une culture intensive; la réduction des retombées de la pêche récréative à cause de la pollution des cours d'eau d'origine industrielle et agricole; et la perte d'habitats fauniques causée par l'empiètement venant de projets industriels et résidentiels. Une analyse socio-économique de ces situations permettrait de faire l'équilibre entre l'environnement et l'économie.

Il faut faire comprendre aux décideurs, au moyen de pratiques de comptabilisation du coût complet (de pratiques qui rattachent le coût des torts causés à l'environnement au prix des biens et des services), que, si on laisse libre cours aux formes non durables de développement, il s'ensuit une perte d'avantages pour la société ou, en d'autres termes, «un coût net pour la société».

Lorsqu'on a pu montrer avec certitude que les avantages de la conservation ou de la protection l'emportent sur les coûts, des arguments éloquentes ont été avancés pour aider les écologistes dans certains domaines, par exemple, investir dans la conservation et dans la protection des ressources

environnementales, renoncer à certaines possibilités de développement, réglementer certaines formes de comportement et calculer le montant exact des dommages-intérêts versés par les pollueurs en compensation des torts causés à l'environnement.

La tenue d'enquêtes et d'analyses qui intègrent l'ensemble des valeurs qui se dégagent de la biodiversité devrait occuper une place de choix dans l'agenda de la recherche scientifique sur les avantages socio-économiques de la biodiversité au Canada. L'information qui en résulterait et les analyses des avantages permettraient de satisfaire les nombreux besoins de ceux qui élaborent des politiques et qui conçoivent et mettent en œuvre des programmes pour protéger et conserver la biodiversité du Canada, notamment, entre autres, la mise en valeur des habitats, le rétablissement des espèces menacées d'extinction, la réglementation et l'application des lois et des règlements, l'évaluation des impacts sur l'environnement, et les rapports sur l'état de l'environnement. De façon plus générale, ces résultats et d'autres conclusions sur les avantages socio-économiques découlant des écosystèmes et des espèces du Canada et du matériel génétique qu'ils renferment sont nécessaires pour agir sur le processus de prise de décision qui touche le caractère durable de ces avantages.

En ces temps de compressions budgétaires, les décideurs ont eu tendance à se regrouper en deux factions : l'une qui croit que «la société n'a pas les moyens d'investir dans la conservation» et l'autre qui estime que «la société ne peut pas se payer le luxe de ne pas investir dans la conservation», la première exigeant constamment que la seconde justifie sa position au moyen de résultats empiriques. Des conclusions socio-économiques défendables sur les avantages contribueront à un changement d'attitude profond chez les membres de la première faction de même qu'à convaincre ces membres que des investissements majeurs dans la conservation des ressources et des écosystèmes biologiques sont à la fois nécessaires et souhaitables pour le bien-être de la société.

13.12 Recommandations

- Les activités humaines qui entraînent une perte de biodiversité constituent le sujet principal du présent document. L'agenda des chercheurs devrait être conçu de manière à relier la recherche biologique et écologique aux dimensions sociales et économiques. Par exemple, la recherche sur la perte de biodiversité due aux façons d'utiliser les terres devrait comprendre une analyse sociale et économique des facteurs à la base des décisions qui concernent ces utilisations, de même qu'une analyse des institutions où ces décisions sont prises. Les conclusions d'ordre biologique et écologique pourraient servir d'information sur l'impact économique de la perte de biodiversité. Une recherche interdisciplinaire s'impose pour aborder le problème de la conservation de la biodiversité, puisqu'il a des dimensions à la fois sociales et biologiques.
- La mesure des avantages devrait faire l'objet de recherches théoriques et empiriques continues et une telle mesure devrait être axée sur l'application aux politiques: des mesures défendables et précises des avantages de la biodiversité sont requises pour analyser les politiques. Comme dans toute science, certains aspects scientifiques de la mesure des avantages demeurent sans réponse. Dans les recherches à venir, on devrait examiner la validité des techniques en usage, de même que de nouvelles façons de mesurer les avantages.
- Il est nécessaire de créer une base de données complètes sur les avantages et de la mettre à jour à intervalles réguliers. Par ailleurs, il existe très peu de bases de données chronologiques sur les avantages liés à l'environnement. Il faudrait faire d'autres recherches sur la dimension temporelle de ces mesures des avantages. Ces recherches pourraient se faire en collaboration avec Statistique Canada, le PNUE et le Fonds pour l'environnement mondial.
- Il faudrait envisager d'utiliser des instruments économiques pour conserver la biodiversité. Cette utilisation permettra d'atteindre des objectifs de biodiversité, au coût le plus bas, sans compter que ces instruments serviront de facteurs incitant à améliorer l'environnement. On

