

Santé des écosystèmes

Solutions fondées sur la science



**Cadre d'orientation canadien pour la gestion du
phosphore dans les écosystèmes d'eau douce**

Rapport n° 1-8



Environnement
Canada

Environment
Canada

Canada



Document préparé et publié par le
Bureau national des recommandations et des normes
Direction générale de la coordination et des politiques relatives à l'eau
Environnement Canada
Ottawa

Février 2004

ISSN 1497-2689
ISBN 978-1-100-95768-5
N° catalogue: En1-34/8-2004F-PDF

Document scientifique justificatif

Cadre d'orientation canadien pour la gestion du phosphore dans les écosystèmes d'eau douce

Rapport n° 1-8

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2004.
Tous droits réservés. La reproduction est autorisée si la source est mentionnée. La reproduction doit
être présentée dans le contexte approprié et ne doit pas être utilisée à des fins de profit.

NOTE À L'INTENTION DU LECTEUR

La collection *Santé des écosystèmes : Solutions fondées sur la science* se consacre à la publication de conseils, de renseignements et d'instruments scientifiques visant à aider à la surveillance et à l'évaluation de la santé des écosystèmes au Canada, ainsi qu'à la production des rapports pertinents afin d'aider les Canadiens à prendre des décisions éclairées. Les documents publiés dans cette collection comprennent le fondement, les méthodes, les stratégies et les cadres scientifiques relatifs aux recommandations environnementales et à leur application – surveillance, évaluation et rétablissement de la qualité de l'environnement au Canada – de même que l'élaboration d'indicateurs, la préparation de rapports environnementaux et la gestion de données. Les numéros de cette collection sont publiés à volonté.

Le présent document donne un aperçu général des connaissances actuelles sur le phosphore dans les eaux de surface et donne des renseignements sur le cadre d'orientation canadien pour le phosphore dans les écosystèmes d'eau douce au Canada. Pour de plus amples renseignements au sujet du présent document, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada	Tél. : 819-953-1550
Direction générale de la coordination	Télec. : 819-953-0461
et des politiques relatives à l'eau	cegq-rcqe@ec.gc.ca
Bureau national des recommandations et des normes	http://www.ec.gc.ca/cegq-rcqe
351, boulevard Saint-Joseph	
Gatineau (Québec) K1A 0H3	

Comment citer ce document :

Environnement Canada. 2004. *Cadre d'orientation canadien pour le phosphore dans les réseaux d'eau douce*. Santé des écosystèmes : Solutions fondées sur la science, rapport N° 1-8. Bureau national des recommandations et des normes, Direction générale de la coordination et des politiques relatives à l'eau, Environnement Canada. 130 p.

REMERCIEMENTS

Le présent document a été préparé sous la direction du Bureau national des recommandations et des normes (BNRN) d'Environnement Canada. Le BNRN remercie Sushil Dixit, qui a mis la dernière main au document, et Rachel Fletcher, qui en a préparé la première version. La contribution de Susan Roe et de Brigitte Lavallée au présent document s'est révélée fort précieuse sur les plans scientifique et technique. De nombreux collaborateurs ont aussi contribué au présent document sur le plan scientifique. Il s'agit de Pierre-Yves Caux, Paul Jiapizian, Joanne Papineau, Kelly Potter, Elizabeth Roberts, Uwe Schneider et de Doug Spry.

Le BNRN remercie chaleureusement les spécialistes suivants, qui ont examiné et commenté le document : Mike Brylinsky (Université Acadia), Andrew Cameron (ministère de l'Agriculture et des Pêches de la Nouvelle-Écosse), David Berryman et Martine Gélinau (ministère de l'Environnement du Québec), Patricia Chambers (Environnement Canada), David Flemer (United States Environmental Protection Agency – EPA), Martha Guy (Environnement Canada), Ron Hall (ministère de l'Environnement de l'Ontario – MEO), Bill Hart (Université Dalhousie), Francis Jackson (ministère des Affaires indiennes et du Nord – MAINC), Joe Kerekes (Service canadien de la faune – SCF), Haseen Khan (ministère de l'Environnement et de la Conservation de Terre-Neuve-et-Labrador), Scott Lister (ministère de l'Environnement et de la Main-d'œuvre de la Nouvelle-Écosse), Jonathan Lowe (Université Acadia), Don MacDonald (MESL), Ashley Moerke (EPA), Jordan Moores (ministère des Transports et des Travaux publics de la Nouvelle-Écosse), Brian Moss (Université de Liverpool), Bruce Raymond (ministère des Pêches, de l'Aquaculture et de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard), Darrell Taylor (ministère de l'Environnement et de la Main-d'œuvre de la Nouvelle-Écosse), et Dwight Williamson (Manitoba Conservation).

Le BNRN remercie également les membres du Groupe de travail sur la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) : Sam Ferris, Tim Fletcher, Don Fox, Isabelle Guay, Francis Jackson, Haseen Khan, Narender Nagpal, Bruce Raymond, Darrell Taylor, David Trew, Bob Trulson et Dwight Williamson.

TABLE DES MATIÈRES

NOTE À L'INTENTION DU LECTEUR	II
REMERCIEMENTS	III
TABLE DES MATIÈRES	IV
LISTE DES FIGURES	VIII
LISTE DES TABLEAUX	X
ABSTRACT	XI
RÉSUMÉ	XIII
GLOSSAIRE	XV
1. INTRODUCTION	1
1.1 Contexte	1
1.2 Élaboration du cadre d'orientation pur la gestion du phosphore dans les écosystèmes d'eau douce	1
1.3 Éléments du cadre	5
1.3.1 Définir les conditions de référence	5
1.3.2 Valeurs de l'état trophique définies par l'OCDE	5
1.3.3 Hausse de la concentration de phosphore au-delà de la concentration de référence	6
1.3.4 Valider le cadre d'orientation	6
2. LE PHOSPHORE DANS LE MILIEU AQUATIQUE	7
2.1 Introduction	7
2.2 Propriétés physiques et chimiques du phosphore	7
2.3 Sources et devenir	9
2.3.1 Eaux de surface	11
2.3.2 Échange à l'interface du sédiment et de l'eau	14
2.3.3 Interactions dans le sédiment	16
2.3.4 Eau souterraine	17
2.4 Paramètres influant sur la disponibilité du phosphore	18
2.4.1 Variation saisonnière	18
2.4.2 Hydrologie	20
2.4.3 Échange d'ions	20
2.4.4 pH	22
2.4.5 Interaction oxygène-redox	23
2.4.6 Variables qui déterminent l'état trophique	25
2.4.6.1 Chlorophylle	27
2.4.6.2 Azote	27
2.4.6.3 Rapport azote/phosphore	27
2.4.6.4 Carbone organique dissous	28
2.5 Effets généraux de l'eutrophisation	28
2.6 Interactions biologiques	31
2.6.1 Autotrophes	32
2.6.2 Plancton	34
2.6.3 Macrophytes	35

2.6.4	Macro-invertébrés	36
2.6.5	Poisson	37
3.	SOMMAIRE DES MÉTHODES EMPLOYÉES DANS D'AUTRES ADMINISTRATIONS ET JUSTIFICATION DE LA MÉTHODE PRÉSENTÉE	39
3.1	Introduction	39
3.2	Recommandations provinciales sur la qualité de l'eau	40
3.2.1	Alberta.....	40
3.2.2	Colombie-Britannique.....	41
3.2.3	Manitoba	41
3.2.4	Saskatchewan.....	43
3.2.5	Ontario	43
3.2.6	Québec	43
3.3	Recommandations pour la qualité des eaux en vigueur dans d'autres pays	44
3.3.1	États-Unis	44
3.3.2	Communauté économique européenne	45
3.3.3	Australie et Nouvelle-Zélande	45
4.	ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS POUR LE PHOSPHORE.....	49
4.1	Introduction	49
4.2	Définition des critères	49
4.2.1	Justification pour adopter une nouvelle démarche	49
4.2.2	Cadre d'orientation canadien pour la gestion du phosphore	50
4.3	Utiliser le cadre d'orientation	52
4.3.1	Définir des buts et des objectifs pour l'écosystème	52
4.3.2	Définir les conditions de référence	52
4.3.3	Écorégions	54
4.3.4	Méthode pour établir les conditions de référence	56
4.3.4.1	Données antérieures	56
4.3.4.2	Analyse rétrospective	57
4.3.4.2.1	Paléolimnologie	57
4.3.4.2.2	Modèles de bilan massique	58
4.3.4.3	Utilisation de sites à l'état originel	58
4.3.4.4	Méthode du 25 ^e centile	59
4.3.4.5	Évaluation générale des méthodes servant à établir l'état de référence	60
4.3.5	Sélection des intervalles d'intervention	60
4.3.5.1	Définir l'état trophique	60
4.3.5.1.1	Établir l'état trophique des lacs et des réservoirs	61
4.3.5.1.2	État trophique des eaux courantes	61
4.3.5.2	Sélection d'un intervalle d'intervention	62
4.3.5.3	Détermination de la concentration actuelle de phosphore.....	64
4.3.5.4	Comparaison des concentrations actuelles avec les intervalles d'intervention	65
4.3.5.5	Comparaison de la concentration actuelle avec l'état de référence	66
5.	ÉVALUATION RECOMMANDÉE.....	67
5.1	Introduction	67

5.1.1 Lacs	67
5.1.2 Rivières	69
5.2 Outils d'évaluation proposés	72
5.2.1 Indice de la qualité de l'eau.....	72
5.2.1.1 Indice de la qualité de l'eau du CCME.....	73
5.2.1.2 Stratégie de classement des lacs – Royaume-Uni	74
5.2.1.3 Indice d'intégrité biotique du périphyton (IIBP) – Canada, États-Unis, Europe	75
5.2.2 Analyse multivariée	77
5.2.2.1 Recommandations d'ordre biologique pour l'évaluation de la qualité des sédiments – Canada	78
5.2.2.2 Utiliser l'intervalle normal comme critère d'importance écologique – Canada.....	79
5.2.3 Modèles actuels	80
5.2.3.1 Modèle de simulation de la capacité des rivages – Canada.....	80
5.2.3.2 Modélisation au moyen du coefficient d'exportation – Amérique du Nord et Royaume-Uni.....	84
5.2.3.3 AQUATOX – ÉTATS-UNIS.....	85
5.2.3.4 Modèle d'inférence de la concentration de phosphore à partir des diatomées	87
5.3 Mise en garde.....	89
6. DÉCISIONS DE GESTION	90
6.1 Introduction	90
6.2 Aucune intervention.....	91
6.3 Réduction de l'apport de phosphore.....	91
6.3.1 Sources de pollution ponctuelle	92
6.3.2 Sources de pollution non ponctuelles.....	92
6.4 Atténuation et conservation	95
6.4.1 Atténuation chimique.....	95
6.4.2 Réservoirs.....	95
6.4.3 Brassage artificiel.....	95
6.4.4 Biomanipulation.....	95
6.4.5 Restauration des milieux humides	95
6.5 Autres méthodes pour limiter la quantité de phosphore	96
6.5.1 Quotas de rejet de phosphore.....	96
7. APPLICATION DU CADRE – PREMIÈRE ÉTUDE DE CAS : STRATÉGIE DE GESTION ENVIRONNEMENTALE DU LAC SIMCOE.....	97
7.1 Introduction	97
7.2 Définir l'état de référence	97
7.3 Définir l'intervalle d'intervention.....	97
7.4 Dépassement de l'intervalle d'intervention?	97
7.5 Nouvelle modélisation	98
7.6 Décision de gestion	98
7.7 Surveillance.....	98
7.8 Atteinte des objectifs	98

8. APPLICATION DU CADRE – DEUXIÈME ÉTUDE DE CAS : LAC KODIAK, MINE DE DIAMANTS EKATI, T. N.-O.	100
8.1 Apport d'éléments nutritifs dans le lac Kodiak	100
8.2 Définir l'état de référence	101
8.3 Définir l'intervalle d'intervention	102
8.4 Dépassement de l'intervalle d'intervention?	103
8.5 Nouvelle modélisation	103
8.6 Décision de gestion	104
8.7 Surveillance	104
8.8 Atteinte des objectifs	104
RÉFÉRENCES	105
ANNEXE A	119
ANNEXE B	120
ANNEXE C	121
ANNEXE D	125
ANNEXE E	129

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Cadre canadien d'orientation pour la gestion du phosphore dans les écosystèmes d'eau douce.....	4
Figure 2.1	Représentation schématique du recyclage des trois formes de phosphore présentes dans les milieux aquatiques.....	7
Figure 2.2	Le cycle du phosphore.....	9
Figure 2.3	Répartition verticale généralisée du phosphore soluble (P_S) et du phosphore total (P_T) dans les lacs stratifiés de grande et de faible productivité. Le profil d'oxygène (O_2) et le profil thermique (θ) sont aussi donnés (source : Wetzel, 2001).	13
Figure 2.4	Profil schématique du potentiel d'électrode composite à l'interface entre le sédiment et l'eau (source : Wetzel, 2001).	15
Figure 2.5	Illustration des principaux flux de phosphore selon les saisons. L'importance relative des flux est indiquée par l'épaisseur des flèches (source : Kennedy <i>et al.</i> , 1986).	19
Figure 2.6	Direction des flux attendus de composés dissous entre les eaux interstitielles et les eaux sus-jacentes (source : Stumm et Morgan, 1996).	21
Figure 2.7	Diagramme de solubilité de deux composés phosphatés (source : Golterman, 1982).	22
Figure 2.8	Conditions redox dans les eaux naturelles : transformation du Fe (II, III) à la limite oxique-anoxique dans la colonne d'eau ou de sédiments (source : Stumm et Morgan, 1996).	24
Figure 2.9	Changements dans les concentrations de phosphore réactif soluble (PRS) et de fer dissous. La partie ombrée représente la période d'anoxie (source : Kennedy <i>et al.</i> , 1986).	25
Figure 2.10	Changements généraux dans les lacs nordiques tempérés qui deviennent eutrophes (source : Moss, 1988).	29
Figure 2.11	Effets biologiques d'une augmentation de la charge de phosphore sur les écosystèmes aquatiques	32
Figure 2.12	Compartiments et interactions des éléments nutritifs (adapté de Damiani <i>et al.</i> , 1987).	33

Figure 4.1	Cadre canadien d'orientation pour la gestion du phosphore dans les écosystèmes d'eau douce.....	53
Figure 4.2	Carte des 15 écozones du Canada (source : site Web du gouvernement; http://www.ccea.org/ecozones/fr/terr.html).....	56
Figure 4.3	Méthodes proposées par l'EPA pour établir une teneur en phosphore de référence (source : EPA, 2000a).....	60
Figure 5.1	Cycle des éléments nutritifs dans les lacs profonds et peu profonds (source : Moss, 1998).	68
Figure 5.2	Courbe théorique (ligne pointillée) de la concentration de phosphore dans un système eau-sédiments et concentration de phosphore adsorbé au Fe(OH ₃) (ligne pleine). La concentration de phosphore figure sur les axes des ordonnées de gauche et du centre; l'axe des abscisses inférieur correspond aux années, la charge de phosphore étant constante année après année; l'axe des abscisses supérieure correspond au phosphore adsorbé au Fe(OH) ₃ (adapté de Golterman, 1982).....	69
Figure 5.3	Courbes du débit et de la concentration de PT pendant une forte pluie (source : Verhoff <i>et al.</i> , 1982).....	70
Figure 5.4	Degré de dégradation par rapport aux sites de référence dans l'espace d'ordination. Les bandes, fondées sur des ellipses de probabilité de 90, 99 et 99,9 %, correspondent à des sites « équivalents au site de référence », « peut-être différent du site de référence », « différent du site de référence » et « très différent du site de référence » (source : Reynoldson et Day, 1998).....	79
Figure 5.5	Illustration de l'endroit où l'axe de discrimination est placé (A) et de la position du plan d'eau évalué sur ce nouvel axe (B) (source : OMOE, 1999a). 82	
Figure 5.6	Schéma du modèle LCM (source : OMOE, 1997).....	83
Figure 5.7	Sommaire de la modélisation au moyen du coefficient d'exportation (adapté de Johnes, 1996).	86
Figure 7.1	Historique des apports en phosphore (tonnes métriques par année) dans le lac Simcoe. La valeur de référence représente un apport de 75 tonnes par année, défini pour atteindre une concentration de PT de 9 à 10 µg L ⁻¹ (sources : Nicholls, 1995; Evans <i>et al.</i> , 1996; Nicholls, 2001).....	99

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1	Intervalles d'intervention pour la gestion du phosphore dans les lacs et cours d'eau du Canada.	3
Tableau 2.1	Coefficients d'exportation ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$) du phosphore total et de l'azote total selon l'utilisation du sol dans les bassins versants de la rivière Athabasca et des rivières Wapiti et Smoky (source : Chambers et Dale, 1997). 10	
Tableau 2.2	Sommaire des problèmes associés à l'eutrophisation des lacs et réservoirs (inspiré de GEMS, 1990).	30
Tableau 2.3	Types de phytoplancton associé aux lacs oligotrophes et eutrophes (source : Mason, 1991).	35
Tableau 3.1	Sommaire des critères et valeurs applicables au phosphore (P) dans certaines provinces et d'autres pays	46
Tableau 4.1	Catégories trophiques des lacs, concentrations de phosphore et de chlorophylle et transparence (profondeur de visibilité du disque de Secchi) (sources : Wetzel, 2001; Vollenweider et Kerekes, 1982).	61
Tableau 4.2	Classement trophique des cours d'eau et concentrations correspondantes en phosphore et en chlorophylle (source : Dodds <i>et al.</i> , 1998).	62
Tableau 4.3	Intervalles d'intervention fondés sur le classement des lacs (Vollenweider et Kerekes, 1982) et des rivières (Dodds <i>et al.</i> , 1998) selon leur état trophique.....	63
Tableau 5.1	Variables intégrées dans l'IQE et associées à des changements précis dans les lacs (source : Johnes <i>et al.</i> , 1994).	74
Tableau 5.2	Mesures comprises dans l'IIBP. MSSC = masse sèche sans cendre, APA = activité de la phosphatase alcaline, chl = chlorophylle (source : Hill <i>et al.</i> , 2000).	76
Tableau 5.3	Variables chimiques, physiques et géomorphologiques utilisées par Hill <i>et al.</i> (2000) dans l'élaboration de l'IIBP.....	77
Tableau 8.1	Apports historiques d'azote total et de phosphore total dans le lac Kodiac, 1997–2000.	102

ABSTRACT

This document presents the Canadian Guidance Framework for the management of phosphorus in freshwater systems. In Canada, the trophic status of water bodies that are impacted or unimpacted by anthropogenic releases of phosphorus range from oligotrophic to hyper-eutrophic. Typically unimpacted sites support relatively diverse and abundant communities of aquatic organisms that are self-sustaining and support various water uses. However, elevated loads of phosphorus can have many adverse effects on aquatic ecosystems. One of the most important consequences is the increased growth of algae and aquatic macrophytes. The senescence and decomposition of these organisms create oxygen deficit and can result in fish kills. In some freshwater systems, blooms of cyanobacteria contribute to a wide range of problems including summer fish kills, foul odours, tainted drinking water, and release of toxins that can kill livestock and may pose a serious health risk to humans.

The protocol to develop Canadian Water Quality Guidelines is intended to deal specifically with toxic substances. Although elemental phosphorus can be toxic, it is rare in nature, and therefore rarely of concern. Because aquatic communities are well adapted to the ambient conditions that occur within lakes and rivers in which they reside, it is neither feasible nor desirable to establish a single numerical water quality guideline value for phosphorus in Canada. Furthermore, management goals in different regions of Canada may vary. It is generally considered that the trophic status of water bodies should not be altered to ensure that the designated uses are not adversely affected.

Some of the effects of phosphorus are aesthetic, and so its management requires an element of subjectivity. Therefore it is more difficult to derive 'safe' levels of phosphorus than it is for toxic pollutants; what is considered nuisance plant growth to some may be considered desirable to others. This requires a need for guidelines that are scientifically defensible and which can be incorporated into management practices. At international, national, and local levels nutrient enrichment has been tackled through a wide range of approaches. Basing criteria on the best scientific data will minimize any conflict surrounding desirable phosphorus levels and aesthetic impairment and maximize the potential benefits to controlling nutrients.

Methods employed, both nationally and internationally, have been identified for the development of phosphorus criteria. Of the numerous methods, Australia and New Zealand have developed criteria or 'trigger values' that are risk based, scientifically defensible, consider the effects of other contributing factors, and are easily incorporated into management practices. The development of the Canadian guidelines for phosphorus follows a similar direction. A framework-based approach that includes elements of the Australian model has been developed. The proposed approach accommodates the non-toxic endpoints associated with phosphorus and can be incorporated into existing management strategies (Figure 1.1, Chapter 1). The framework offers a tiered approach in which (i) phosphorus concentrations should not exceed predefined 'trigger ranges'; and (ii) phosphorus concentrations should not

increase more than 50% over the baseline (reference) levels. The trigger ranges are based on the range of phosphorus concentrations in water that define the reference trophic status for a site. If the upper limit of the range is exceeded, or is likely to be exceeded, further assessment is required. When assessment suggests the likelihood that phosphorus levels will result in an undesired change in the local system, a management decision must be made.

RÉSUMÉ

Le présent document expose en détail le Cadre d'orientation canadien pour la gestion du phosphore dans les écosystèmes d'eau douce. Au Canada, les plans d'eau, qu'ils soient touchés ou non par des rejets de phosphore, couvrent un large spectre quant à leur état trophique, depuis l'oligotrophie jusqu'à l'hyper-eutrophie. Ceux qui sont épargnés par de tels rejets soutiennent généralement des communautés relativement diverses et abondantes d'organismes aquatiques qui sont autosuffisantes et permettent différentes utilisations de l'eau. Toutefois, les charges élevées en phosphore peuvent avoir beaucoup d'incidences négatives sur les écosystèmes aquatiques. Un des principaux effets néfastes est la prolifération d'algues et de macrophytes, dont la sénescence et la décomposition créent un déficit en oxygène et peuvent causer la mort de poissons. Dans certains milieux d'eau douce, des proliférations de cyanobactéries contribuent à de nombreux problèmes différents, dont la mort de poissons en été, de mauvaises odeurs, l'altération de la qualité de l'eau potable et la libération de toxines qui peuvent entraîner la mort d'animaux d'élevage et présenter un grand risque pour la santé humaine.