se sert actuellement de certains instruments économiques pour réduire la pollution et pour étudier certains aspects de l'utilisation des terres. Des instruments économiques pourraient être élaborés en collaboration avec l'Organisation de coopération et de développement économiques.

- La nature limitée des ressources biologiques devrait entrer en ligne de compte dans les signaux donnés aux agents économiques. Ces signaux pourraient prendre la forme de systèmes de fixation des prix à partir du coût complet ou il pourrait s'agir d'autres instruments économiques. Il faudrait appuyer toute mesure visant à intégrer au système économique la nature limitée des actifs environnementaux.
- On devrait continuer de viser à créer des comptes des ressources naturelles pour compléter les comptes du revenu national qui existent depuis toujours. Ces comptes servent d'indicateurs du stock du capital naturel et peuvent faciliter l'élaboration des politiques.
- Il faudrait envisager d'appliquer la norme sûre minimale (ou le principe de la prudence) aux cas où des dommages irréversibles peuvent se produire : cette approche permet de protéger les actifs environnementaux, à moins que les coûts en soient beaucoup trop élevés. La norme sûre minimale peut être appliquée à des systèmes, à des habitats ou à des écosystèmes. Toutefois, elle constitue un niveau à éviter plutôt qu'un niveau à atteindre.
- Il faudrait établir un lien entre les analyses économiques de l'environnement et les procédures courantes d'évaluation des impacts sur l'environnement. Les dimensions sociales et économiques devraient faire partie des évaluations des impacts sur l'environnement.
- Il faudrait diffuser de l'information, sous une forme se prêtant à des décisions éclairées, sur les avantages économiques de la protection de la biodiversité et sur les coûts de la perte de biodiversité.

Ouvrages cités

- Adamowicz, W.L., J. Louviere, and M. Williams. 1994. Combining stated and revealed preference methods for valuing environmental amenities. *J. Environ. Econ. Manage.* 26 (in press).
- Adamowicz, W.L., V. Bhardwaj, and B. Macnab. 1993. Experiments on the difference between willingness to pay and willingness to accept. *Land Econ.* (November) 416-427.
- Adamowicz, W.L. 1991. Valuation of environmental amenities. *Can. J. Agric. Econ.* 39:609-618.
- Adamowicz, W.L. 1992. Non-timber values in Canadian forests. Department of Rural Economy Project Report No. 92-02, University of Alberta, Edmonton.
- Arrow, K., R. Solow, P. Portnoy, E. Leamer, R. Radner, and H. Schuman. 1993. Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. *Fed. Regist.* 55:4601-4614.
- Bishop, R.C. 1993. Economic efficiency, sustainability, and biodiversity. *Ambio*, 22:69-73.
- Ciriacy-Wantrup, S.V. 1952. *Resource conservation in economics and policies.* University of California Press, Berkeley.
- Cropper, M., S. Aydede, and P. Portnoy. 1992. Rates of time preference for saving lives. *Am. Econ. Rev.* 82:469-472.
- Filion, F.L., Jacquemot, A., Boxall, P., Reid, R., Bouchard, P., DuWors, E., et Gray, P.A. 1990. L'importance de la faune pour les Canadiens en 1987 : les avantages économiques de l'utilisation récréative de la faune. Service canadien de la faune. Ottawa.
- Filion, F.L., J.P. Foley, and A. Jacquemot. 1992. The economics of global ecotourism. Paper presented at the Fourth World Congress on National Parks and Protected Areas, Caracas, Venezuela.
- Filion, F.L., P. Dögsé, J. McNeely, A. Markandya, and M. Hanemann. 1993. Estimating benefits from biodiversity in support of national conservation action plans: the cost of inaction. Report to the United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- Filion, F.L., E. DuWors, P. Boxall, P. Bouchard, R. Reid, P. Gray, A. Bath, A. Jacquemot et G. Legare. 1993b. L'importance de la faune pour les Canadiens : Rapport sommaire de l'enquête nationale de 1991. Service canadien de la faune, Ottawa.
- Fletcher, J.J., W.L. Adamowicz, and T. Graham-Themes. 1990. The travel cost model of recreation demand: theoretical and empirical issues. *Leisure Sci.* 12:119-147.

- Folke, K., M. Hammer, and A.-M. Jansson. 1991. Life-support value of ecosystems: a case study of the Baltic Sea region. *Ecol. Econ.* 3:123-137.
- Garrod, G. and K. Willis. 1993. The environmental impact of woodland: a two stage hedonic price model of the amenity value of forestry in Britain. Pages 148-226 in W.L. Adamowicz, W. White, and W. Phillips (eds.), *Forestry and the environment: economic perspectives*. Commonwealth Abstracts Bureau International, Oxon, U.K.
- Hanemann, W.M. 1991. Willingness to pay and willingness to accept: how much can they differ. *Am. Econ. Rev.* 81:635-647.
- Kahneman, D. and J. Knetsch. 1992. Valuing public goods: the purchase of moral satisfaction. *J. Environ. Econ. Manage.* 22(1992):57-70.
- Kahneman, D., J. Knetsch, and R. Thaler. 1990. Experimental tests of the endowment effect and the Coase theorem. *J. Polit. Econ.* 98:1325-1348.
- Knetsch, J.L. 1990. Environmental policy implications of disparities between willingness to pay and compensation demanded measures of welfare. *J. Environ. Econ. Manage.* 18:227-237.
- Knetsch, J.L. 1993. Resource economics: persistent conventions and contrary evidence. Pages 251-261 in W.L. Adamowicz, W. White, and W. Phillips (eds.), *Forestry and the environment: economic perspectives*. Commonwealth Abstracts Bureau International, Oxon, U.K.
- Larson, D.M. 1992. Can non-use values be measured from market behavior. *Am. J. Agric. Econ.* 75:1114-1120.
- Larson, D. and P. Flacco. 1992. Measuring option prices from market behavior. *J. Environ. Econ. Manage.* 22:178-198.
- Louviere, J.J. 1988. *Analysing decision making: metric conjoint analysis*. Sage University Publications, Newbury Park, Calif.
- Luckert, M. and W. Adamowicz. 1993. Empirical measures of factors affecting the social rate of time preference. *Environ. Resour. Econ.* 3 (February):1-22.
- Markandya, A. and D. Pearce. 1988. Environmental considerations and the choice of the discount rate in developing countries. Environment Department Working Paper No. 3, World Bank, Washington, D.C.
- McNeely, J.A. 1988. Economics and biological diversity: developing and using economic incentives to conserve biological diversity. International union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), Gland, Switzerland.
- Pearce, D.W. 1933. *Economic values and the natural world*. Earthscan Publications, London. U.K.
- Peters, C.M., A. Gentry, and R.O. Mendelsohn. 1989. Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature (London)* 339:655-656.
- Randall, A. 1988. What mainstream economists have to say about the value of biodiversity. Pages 217-223 in E.O. Wilson (ed.), *Biodiversity*. National Academy of Sciences, Washington, D.C.
- Repetto, R., W. Magrath, M. Wells, C. Beer, and F. Rossini. 1989. *Wasting assets: natural resources in the national income accounts*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Rowe, R.D., W.D. Shaw, and W. Schulze. 1992. Nestucca oil spill. Pages 527-554 in K.M. Ward and J.P. Duffield (eds.), *Natural resource damages: law and economics*. John Wiley & Sons, New York.
- Smith, V.K. 1990. Can we measure the economic value of environmental amenities? *South. Econ. J.* 56:865-878.
- Solow, A., S. Polasky, and J. Broadhus. 1993. On the measurement of biological diversity. *J. Environ. Econ. Manage.* 24:60-68.
- United Nations. 1990. Classification based on International Standard Industrial Classification of all economic activities. Statistical Papers Series M No. 4, Rev. 3.
- Weitzman, M.L. 1992. On diversity. *Q. J. Econ.* 107:363-406.
- World Resources Institute (WRI), World Conservation Union (IUCN), and United Nations Environment Programme (UNEP). 1992. *Global biodiversity strategy: a policy makers' guide*. World Resources Institute, Washington, D.C.