Le protocole d'élaboration des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux vise spécifiquement les substances toxiques. Le phosphore élémentaire, bien qu'il puisse être toxique, est rare dans la nature; il suscite donc rarement des inquiétudes. Étant donné que les communautés aquatiques sont bien adaptées aux conditions ambiantes des lacs et des cours d'eau où elles se trouvent, il n'est ni possible ni souhaitable d'établir un seuil numérique unique de concentration de phosphore au Canada pour le maintien de la qualité de l'eau. Sans compter que les objectifs de gestion de l'eau peuvent varier d'une région à l'autre. Il est généralement admis qu'il faut éviter de modifier l'état trophique des plans d'eau afin de prévenir les incidences négatives sur les utilisations désignées.

Comme certains des effets du phosphore sont de nature esthétique, la gestion de cette substance comporte un élément de subjectivité. Pour cette raison, il est plus difficile de déterminer les concentrations acceptables de phosphore que celles de polluants toxiques : ce que certains considèrent comme une croissance végétale nuisible peut être souhaitable pour d'autres. Il faut donc produire des recommandations fondées scientifiquement qui peuvent être intégrées aux pratiques de gestion. On a adopté une foule d'approches différentes aux paliers international, national et local pour s'attaquer à l'enrichissement en éléments nutritifs des plans d'eau. Si les critères reposent sur les meilleures données scientifiques disponibles, on réduira au minimum le risque de conflits liés à la concentration en phosphore souhaitable et à la dégradation esthétique, tout en maximisant les avantages de la limitation des apports d'éléments nutritifs.

On a inventorié les nombreuses méthodes employées, tant au Canada qu'à l'étranger, pour l'élaboration de critères relatifs à la concentration de phosphore dans les eaux. Ainsi, l'Australie et la Nouvelle-Zélande ont établi des critères ou valeurs-seuils fondés sur le risque scientifiquement valables qui prennent en compte

les effets d'autres facteurs et sont faciles à intégrer à des pratiques de gestion. L'élaboration des recommandations canadiennes relatives au phosphore a un fondement comparable. Une approche reposant sur un cadre qui intègre des éléments du modèle australien a été élaborée. Elle permet l'établissement de paramètres d'évaluation non liés à la toxicité pour le phosphore et peut être incorporée aux stratégies de gestion existantes (Figure 1.1, Chapitre 1). Ce cadre offre une approche par étapes à l'intérieur de laquelle les concentrations de phosphore ne devraient pas i) dépasser des « intervalles d'intervention » prédéterminés et ii) augmenter de plus de 50 % par rapport aux concentrations de référence. Ces intervalles d'intervention sont basés sur la fourchette de concentrations de phosphore dans l'eau qui définit l'état trophique de référence à un site donné. S'il existe une probabilité que la limite supérieure de la fourchette soit dépassée ou si celle-ci est effectivement dépassée, une évaluation poussée s'impose. Lorsque cette évaluation semble indiquer que les concentrations de phosphore produiront vraisemblablement une modification non souhaitée du plan d'eau, il faut prendre une décision de gestion.

GLOSSAIRE

θ	thermique
Abiotique	non vivant
Acides humiques	acides organiques complexes présents dans les sols et formés par la décomposition de matière végétale morte
Algue	organisme photosynthétique procaryotique ou eucaryotique, sans racines ni feuilles
Allochthone	qualifie une particule produite à l'extérieur du système à l'étude
AlPO ₄ •H ₂ O	phosphate hydraté d'aluminium (variscite)
Anoxique	qui ne contient pas d'oxygène
Anthropique	causé ou influencé par l'activité humaine
APA	activité de la phosphatase alcaline
Autotrophe	capable d'élaborer tous ses constituants chimiques à partir de composés inorganiques simples
Benthique	vivant à l'interface entre le sol et l'eau
Biomasse	matière organique récoltée pour servir de source d'énergie / masse sèche totale d'une population animale ou végétale
Bioturbation	mouvement des particules sédimentaires causé par des organismes vivant dans ou sur le sédiment
BNRN	Bureau national des recommandations et des normes
Ca ₅ (PO ₄) ₃ OH	hydroxyapatite
CaCO ₃	carbonate de calcium
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CEE	Communauté économique européenne
CH ₄	méthane
Chimisorbé	adsorbé irréversiblement à une surface par des forces chimiques
Chl-a	chlorophylle-a
Chlorococcale	plancton unicellulaire qui peut former des colonies de cellules mono ou plurinucléaires, qui ne se divisent jamais végétativement
Chrysophycée	algue brun-doré, une classe d'eucaryote
Cladocère	ordre de petit crustacé surtout présent dans les eaux douces
CO ₂	dioxyde de carbone
CO ₃ ²⁻	carbonate
COD	carbone organique dissous
Cyanobactérie	algue bleu-vert
Cyanophyte	algue bleu-vert
DBO	demande biologique en oxygène
Desmide	algue verte unicellulaire

Diagénèse	processus touchant la couche supérieure des sédiments, sur quelques mètres, y compris l'assèchement, la bioturbation, la décomposition bactérienne de la matière organique, la dissolution des carbonates et les réactions redox
Dimictique	qualifie un plan d'eau ayant deux périodes de mélange, généralement au printemps et à l'automne
Dinoflagellé	algue mésocaryotique, cellule mobile pourvue de deux flagelles
Écorégion	zone environnementale caractérisée par ses utilisations des sols, ses types de sols, son relief et sa végétation naturelle potentielle
Écozone	vaste écosystème terrestre contenant des ensembles distincts de ressources biologiques et non biologiques reliées sur le plan écologique et formant un système
EMAP	Programme de surveillance et d'évaluation environnementales de l'EPA
E°	énergie
EPA	Environmental Protection Agency (des Etats-Unis)
EPA	Environmental Protection Agency (des États-Unis)
Épilimnion	couche supérieure des eaux d'un lac où la température est chaude
Eutrophe	qualifie un plan d'eau dont l'hypolimnion s'appauvrit en oxygène au cours de l'été à cause de la dégradation de la matière organique
Eutrophisation	croissance excessive des organismes et appauvrissement en oxygène causés par l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs tels que l'azote et le phosphore
Fe (II)	ferreux
Fe (III)	ferrique
Fe(OH) ₃	hydroxyde ferrique
Fe(OH) ₃ P	hydroxyde ferrique adsorbé au phosphore
FePO ₄	phosphate ferrique
FePO ₄ •H ₂ O	phosphate hydraté de fer (strengite)
GRCA	Grand River Conservation Authority
H ₂ S	sulfure d'hydrogène
HCO ₃ ⁻	bicarbonate
HPO ₄ ²⁻	phosphate d'hydrogène
Hypolimnion	couche inférieure des eaux où la température est froide
IIB	indice de l'intégrité biotique
IIBP	indice d'intégrité biotique du périphyton
IQE	indice de la qualité de l'eau

Lacustre	relatif à un lac
LCM	Lakeshore Capacity Model (modèle de simulation de la capacité des rivages)
Lentique	associé aux eaux stagnantes
LSEMS	Lake Simcoe Environmental Management Strategy
Lyse	décomposition ou rupture des cellules
Macro-invertébrés	faune benthique sans colonne vertébrale qui atteint généralement plus de 500 µm dans sa forme adulte
Macronutriment	élément nutritif requis en quantité relativement importante
Macrophyte	grande plante aquatique
MCE	modélisation du coefficient d'exportation
MEO	Ministère de l'Environnement de l'Ontario
Mésotrophe	moyennement productif, parlant de la fertilité modérée d'un lac mesurée par sa biomasse algale
Métalimnion	dans les lacs, région située entre l'épilimnion et l'hypolimnion où la température change rapidement
Métastable	qualifie un état apparemment stable, souvent en raison de la lenteur à laquelle l'état d'équilibre est atteint
Micronutriment	oligo-élément requis en quantité relativement peu importante par les organismes vivants
Micro-organismes	organismes invisibles à l'œil nu
MSSC	masse sèche sans cendre
NH ₄ ⁺	ammonium
NO ₃ ⁻	nitrate
NT	azote total
O ₂	oxygène
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OD	oxygène dissous
Oligotrophe	qualifie un plan d'eau où la production primaire est faible
ONU	Nations Unies
Oxique	qui contient de l'oxygène
Périphyton	croissance microflorale fixée à la surface des plantes ou objets submergés dans les eaux douces
Phytoplancton	plantes ou animaux photosynthétiques flottants
PID	phosphore inorganique dissous
Plancton	plantes ou animaux flottants
Planctonophage	organisme qui se nourrit de plancton
PO ₄ ³⁻	ion orthophosphate
POD	phosphore organique dissous
POP	phosphore organique particulaire
PRS	phosphore réactif soluble
P _s	phosphore soluble

PT	phosphore total
RCQE	Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux au Canada
Redox	oxydation-réduction
RQE	recommandations pour la qualité des eaux
Seston	toute matière particulaire qui peut être retenue dans un filet ou sur un filtre relativement fin (> 0,5 µm)
SiO ₂	silice
SO ₄ ²⁻	sulfate
Sylviculture	plantation et entretien des forêts
Système saprobien	méthode utilisée pour évaluer la condition des ressources en eau, fondée sur la concentration en éléments nutritifs
Trophique	propre à la nutrition
UE	Union européenne
Zone littorale	zone d'eaux moins profondes des lacs où la lumière atteint le fond et où des plantes enracinées croissent
Zone photique	zone d'un plan d'eau où la lumière pénètre suffisamment pour permettre la photosynthèse
Zone profonde	zone située sous la zone limnique qui s'étend jusqu'au fond (où la lumière est insuffisante pour assurer la photosynthèse)
Zone trophogène	partie de la colonne d'eau d'un lac où la production photosynthétique prédomine
Zooplancton	vie animale flottant à la dérive

1. INTRODUCTION

1.1 Contexte

Des concentrations élevées de phosphore, combinées à la présence d'azote, peuvent avoir divers effets sur les écosystèmes, effets qui peuvent en grande partie être considérés comme négatifs. Parmi les conséquences les plus notables figurent l'augmentation de la croissance des algues et des macrophytes et des changements distincts dans la composition des espèces. La sénescence et la décomposition de ces organismes, de même que la consommation nocturne d'oxygène causée par la respiration de la communauté, peuvent créer une pénurie d'oxygène dissous (OD), laquelle entraîne une mortalité massive chez les poissons. Dans certains écosystèmes d'eau douce, la prolifération de cyanobactéries est un symptôme évident d'eutrophisation (Carpenter *et al.*, 1998a). Cette prolifération contribue à toute une gamme de problèmes relatifs à la qualité de l'eau, y compris la mortalité massive chez les poissons en été, les odeurs nauséabondes et la contamination de l'eau potable. En outre, certaines cyanobactéries produisent et libèrent des toxines qui peuvent tuer le bétail et causer de graves problèmes de santé chez les humains.

Étant donné ces préoccupations pour l'environnement, le phosphore figure sur la liste des polluants prioritaires du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Actuellement, aucune recommandation nationale pour la qualité de l'environnement n'existe pour le phosphore, bien que des provinces puissent s'être dotées de lignes directrices ou d'objectifs. Le *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique* (CCME, 1991) vise expressément les substances toxiques et propose des limites numériques ou des énoncés descriptifs fondés sur les données toxicologiques les plus récentes scientifiquement défendables. Le phosphore n'obéit pas à ce modèle, n'étant pas toxique pour les organismes aquatiques aux concentrations et sous les formes présentes dans l'environnement; cependant, ses effets secondaires tels que l'eutrophisation sont inquiétants. Par conséquent, il est difficile de fixer des recommandations relatives au phosphore à l'aide des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux au Canada, étant donné la nature subjective de ce qui constitue une dégradation du milieu. Certains des effets du phosphore sont d'ordre esthétique et, par conséquent, il faut tenir compte des valeurs de la société dans sa gestion. C'est pourquoi aucune recommandation n'a été élaborée, mais un cadre d'orientation a été défini, cadre qui, bien qu'il soit conforme aux principes définis par le CCME, laisse la latitude nécessaire pour adapter la gestion du phosphore en fonction des lieux.

1.2 Élaboration du cadre d'orientation pour la gestion du phosphore dans les écosystèmes d'eau douce

Comme ce fut le cas pour les recommandations traditionnelles, on a d'abord procédé à une analyse complète de la documentation scientifique disponible sur le phosphore avant d'élaborer le cadre d'orientation. Un certain nombre de méthodes retenues par d'autres administrations pour définir des recommandations relatives au phosphore ont

été examinées et sont décrites au chapitre 3. On propose une méthode fondée sur un cadre qui comprend des éléments tirés du modèle australien (NWQMS, 1999). La méthode proposée, décrite au chapitre 4, s'applique au caractère non-toxique du phosphore et peut être intégrée dans les stratégies de gestion en vigueur. (Figure 1.1). On commence par fixer les buts et objectifs (p. ex. conservation, maintien ou restauration) de la gestion de l'écosystème aquatique. Ensuite, en se fondant sur les conditions ambiantes, ou la qualité de l'eau, et l'utilisation qu'on compte faire du plan d'eau, on définit l'état de référence. Le cadre offre une approche par paliers, selon laquelle les plans d'eau sont marqués pour être soumis à une évaluation plus poussée dans laquelle on compare leur état trophique à des « intervalles d'intervention » prédéfinis (Tableau 1.1). Les intervalles d'intervention sont déterminés en fonction de la concentration de référence observée dans un lac ou une rivière. Si la limite supérieure de ces intervalles d'intervention est dépassée ou si elle est susceptible de l'être, on recommande de procéder à une nouvelle évaluation afin de mieux caractériser le type et l'ampleur des effets possibles. Même quand les intervalles d'intervention sont respectés, il y a risque de changements observables dans la structure de la communauté; c'est pourquoi une mesure de protection supplémentaire a été ajoutée au cadre. Les changements qui excèdent 50 % de la concentration de référence peuvent causer des changements observables dans les communautés de macrophytes et de périphyton; par conséquent, si la hausse est supérieure à 50 % de la concentration de référence, on recommande une nouvelle évaluation, même si la concentration demeure dans les limites de l'intervalle d'intervention.

Le chapitre 5 dresse le sommaire de quelques méthodes d'évaluation recommandées, actuellement appliquées au Canada, aux États-Unis et dans d'autres pays. Les méthodes se rangent en trois groupes : la définition d'un indice de la qualité de l'eau (IQE), les méthodes d'analyse multivariée, dans laquelle on peut faire une analyse statistique d'une gamme de variables physiques, chimiques et biologiques, et enfin, l'adaptation des modèles de prévision actuels. Ces démarches ne sont pas mutuellement exclusives et servent avant tout de guides; nous recommandons la création d'outils propre à chaque écosystème. Lorsque l'évaluation indique que le milieu subira probablement un changement non souhaité, il faut prendre une décision de gestion (Chapitre 6). La prise d'une décision de gestion constitue une étape essentielle du cadre, puisqu'elle établit un lien avec l'énoncé descriptif des buts du programme en matière de qualité de l'eau. Pour que les stratégies de gestion donnent les résultats voulus, il importe d'adopter une forme quelconque de surveillance.

Tableau 1.1 Intervalles d'intervention pour la gestion du phosphore dans les lacs et cours d'eau du Canada.

État trophique	Intervalles d'intervention au Canada Phosphore total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Ultra-oligotrophe	< 4
Oligotrophe	4-10
Mésotrophe	10-20
Méso-eutrophe	20-35
Eutrophe	35-100
Hypereutrophe	> 100

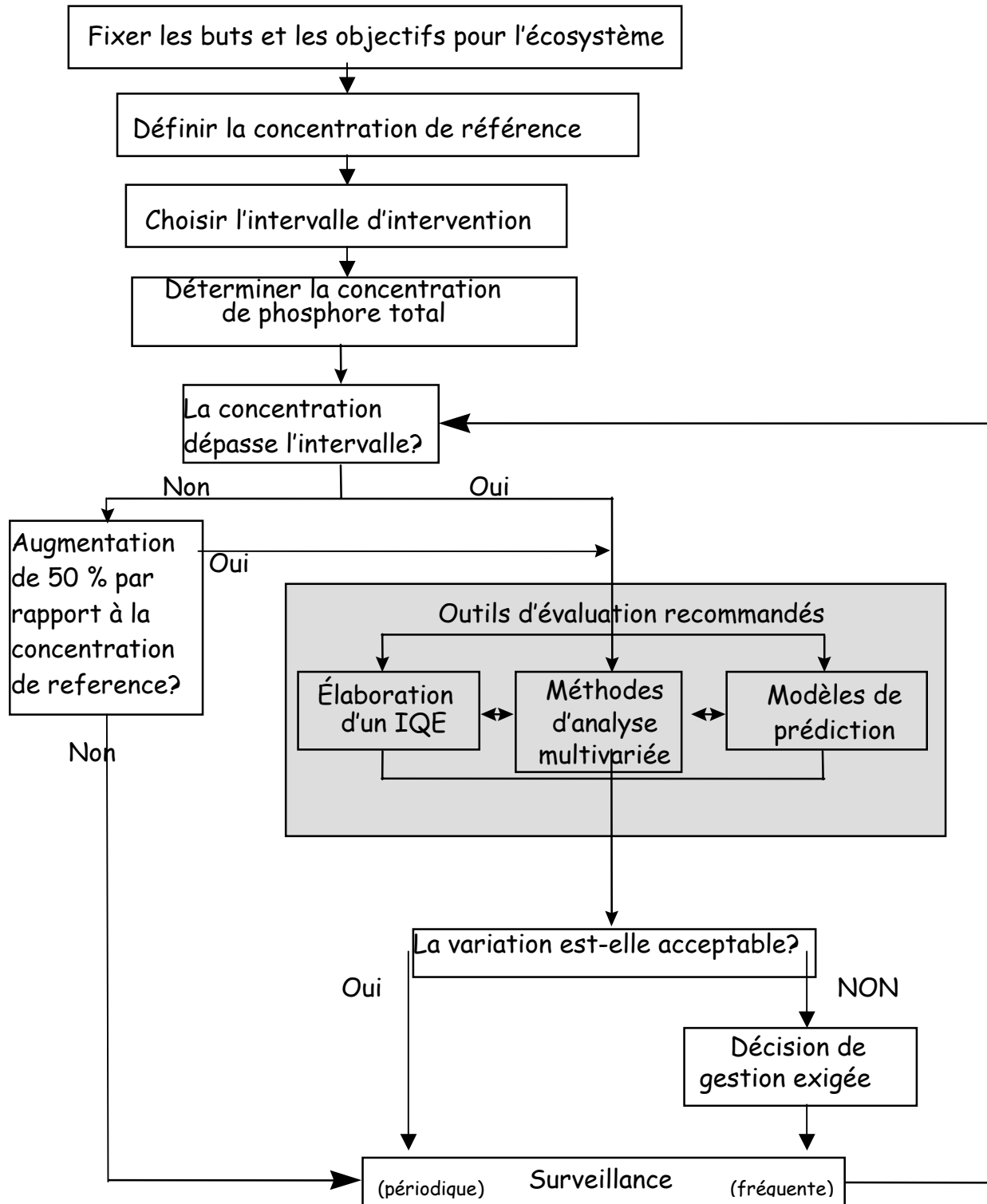


Figure 1.1 Cadre canadien d'orientation pour la gestion du phosphore dans les écosystèmes d'eau douce.

1.3 Éléments du cadre

1.3.1 Définir les conditions de référence

L'établissement des conditions de référence d'un plan d'eau est l'étape la plus importante du cadre d'orientation, parce qu'il détermine l'intervalle d'intervention de référence. Il s'agira probablement de l'étape la plus difficile du cadre d'orientation. Dans certains cas, on peut disposer de données antérieures, mais le plus souvent, il faudra estimer les concentrations de référence du phosphore. À cette fin, plusieurs options sont possibles. Lorsqu'on ne dispose pas de données historiques propres au site, ou qu'on ne peut en obtenir par d'autres moyens (p. ex. modélisation, paléoécologie), on recommande d'obtenir des données sur des plans d'eau relativement propres dont les caractéristiques chimiques, physiques et biologiques sont semblables, et de les grouper sous un état de référence, auquel les lacs et cours d'eau à l'étude pourront être comparés.

On sait que la détermination des conditions de référence peut demander de grandes ressources. C'est pourquoi nous proposons plusieurs options pour ce faire, depuis le recours aux données disponibles (historiques) pour élaborer et appliquer des modèles de prévision, jusqu'à la détermination rétrospective des concentrations de phosphore antérieures à la mise en valeur du territoire. Beaucoup de pouvoirs publics (p. ex. Colombie-Britannique et Ontario) qui assurent activement la gestion du phosphore, ont déjà établi les conditions de référence qui pourraient être utilisées dans le cadre d'orientation. En outre, les conditions de référence seront relativement simples à déterminer dans les régions où il y a eu peu ou pas de mise en valeur du territoire. Dans une région où la densité des étendues d'eau est forte, on peut établir un seul état de référence pour l'ensemble du territoire.

1.3.2 Valeurs de l'état trophique définies par l'OCDE

Les intervalles recommandés d'intervention (Tableau 1) sont les valeurs de l'état trophique (Vollenweider et Kerekes, 1982) internationalement acceptées de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). Ces intervalles s'appliquent aux eaux canadiennes parce que ce sont des normes largement acceptées par la communauté scientifique. Toutefois, nous avons subdivisé la catégorie méso-eutrophe définie par l'OCDE ($10\text{-}35\ \mu\text{g L}^{-1}$) en deux sous-catégories : mésotrophe ($10\text{-}20\ \mu\text{g L}^{-1}$) et méso-eutrophe ($20\text{-}35\ \mu\text{g L}^{-1}$). Cette subdivision a été rendue nécessaire par la variation considérable de la composition et de la biomasse des communautés dans les eaux canadiennes dans l'intervalle de 10 à $35\ \mu\text{g L}^{-1}$ de l'OCDE.