Membres de l'équipe

David Barnes

Direction de la politique scientifique
Service de la conservation de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario) K1A 0H3
Tél. : 819-953-9608

David Barnes a passé 19 ans dans les ministères des gouvernements fédéral et provinciaux à s'occuper d'administration des règlements sur les pesticides et des programmes d'évaluation des incidences sur l'environnement, avant de se joindre à la Direction de la politique scientifique d'Environnement Canada, en 1993. Il a assuré des services administratifs, rédactionnels et de secrétariat pour l'équipe d'évaluation scientifique de la biodiversité.

Tom Edge

Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario) K1A 0H3
Tél. : 819-953-1666

Tom Edge s'intéresse à des sujets de biodiversité relatifs aux espèces et à la génétique. Il étudie les rôles joués par le développement d'une biotechnologie qui assurera la conservation de la biodiversité. Présentement, il cherche comment utiliser des méthodes d'évaluation des risques écologiques pour évaluer les produits de biotechnologie. Il est aussi en train d'élaborer des règlements pour les produits microbiens en conformité avec la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*.

Fernand (Fern) Filion

Division socio-économique
Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario) K1A 0H3
Tél. : 819-997-1360

Fern Filion s'intéresse aux liens qui existent entre les ressources fauniques et l'économie. Il dirige un groupe de travail fédéral-provincial qui fait des recommandations aux cadres qui prennent des décisions à ce sujet partout au Canada. Il a été expert-conseil sur des sujets de socio-économie auprès de plusieurs organismes internationaux. Il a dirigé un groupe de travail spécial au sein du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) lors des séances de négociations qui ont précédé la signature de la Convention sur la diversité biologique.

David M. Jarzen

Division des sciences de la Terre
Section de palynologie
Musée canadien de la nature
C.P. 3443, Succursale D
921, boul. Saint-Laurent
Ottawa (Ontario) K1P 6P4
Tél. : 613-954-0355

David Jarzen a consacré 22 années de sa carrière au Musée canadien de la nature à faire de la recherche sur l'évolution de l'univers des plantes dans une perspective historique. Il travaille maintenant en collaboration avec des collègues en Australie afin d'étudier la diversité florale des régions de l'hémisphère Sud, grâce à des fossiles qui datent de 75 à 90 millions d'années.

Anthony Keith (chef de l'équipe)

Centre national de la recherche faunique
Service canadien de la faune
Environnement Canada
Hull (Québec) K1A 0H3
Tél. : 819-997-1092

Anthony Keith est chargé de la gestion de l'unité scientifique centrale du SCF. Dans les années 1960, il avait fondé et dirigé la première équipe permanente de recherche au Canada qui étudie l'effet des produits chimiques toxiques sur la faune. Il a agi à titre de premier président du Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada (CSEMDC). Il a marqué l'évolution des politiques sur la faune au Canada, en particulier lorsqu'il a dirigé le groupe de travail chargé d'élaborer la politique nationale sur les espèces sauvages.

Don MacIver

Division de l'adaptation bioclimatique
Service de l'environnement atmosphérique
Environnement Canada
4905 Dufferin Street
Downsview (Ontario) M3H 5T4
Tél. : 416-739-4391

Don MacIver a fait carrière au gouvernement et dans les universités comme climatologue et météorologue forestier pendant 26 ans. Présentement, il travaille à plusieurs sujets relatifs à l'écosystème et la météorologie, tout particulièrement l'évaluation intégrée des procédés atmosphériques (pour le passé, le présent et le futur) ainsi que les systèmes de modélisation et de surveillance bioclimatique.