Ces intervalles d'intervention ne s'appliquent pas uniquement aux lacs. Généralement, les rivières peuvent supporter de plus grandes charges en phosphore que les lacs sans que cela n'entraîne de variation observable de la composition et de la biomasse des communautés, puisque le phosphore est souvent évacué du milieu avant qu'il puisse être utilisé. En fait, c'est le milieu récepteur qui est le plus sensible aux changements dans la charge de phosphore et c'est lui qui dicte la concentration de phosphore

acceptable dans l'eau des rivières. Par conséquent, nous recommandons d'appliquer la classification des états trophiques de l'OCDE telle que modifiée aux cours d'eau et aux lacs. Nous savons que l'EPA a adopté pour les rivières (Dodds *et al.*, 1998) des catégories trophiques supérieures à celles que l'OCDE a définies pour les lacs; ces valeurs peuvent se révéler appropriées pour certains territoires (p. ex. les grandes rivières, les endroits où la concentration de référence est élevée).

1.3.3 Hausse de la concentration de phosphore au-delà de la concentration de référence

Selon le cadre d'orientation, si la concentration actuelle de phosphore dans un lac donné est plus élevée que la limite supérieure de l'intervalle d'intervention, ou 50 % supérieure à la concentration de référence, on doit procéder à une nouvelle évaluation. Un certain nombre de méthodes, dont les méthodes d'analyse multivariée, l'indice de qualité de l'eau, des modèles paléolimnologiques et des modèles du bilan massique sont évaluées en vue de la définition des buts visés dans la gestion du phosphore ou d'autres paramètres indicateurs d'enrichissement. La hausse limite de 50 % par rapport à la concentration de référence est fondée sur des études sur des lacs du Bouclier canadien (OMOE 1997) et du Royaume-Uni (Johnes *et al.*, 1994).

La limite de 50 % d'augmentation convient aux conditions canadiennes. En général, une hausse de 50 % par rapport à la valeur de référence entraînera des variations observables dans la composition et la biomasse de la communauté. Toutefois, Clarke et Hutchinson (1992) ont constaté que cette limite de 50 % dans les lacs dont la concentration de référence en phosphore est déjà élevée ($>12 \mu\text{g L}^{-1}$) peut ne pas suffire à protéger ces lacs. Par conséquent, une hausse de 50 % peut être trop élevée pour protéger les lacs lorsque la concentration de référence est supérieure à $12 \mu\text{g L}^{-1}$. Cependant, faute de données empiriques permettant de recommander une solution de rechange, la limite d'accroissement de 50 % est estimée préférable à l'absence de limite.

Bien que les études aient surtout porté sur les lacs, la limite convient aussi aux rivières. Dans les grands lacs, la limite de 50 % devrait être appliquée aux données pour les zones les plus sensibles (p. ex. embouchure d'un cours d'eau, sources ponctuelles, zone littorale) plutôt qu'à une moyenne sur tout le lac. Dans une telle situation, il faudrait aussi établir des concentrations de référence pour ces zones. Afin de protéger les milieux récepteurs situés dans un réseau hydrographique, nous recommandons que cette limite de 50 % d'augmentation s'applique aussi aux cours d'eau.

1.3.4 Valider le cadre d'orientation

Nous exposons dans le présent document plusieurs études de cas, chacune servant à mettre en lumière un aspect différent du cadre d'orientation. En premier lieu, nous nous sommes servis des données provenant du lac Simcoe pour montrer comment un système déjà utilisé pour gérer un lac peut s'inscrire dans le cadre d'orientation (Chapitre 7). Ensuite, nous utilisons des modèles mathématiques, notamment le modèle avec coefficient d'exportation, méthode utilisée partout au Canada. L'utilité du modèle pour modéliser les éléments nutritifs est démontrée au moyen de données

obtenues sur les bassins des rivières du Nord (Chambers et Dale, 1997; Chambers *et al.*, 2001), sur un bassin hydrologique urbain situé dans le comté de Waterloo (Winter et Duthie, 2000) et dans le cadre de la stratégie de gestion environnementale du lac Simcoe (Isems, 1995). Enfin, les données provenant d'une mine de diamants ont été appliquées au cadre d'orientation a priori afin de déterminer si le phosphore pourrait constituer un problème (Chapitre 8). Dans cet exemple, le phosphore n'a pas été pris en compte pendant l'évaluation préliminaire des impacts; par contre, on s'est aperçu subséquemment que de fortes concentrations de phosphore entraînent indirectement des conditions anoxiques.

2. LE PHOSPHORE DANS LE MILIEU AQUATIQUE

2.1 Introduction

Le phosphate, le nitrate et la silice sont généralement considérés comme les éléments nutritifs les plus essentiels à la production autotrophe en eau douce. Les principaux éléments nutritifs sont habituellement l'azote (N) et le phosphore (P), et une augmentation de ces éléments nutritifs entraîne souvent une hausse de la production primaire. L'eau qui pénètre dans un lac est en général relativement plus riche en azote qu'en phosphore parce que l'azote est naturellement plus abondant que le phosphore et parce que les composés phosphorés sont généralement moins solubles que les composés azotés (Moss 1998). Dans les plans d'eau douce pauvres en éléments nutritifs, il arrive souvent (mais pas toujours – Grimm, 1987) que le phosphate inorganique soit le principal facteur limitant la croissance.

2.2 Propriétés physiques et chimiques du phosphore

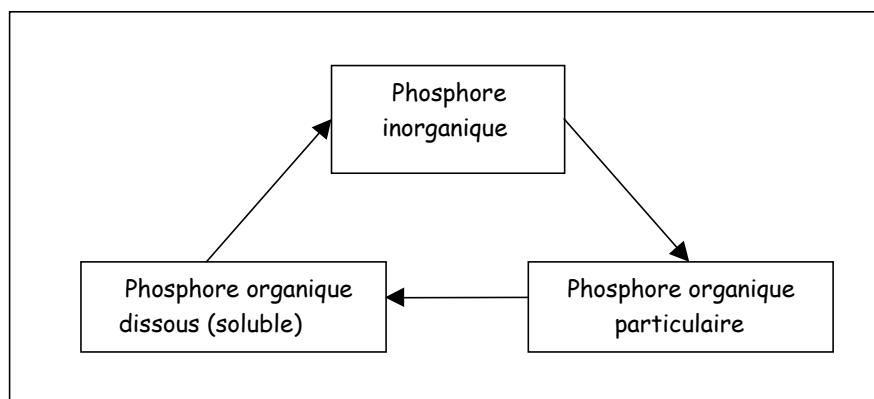


Figure 2.1 Représentation schématique du recyclage des trois formes de phosphore présentes dans les milieux aquatiques.

Le phosphore (P, n° CAS 7723140, masse atomique 30,97376) est un élément non métallique faisant partie du groupe de l'azote dans le tableau périodique; plurivalent, il

est aussi très réactif et ne se retrouve jamais à l'état libre dans la nature. Les roches phosphatées, qui contiennent de l'apatite, un phosphate tricalcique impur, sont une source importante de phosphore. En milieu aquatique, le phosphore se présente sous trois formes (Figure 2.1). Les végétaux aquatiques ont besoin d'assimiler des phosphates inorganiques, typiquement sous forme d'ions orthophosphates (PO_4^{3-}). C'est la forme la plus importante de phosphore minéral, la seule soluble à être directement utilisée par les organismes aquatiques. Cette forme de phosphate passe aux organismes consommateurs et décomposeurs sous forme de phosphate organique. Les concentrations de phosphate ont tendance à augmenter avec l'augmentation du phosphore total (PT), mais la proportion de phosphate diminue à mesure qu'augmente le PT (Hudson *et al.*, 2000). La plus grande partie du phosphore (jusqu'à 95 %) des eaux douces se présente sous forme de phosphates organiques, de constituants cellulaires ainsi qu'à l'intérieur de la matière organique particulaire morte et de la matière inorganique ou adsorbée sur elles. Ce phosphore entre ensuite dans le circuit du recyclage à la faveur de la minéralisation et de la décomposition (Wetzel, 2001). Hudson *et al.* (1999) ont mesuré directement la régénération du phosphore et ont constaté que l'efficacité du recyclage ne varie pas avec la concentration de phosphore et que le phosphore utilisé par le plancton lacustre provient surtout de la communauté planctonique. Extrêmement réactif, le phosphate interagit avec de nombreux cations, surtout dans des conditions oxydantes, pour former des composés relativement insolubles, provoquant une précipitation. La disponibilité du phosphate est aussi réduite par l'adsorption à des colloïdes inorganiques et des composés particuliers (minéraux argileux, hydrates de carbone et hydroxydes).

Les échanges de phosphore entre ses diverses formes sont souvent rapides et prennent de nombreuses voies. Le phosphore organique du seston en eau libre se divise en deux grandes fractions au moins :

- i. une fraction rapidement recyclée qui est échangée avec des formes solubles. Dans cette fraction, le phosphore passe rapidement de la phase particulaire à un composé de faible poids moléculaire;
- ii. une fraction de phosphore organique et colloïdal dissous qui est libérée et recyclée plus lentement.

2.3 Sources et devenir

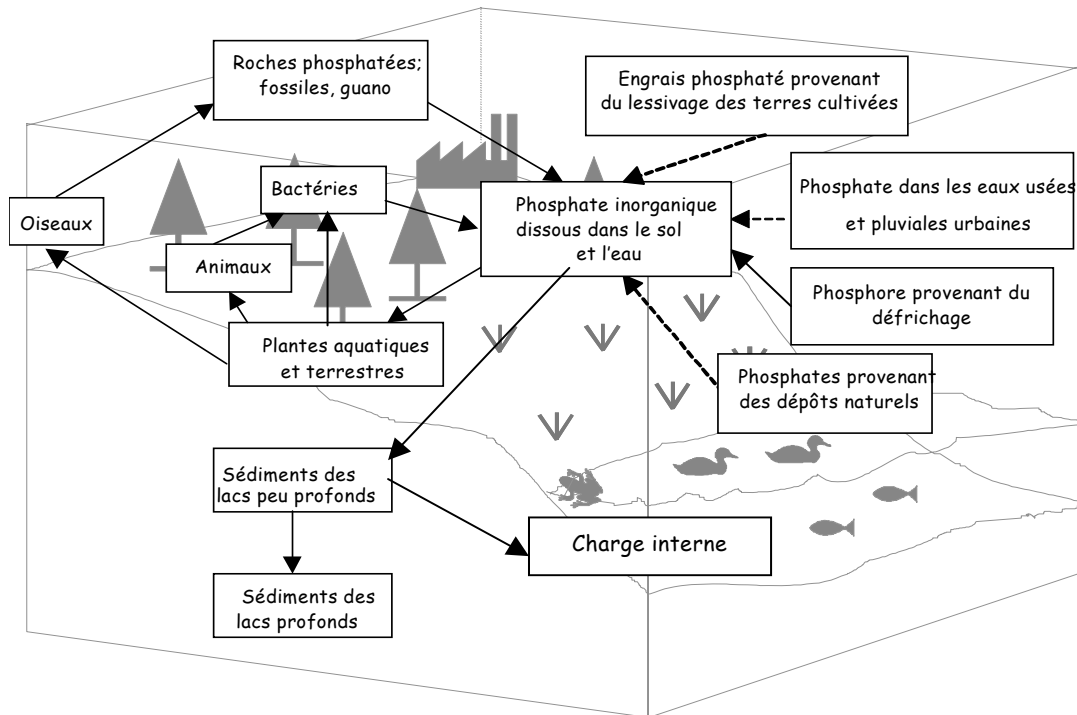


Figure 2.2 Le cycle du phosphore.

La sédimentation des particules peut provoquer une perte constante de phosphore dans la zone trophogène. Résultat : l'écosystème a besoin de nouveaux apports de phosphore pour maintenir ou accroître sa productivité. Le phosphore atteint les plans d'eau douce par les précipitations, l'eau souterraine et les eaux de ruissellement, et on trouve de nombreuses sources d'éléments nutritifs dans les systèmes aquatiques (Figure 2.2); on peut les grouper selon les catégories suivantes :

- i. sources atmosphériques, comme les apports directs provenant de la pluie, des aérosols et de la poussière;
- ii. sources ponctuelles, dont les stations de traitement des eaux usées, les fossés de drainage et les effluents commerciaux;
- iii. sources non ponctuelles, comme les eaux pluviales et le lessivage des terres cultivées et des terres défrichées;
- iv. sources non ponctuelles dans le cours d'eau, comme l'érosion des berges et des sédiments et la charge interne provenant des sédiments.

La charge de phosphore varie grandement selon le mode d'utilisation du sol, la géologie, la morphologie du bassin versant, la productivité du sol, les activités humaines, la pollution et d'autres facteurs (Tableau 2.1). Lorsque du phosphore est ajouté à des eaux dont la productivité est faible, la réaction habituelle est une hausse rapide de la productivité des algues.

Le phosphore joue un rôle crucial dans le métabolisme biologique et, comparativement aux autres macronutriments nécessaires au biote, c'est l'élément le moins abondant et généralement le premier à limiter la productivité biologique. Dans la majorité des lacs, le phosphore est normalement l'élément nutritif limitatif parce que la quantité de phosphore biodisponible est faible relativement à la quantité nécessaire à la croissance des algues. Toutefois, dans certaines régions (lacs et rivières des Prairies), on constate de plus en plus que l'azote est l'élément nutritif le plus important.

Tableau 2.1 Coefficients d'exportation ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$) du phosphore total et de l'azote total selon l'utilisation du sol dans les bassins versants de la rivière Athabasca et des rivières Wapiti et Smoky (source : Chambers et Dale, 1997).

Utilisation du sol	Phosphore total	Azote total
Forêt	10	135
Agriculture	25	150
Pâturage	50	300
Charge atmosphérique	20	400

(Nota : on observe une augmentation considérable de l'exportation de phosphate quand une forêt est convertie à l'agriculture et quand une terre agricole est convertie en pâturage.)

Une grande proportion des éléments nutritifs polluants qui pénètrent dans les rivières et les lacs proviennent des stations de traitement des eaux usées, des eaux usées non traitées ou des activités agricoles. Les sources peuvent être discrètes, comme un émissaire d'évacuation d'eaux usées, ou diffuses, comme celles provenant de terres agricoles situées dans le bassin versant. Les processus naturels à l'œuvre dans le bassin hydrographique peuvent aussi apporter des quantités importantes de phosphore.

En milieu forestier, les effets de l'exploitation forestière et des feux sur la qualité de l'eau des lacs et des cours d'eau ont été bien étudiés au Canada. Des activités de surveillance menées en Alberta, en Ontario et au Québec après une période d'exploitation forestière et des incendies ont montré une augmentation de l'exportation des éléments nutritifs dans les réseaux hydrographiques touchés, comparativement aux bassins non perturbés (Bayley *et al.*, 1992; Carignan *et al.*, 2000; Lamontagne *et al.*, 2000; McEachern *et al.*, 2000). La lixiviation accrue causées par l'exploitation forestière et les incendies a modifié la composition du réseau trophique des écosystèmes aquatiques (Carignan et Steedman, 2000; Nicholls *et al.*, 2003).

Les éléments nutritifs de source urbaine peuvent provenir des eaux usées domestiques, des déchets industriels et de l'écoulement des eaux pluviales. Les sources industrielles peuvent être importantes à l'échelle locale, selon le type d'industrie ainsi que le volume et la qualité du traitement de l'effluent.

Les sources rurales comprennent l'agriculture, l'aménagement forestier et les habitations rurales, l'agriculture constituant la source la plus importante partout dans le monde. Les habitations rurales rejettent généralement leurs eaux usées dans des fosses septiques, ce qui peut causer de la pollution locale. Les éléments nutritifs s'échappent des terres agricoles de trois façons :

- i. par ruissellement direct des engrais et du fumier;
- ii. par la lixiviation des éléments nutritifs solubles pour les végétaux causée par l'eau de drainage dans le sol;
- iii. par l'érosion des sols superficiels ou par le passage de fines particules de sol dans le drainage souterrain.

2.3.1 Eaux de surface

Dans les rivières non polluées, la concentration moyenne de phosphore inorganique se situe à environ $10 \mu\text{g L}^{-1}$ dans l'ensemble de la planète, et le phosphore inorganique dissous total se situe en moyenne à environ $25 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Wetzel, 2001). La concentration augmente souvent de deux à quatre fois pendant et après une augmentation du débit provoqué par de fortes pluies, ou au début de la fonte des neiges. On a rapporté des concentrations de phosphore inorganique allant de $50\text{-}100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans des eaux de ruissellement sur des terres cultivées jusqu'à $1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans des eaux usées municipales (Meybeck, 1982). Lorsque les éléments nutritifs sont transportés en aval, ils sont continuellement recyclés entre le biote et les composantes abiotiques des écosystèmes de rivière. Ce mécanisme de transport prend la forme d'une spirale (Wetzel, 2001). Bien qu'il est possible que des éléments nutritifs se dirigent vers l'amont à la faveur des tourbillons, de la migration des poissons et du vol des insectes aquatiques adultes, le déplacement net se fait vers l'aval.

Les rivières diffèrent grandement des lacs dans leur manière de réagir à l'enrichissement en éléments nutritifs en fonction d'un certain nombre de caractéristiques physiques, notamment le type de substrat, la profondeur, la limpidité de l'eau, la vitesse du courant, l'ombre, etc. Le phosphore vient du fond de la rivière, des berges et des plaines inondables durant une forte pluie (Verhoff *et al.*, 1982). Deux théories ont été formulées concernant le transport des substances pendant les fortes pluies : 1) la théorie du flux continu, selon laquelle les substances sont amenées de la terre vers un cours d'eau, puis dans le plan d'eau pendant une forte pluie; 2) la théorie du flux interrompu, qui veut que les substances soient transportées de la terre vers le cours d'eau par une série d'ondes de crue. La première onde transporterait les produits chimiques de la terre jusque sur le lit de la rivière. La deuxième onde les remettrait en suspension, les transporterait sur une certaine distance et les redéposerait plus loin en aval. Ce processus se poursuivrait jusqu'à ce que les substances aient atteint le plan

d'eau récepteur. Verhoff *et al.* (1982) ont montré que le pic dans la concentration de PT précède toujours le pic dans le débit d'une rivière. La concentration de PT décline en outre pour atteindre sa valeur à faible débit avant que la rivière ne retrouve son débit constant. Selon l'étude réalisée de Verhoff, le transport de PT relève d'un mécanisme selon lequel le phosphore est mobilisé en un point du cours d'eau et déposé en un autre point. Par conséquent, la distance du transport prend une grande importance.

On dispose de très peu d'évaluations à long terme de la dynamique du phosphore dans les rivières. L'examen du bilan de phosphore moyen d'un cours d'eau forestier de deuxième ordre du New Hampshire révèle que le phosphore dissous et les fines particules de phosphore (63 %) dominent l'apport en phosphore, tandis que les débris végétaux terrestres composent 23 % de l'apport total (Wetzel, 2001). Dans cet écosystème, les apports souterrains (10 %) et les précipitations (5 %) constituent des sources relativement peu importantes de phosphore. On n'observe aucune rétention nette annuelle de phosphore dans ce cours d'eau, mais sur des périodes plus courtes, l'apport excède l'exportation. Le phosphore accumulé était exporté par à-coups pendant des épisodes de débit élevé provoqués par les précipitations.

Les lacs sont en contact avec leur bassin versant par leur épilimnion et leur hypolimnion. Le phosphore parvient à un lac dans les eaux qui l'alimentent et le quitte par la décharge et par sédimentation. Une étude a montré que le phosphore présent dans l'épilimnion est extrêmement mobile (Rigler, 1964). Rigler (1956) a montré que dans le lac Toussaint, un petit lac acide de l'Ontario dont la zone littorale est étendue et pourvue de plantes enracinées, cette zone était la source la plus importante de renouvellement du phosphore dans l'épilimnion. Le phosphore était perdu au profit de ce compartiment 10 fois plus rapidement que par la décharge. Le retour du phosphore de la zone littorale pendant l'été était environ 20 % supérieur à la perte. Selon cette étude et d'autres travaux, il est évident que la flore de la zone littorale joue un rôle important dans la dynamique du cycle du phosphore; toutefois, les conclusions divergent quant à l'importance de cette flore pour la circulation du phosphore dans les lacs. Dans des étangs expérimentaux simulant la zone littorale, les algues filamenteuses absorbaient beaucoup de phosphore avant qu'il n'atteigne l'épilimnion (Chamberlain, 1968). Au fur et à mesure que les algues filamenteuses se décomposent, le phosphore est libéré dans les eaux libres. Dans cette relation, l'équilibre entre l'absorption ou la libération de phosphore par la flore de la zone littorale et les eaux épilimniques varie en fonction de la quantité de phosphore provenant du bassin versant. De plus, l'absorption de phosphore par les macrophytes du littoral et le périphyton (algues fixées à un substrat) de la zone littorale, et l'apport en phosphore provenant de ces organismes, varieront en fonction des contraintes physiques imposées par la sinuosité du rivage selon la morphologie du lac.

Il faut souligner le fait que la productivité primaire des rivières est généralement beaucoup moins touchée par une augmentation de la charge d'éléments nutritifs que celle des lacs et que la disponibilité des éléments nutritifs est généralement plus grande dans les rivières que dans les lacs (Wetzel, 2001). La perte d'éléments nutritifs est plus élevée dans les lacs, et de grandes quantités sont stockées dans des parties de l'écosystème où elles ne sont pas disponibles pour les organismes producteurs. Dans

les cours d'eau où l'azote peut devenir un élément limitant la croissance des algues en cas d'augmentation de la charge de phosphore, on peut s'attendre à ce que la dénitrification soit moins efficace pour réduire la quantité d'azote dans les cours d'eau de bas ordre parce que la période de contact avec les milieux anoxiques est moins longue.