John Middleton

Environmental Policy Institute
Brock University
St. Catharines (Ontario) L2S 3A1
Tél. : 905-688-5550 Poste 3128

John Middleton étudie l'élément humain dans les écosystèmes et la part des gouvernements et des politiques dans le développement durable. Son travail s'intéresse aux études interdisciplinaires et à l'élaboration de politiques relatives aux forêts et

aux paysages urbains à des échelles qui varient du milieu local à celui de la Terre entière, aussi bien au Canada que dans les autres pays.

Pierre Mineau

Section des pesticides
Centre national de la recherche faunique
Service canadien de la faune
Environnement Canada
Hull (Québec) K1A 0H3
Tél. : 819-997-3045

Les premiers travaux de Pierre Mineau au Service canadien de la faune portaient sur les contaminants organochlorés persistants chez les oiseaux piscivores des Grands Lacs. Il s'intéresse à rendre la lutte contre les insectes et l'exploitation agricole en général plus conformes à la conservation de la faune. Une bonne partie de sa recherche est menée dans des travaux que lui avait confiés l'université McGill ou dans des comités de direction d'études doctorales dans d'autres institutions. Il s'intéresse toujours à diriger les travaux d'étudiants qui se spécialisent dans la toxicologie de la faune.

Trefor Reynoldson

Direction de la recherche sur les lacs
Institut national de recherche sur les eaux
867 Lakeshore Road
P.O. Box 5050
Burlington (Ontario) L7R 4A6
Tél. : 905-336-4692

Trefor Reynoldson est un spécialiste de l'écologie des invertébrés benthiques, vus sous l'angle de l'évaluation des incidences sur l'environnement. Il mène présentement une étude qui déterminera les critères d'évaluation biologique au moyen de modèles prédisant la structure des communautés d'invertébrés.

Richard A. Ryder

RAR & Associates
1265 Lakeshore Drive, Suite 33
Thunder Bay (Ontario) P7B 5E4
Tél. : 807-683-6231

Richard Ryder a consacré la plus grande partie de sa carrière de 40 ans comme chercheur scientifique au ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, dans l'étude des systèmes de production piscicole en eau douce au Canada. Présentement, il est en train de mener à terme ses projets sur la biodiversité et la perpétuation des écosystèmes dulcicoles.

Jean-Pierre L. Savard

Écosystèmes
Service canadien de la faune
Environnement Canada
1141, route de l'Église, C.P. 10100
Sainte-Foy (Québec) G1V 4H5
Tél. : 418-648-3500

Jean-Pierre Savard est un chercheur scientifique spécialisé dans l'étude des oiseaux en milieu forestier et urbain et dans l'écologie de la sauvagine. Après avoir oeuvré 14 ans dans la Région du Pacifique et du Yukon, pour Environnement Canada, il s'est joint à la Région du Québec en 1992.

William Stephenson

Parcs Canada
Région de l'Ontario
Ministère du Patrimoine canadien
111 Water Street
Cornwall (Ontario) K6H 6S3
Tél. : 613-938-5934

William Stephenson a été un biologiste de la conservation régionale, qui insiste, depuis 1991, sur la gestion des aires protégées, le caractère représentatif des systèmes et la biodiversité *in situ*. Il a déjà travaillé comme spécialiste dans la gestion des ressources naturelles dans la Région de l'Ontario (cinq parcs nationaux, un parc marin, deux réseaux de canaux).

Remerciements

John Hollins a aidé à orienter et à encourager le projet dès le début. Doris Erwin en a assuré l'administration. Michael Keating s'est occupé de l'atelier et a dirigé les travaux de rédaction portant sur la section Généralités dans le document intitulé Sommaire. Ce Sommaire est publié séparément. Rosemay Cadieux s'est chargée des tâches de secrétariat pour l'atelier. Raymonde Groleau, Sylvie Prud'Homme et Claire Alie ont fait des merveilles dans la transcription des textes. Ed Wiken et Erin O'Shaughnessy, de la Direction des rapports sur l'état de l'environnement, ont dessiné la carte de la couverture, tout spécialement pour cette publication. Pat Logan, Susan Burns, Sylvie Larose et Louis Genest du Service canadien de la faune, Dorothy Whyte, Jacques Landriault et Simon Henchiri de la Direction générale de la conservation des écosystèmes, Marla Sheffer et Ove Design ont tous contribué à transformer le manuscrit en publication.