La fourchette des concentrations de PT dans les eaux naturelles non polluées est très large, de moins de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ dans les eaux très peu productives à plus de $200 \mu\text{g L}^{-1}$ dans les eaux fortement eutrophes; cependant, la plupart des eaux douces non polluées en renferment entre 10 et $50 \mu\text{g L}^{-1}$ (Wetzel, 2001). L'écart est grand et peut s'expliquer par la géologie régionale; les concentrations de phosphore dans les eaux douces sont généralement les plus basses dans les régions montagneuses au substratum affleurant (p. ex. boucliers boréal et précambrien) et elles augmentent dans les eaux des basses terres provenant de dépôts sédimentaires (p. ex. les plaines boréales de l'Alberta). Les lacs aux eaux riches en matière organique et les tourbières tendent à présenter des concentrations élevées de PT.

On observe peu de variation dans les concentrations de phosphore total et de phosphore soluble en fonction de la profondeur dans les lacs oligotrophes. Les lacs eutrophes affichent en général une hausse marquée du phosphore dans la couche inférieure de l'hypolimnion. Une bonne partie de cette augmentation provient du phosphore soluble qui se trouve près de l'interface du sédiment et de l'eau.

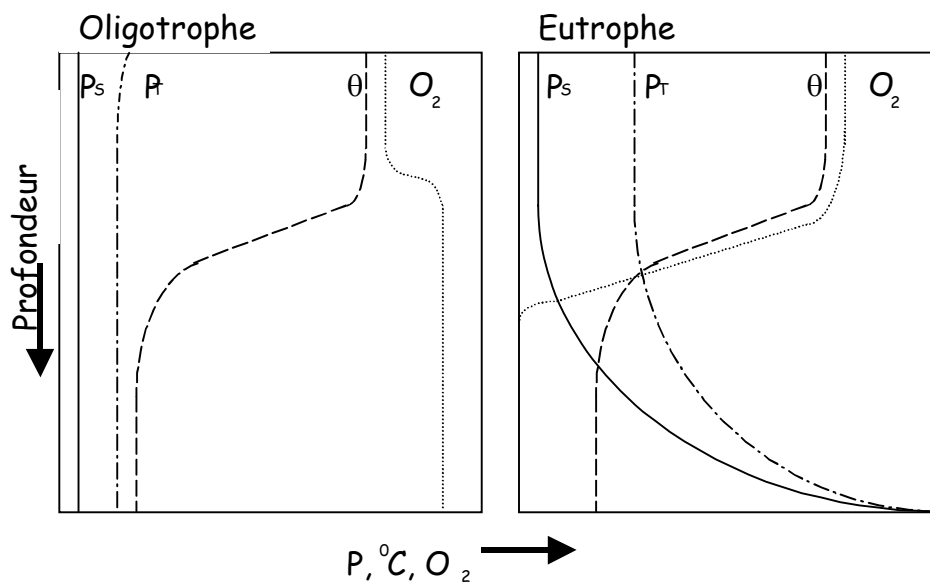


Figure 2.3 Répartition verticale généralisée du phosphore soluble (P_S) et du phosphore total (P_T) dans les lacs stratifiés de grande et de faible productivité. Le profil d'oxygène (O_2) et le profil thermique (θ) sont aussi donnés (source : Wetzel, 2001).

2.3.2 Échange à l'interface du sédiment et de l'eau

La précipitation et la sorption des éléments nutritifs dans les sédiments sont des processus physico-chimiques qui influent sur la concentration de certains ions. Le phosphore et l'azote ne se comportent pas de la même façon dans les sédiments. La sédimentation du phosphore particulaire constitue une perte lente mais continue à partir de l'épilimnion. Les transformations abiotiques peuvent influencer grandement sur le phosphore, moins sur l'azote-ammonium, et elles semblent influencer très peu sur l'azote nitrate (Mason, 1991). L'ion nitrate est plutôt mobile en raison de la charge surtout négative sur les particules sédimentaires et il est facilement lessivé s'il n'est pas absorbé par les plantes. Au contraire, le phosphate précipite sous forme de sel insoluble de fer, de calcium ou d'aluminium, puis il est lentement libéré. En raison de la solubilité du nitrate, le ruissellement provenant directement des terres cultivées contribue grandement aux charges de nitrate dans l'eau douce. La perte de phosphate par lessivage des terres cultivées est moindre que la perte d'azote, et son apport dans les eaux douces provient largement de l'érosion des sédiments. La culture accroît le taux d'érosion naturel du sol, puisque celui-ci est souvent laissé nu plusieurs mois par année. Une grande partie de ce phosphate est liée étroitement aux particules du sol et n'est pas immédiatement biodisponible lorsqu'il atteint les eaux douces. La solubilité du phosphate est accrue quand les particules du sol s'incorporent à la vase anoxique. Dans les eaux où la précipitation des carbonates est abondante, les phosphates et de nombreux autres micronutriments forment des composés insolubles qui précipitent dans les sédiments du fond.

L'échange de phosphore à l'interface du sédiment et de l'eau est régulé par des réactions d'oxydoréduction (redox) qui dépendent de l'apport d'oxygène, de la solubilité des minéraux et de mécanismes de sorption (Stumm et Morgan, 1996), de l'activité métabolique bactérienne et fongique ainsi que de la turbulence due à des phénomènes physiques ou aux organismes vivants (Wetzel, 2001). Le principal mécanisme par lequel le phosphore organique est converti en phosphate inorganique dans le sédiment est la décomposition de la matière organique sous l'action des bactéries. Un tel mécanisme crée en outre les conditions réductrices nécessaires pour que le phosphore soit relargué dans l'eau (Wetzel, 2001).

Pendant que la concentration d'oxygène dans l'eau près de l'interface avec le sédiment décline, la microzone oxydée du sédiment, qui sert de barrière au relargage du phosphore, s'affaiblit. Le relargage de phosphore, de fer et de manganèse augmente de façon marquée avec la diminution du potentiel redox. En raison de la réduction des hydroxydes et complexes ferriques, le fer ferreux et le phosphate adsorbé sont mobilisés dans la colonne d'eau. On observe les mêmes réactions générales dans l'eau hypolimnionique située immédiatement au-dessus du sédiment dans les lacs eutrophes.

Sauf dans les quelques centimètres supérieurs du sédiment, les échanges se font lentement et sont régis par de faibles taux de diffusion. Si l'eau qui se trouve au-dessus du sédiment est oxygénée, une microzone oxydée se forme sous l'interface entre le sédiment et l'eau (0-5 mm), sous laquelle le sédiment devient en général un milieu extrêmement réducteur. Cette microzone empêche le phosphore (qui devient soluble en

conditions réductrices) de migrer vers le haut dans la colonne d'eau. Dans les lacs productifs, la microzone oxydée disparaît parce que l'hypolimnion devient anoxique. Le relargage de phosphate et de fer ferreux dans l'eau survient rapidement lorsque les conditions réductrices atteignent un potentiel redox d'environ +200 mV (Wetzel, 2001).

La précipitation du phosphore sous forme de phosphate de fer et d'aluminium est importante uniquement lorsque la concentration de phosphore dissous est relativement importante (de l'ordre de 25-100 $\mu\text{g L}^{-1}$) (Stumm et Morgan, 1996) et ne devrait donc pas être considérable dans des eaux relativement pures. Lorsque la concentration de phosphore dissous est faible ($<10 \mu\text{g L}^{-1}$), la sorption des composés de phosphore organique et inorganique par les sédiments survient rapidement, surtout dans les sédiments fins, et peut réguler effectivement la concentration de phosphore dissous (Meyer, 1979).

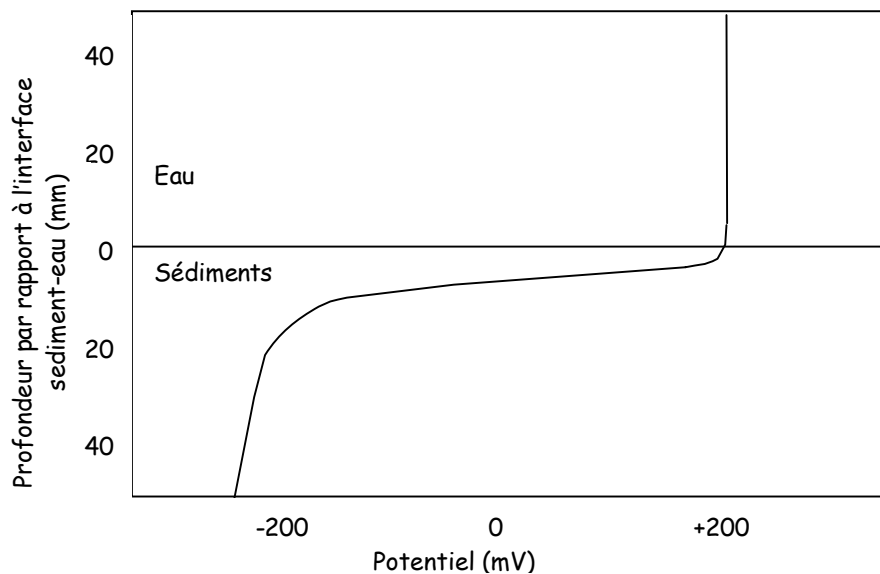


Figure 2.4 Profil schématique du potentiel d'électrode composite à l'interface entre le sédiment et l'eau (source : Wetzel, 2001).

Le phosphore soluble peut s'accumuler en grandes quantités dans l'hypolimnion anoxique. Le brassage automnal entraîne l'oxydation rapide du fer ferreux et la précipitation d'une grande partie du phosphate sous forme de phosphate ferrique. Le mouvement de phosphore provenant de l'eau interstitielle du sédiment peut être accéléré par la perturbation physique et par le biote (bioturbation). Souvent, les macrophytes enracinés obtiennent le phosphore à partir du sédiment et peuvent en libérer de grandes quantités dans l'eau pendant leur croissance, leur sénescence et leur mort. Une forte population d'organismes benthiques peut aussi faire augmenter l'échange de phosphore à l'interface entre le sédiment et l'eau en raison, entre autres, de leurs activités de fouissement.

Les modèles de bilan massique peuvent procurer une estimation raisonnablement exacte de la charge de phosphore tolérable nécessaire pour atteindre un certain degré de productivité. Dans certains lacs peu profonds dont la turbulence est plus élevée que

la moyenne, qui ont une grande zone littorale et un petit hypolimnion anoxique, la réduction de la productivité ne survient pas toujours aussi rapidement après une diminution de la charge de phosphore que ne le prédisent les modèles. Dans ces lacs, le phosphore est libéré par le sédiment (sources internes) en quantité beaucoup plus grande (10-30 % de la charge totale) que dans les lacs plus profonds et plus stratifiés.

2.3.3 Interactions dans le sédiment

Les sédiments lacustres renferment des concentrations beaucoup plus élevées de phosphore que l'eau. En conditions oxiques, l'équilibre des échanges favorise nettement les apports aux sédiments; cependant, en conditions anoxiques, les échanges de substances inorganiques à l'interface du sédiment et de l'eau dépendent fortement des conditions redox (Wetzel, 2001). L'effet quantitatif des sédiments sur la composition de l'eau lacustre dépend dans une large mesure du rapport entre le volume et la superficie du lac (Salomons *et al.*, 1987). Dans les lacs de grande surface mais peu profonds, par exemple, l'influence des sédiments devrait être beaucoup plus grande que dans les lacs profonds.

Les réactions chimiques diagénétiques qui se déroulent dans les sédiments sont les réactions abiotiques et biotiques (Stumm et Morgan, 1996). En raison de ces réactions, les sédiments exercent un effet considérable sur les eaux sus-jacentes. Il importe de comprendre le rôle des sédiments dans la dynamique du phosphore si on veut bien comprendre le processus d'eutrophisation. La majorité des minéraux sont transportés sous forme de solutés dans la colonne d'eau, mais le phosphore, les matières organiques hydrophobes et de nombreux métaux traces sont transportés principalement sous forme de particules. Des expériences réalisées sur des isotopes de phosphore ont permis de constater que le phosphore est rapidement évacué de la colonne d'eau (Allen, 1995) et que l'échange de phosphore entre les sédiments et les eaux sus-jacentes est un élément très important du cycle du phosphore dans les eaux naturelles. L'efficacité des sédiments comme puits net de phosphore et la rapidité du relargage de phosphore vers la colonne d'eau dépendent d'une gamme de facteurs chimiques, physiques et métaboliques. Traditionnellement, les sédiments oxiques des lacs oligotrophes sont considérés comme un puits pour le phosphore. Les sédiments des eaux eutrophes, où le taux de relargage de phosphate est élevé lorsque les sédiments deviennent anoxiques (Lijklema et Hieltjes, 1982), sont considérés comme une source de phosphore pour la colonne d'eau (Mortimer, 1971).

Il y a peu de corrélation entre la quantité de phosphore dans les sédiments et la productivité des eaux sus-jacentes; la concentration de phosphore peut être supérieure par plusieurs ordres de grandeur aux concentrations observées dans l'eau (Wetzel, 2001). Parmi les facteurs importants qui influent sur la concentration de phosphore dans les sédiments, citons les facteurs suivants :

- i. la capacité des sédiments à retenir le phosphore (c.-à-d. teneur en Fe, carbone organique total, taille des particules, etc.);
- ii. conditions des eaux sus-jacentes (p. ex. état oxique);

- iii. biote présent dans les sédiments qui peut modifier l'équilibre des échanges et ainsi influencer sur le relargage du phosphore dans l'eau.

Dans les rivières, on peut observer de rapides variations dans la concentration des éléments nutritifs dissous, des solides en suspension, des bactéries en suspension et dans la demande biologique en oxygène (DBO). Des travaux réalisés par Casey et Farr (1982) ont montré que pendant les périodes où le débit est augmenté par des moyens artificiels, on observe des variations considérables (supérieures à celles qui surviennent avec un débit normal) de la quantité de solides en suspension, du nombre de bactéries, de la DBO, et des teneurs en carbone organique dissous, en nitrate, en phosphore réactif, en silicium dissous et en potassium. On n'a détecté que peu ou pas de variation dans le cas du calcium et du sodium. Les variations dans la composition chimique de l'eau causées par des crues semblent provenir du lit du cours d'eau. On a observé une augmentation de la concentration de phosphore dissous pendant des périodes de fort débit naturel, augmentation qui ne peut s'expliquer par une source allochtone. On en a conclu que la libération de l'eau interstitielle du sédiment, riche en phosphore dissous, était la cause la plus probable de cette augmentation. Cela laisse croire que la décomposition de la matière organique et la dissolution de minéraux contenant des phosphates peuvent survenir dans des sédiments anoxiques riches en matière organique.

Le sédiment peut libérer beaucoup de phosphore (charge interne) et ainsi maintenir élevées les concentrations de cet élément dans la colonne d'eau, même sans apport sensible de l'extérieur (Marsden, 1989; Holz et Hoagland, 1999). La hausse du taux de décomposition dans les eaux profondes des lacs eutrophes pendant les étés productifs provoque une anoxie qui détruit la microzone oxydée et réduit le fer en sa forme ferreuse. Cela provoque le relargage du phosphate auparavant immobilisé dans le sédiment sous forme de complexe d'hydroxyde ferrique. Le brassage de l'hypolimnion à l'automne restaure les conditions oxydantes à l'interface entre le sédiment et l'eau et permet aux complexes d'hydroxyde ferrique d'emprisonner de nouveau le phosphore sédimentaire.

2.3.4 Eau souterraine

Dans des conditions naturelles, la concentration de phosphore dans l'eau souterraine est généralement faible, se situant en moyenne à environ $20 \mu\text{g L}^{-1}$ (Wetzel, 2001). Cela s'explique notamment par la nature relativement insoluble des minéraux contenant du phosphore et par le piégeage du phosphate ambiant par le biote et les particules du sol. Le devenir du phosphore dans les effluents d'eaux usées avant qu'il atteigne les eaux souterraines et après peut varier grandement, en fonction des conditions hydrogéologiques locales. L'eau souterraine d'une zone contenant des fosses septiques, notamment près d'un lac ou d'une rivière, peut contribuer à la formation de fortes charges de phosphore. Environ 25 % de la population canadienne a recours à une fosse septique, et ces fosses sont sources de contamination pour l'eau souterraine et, en dernier ressort, pour l'eau de surface (Chambers *et al.*, 2001). La mesure dans laquelle le phosphore est retenu dans un champ d'épuration dépend de l'âge du champ et des caractéristiques du sol, y compris sa capacité d'adsorption, son drainage naturel

et sa perméabilité. La migration du phosphate dans la zone saturée semble être régie principalement par des processus de sorption qui la retardent considérablement (Robertson, 1995; Harman *et al.*, 1996). Toutefois, lorsque la capacité d'adsorption est atteinte, il est possible que le phosphate migre vers la zone d'eau souterraine; on a observé des déplacements faibles, mais perceptibles, de phosphate à plusieurs endroits (Robertson, 1995). Une bonne compréhension de la dynamique du phosphore dans l'eau souterraine aiderait les décideurs à appliquer des modèles de charge de phosphore, notamment dans les régions où le développement est limité par la charge de phosphore.

2.4 Paramètres influant sur la disponibilité du phosphore

2.4.1 Variation saisonnière

Les variations de débit saisonnières et annuelles influent sur les éléments nutritifs, à savoir s'ils sont stockés ou exportés. Les mécanismes d'écoulement et de stockage d'eau souterraine constituent un aspect important de l'influence hydrologique sur la dynamique des éléments nutritifs. Étant donné que les mécanismes de rétention abiotiques et biotiques opèrent principalement sur ou dans le lit d'un cours d'eau, particulièrement dans les petits cours d'eau, les processus hydrologiques qui favorisent les échanges entre la surface et les eaux interstitielles amélioreront la rétention des éléments nutritifs produits dans le circuit de recyclage.

Le phosphore peut se renouveler très rapidement l'été, pendant les périodes où la demande est élevée et l'apport relativement faible, mais le renouvellement peut se faire jusqu'à cent fois plus lentement durant l'hiver. Le renouvellement du phosphore est plus rapide dans des conditions oligotrophes, quand il y a carence marquée en phosphore. La figure 2.5 illustre les principaux flux de phosphore.

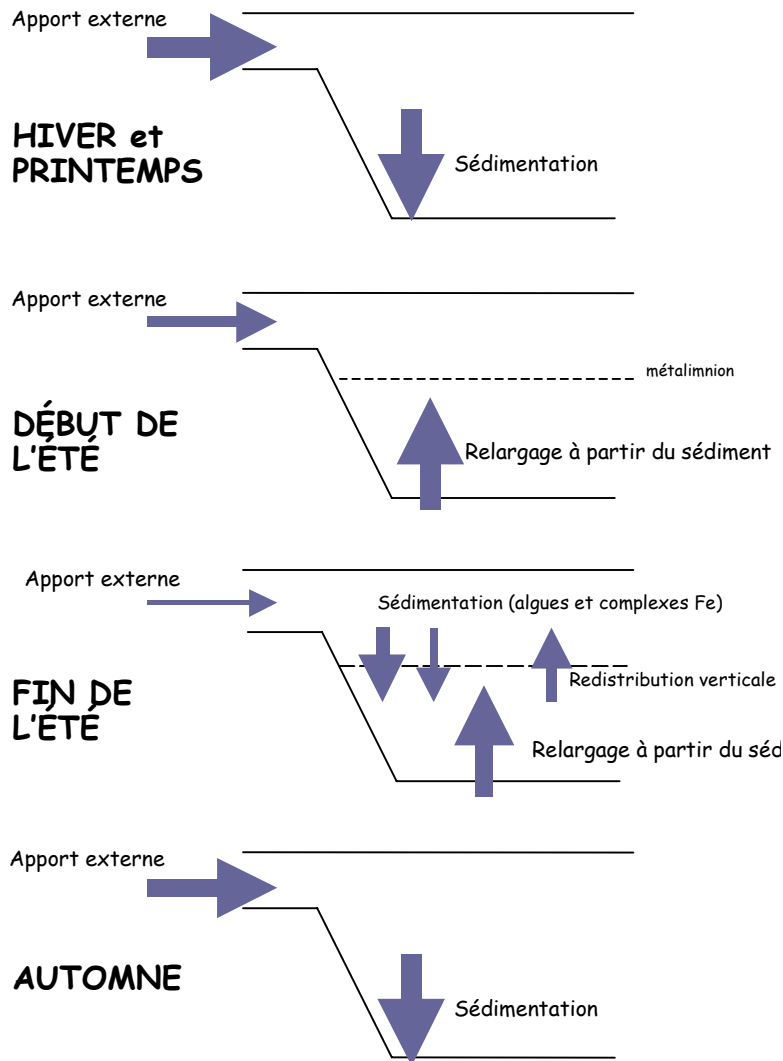


Figure 2.5 Illustration des principaux flux de phosphore selon les saisons. L'importance relative des flux est indiquée par l'épaisseur des flèches (source : Kennedy *et al.*, 1986).

L'hiver et le printemps (Figure 2.5), l'apport en phosphore est élevé, et la sédimentation entraîne l'établissement de gradients de concentration longitudinaux. Au début de l'été, le débit d'eau et l'apport externe de phosphore diminuent. Le développement de conditions anoxiques au-dessus du sédiment dans les parties peu profondes de l'amont entraîne le relargage de phosphore et de fer et l'établissement de gradients verticaux marqués. Le transport de phosphore au-delà du métalimnion peut expliquer l'augmentation du phosphore observée dans la zone photique (Kennedy *et al.*, 1986).

L'été, l'apport de phosphore provenant directement de la rivière dans l'épilimnion est minimale. La perte de phosphore survient par sédimentation des particules et par précipitation des complexes d'hydroxyde ferrique et de phosphate. L'été, les principaux

flux de phosphore se produisent entre le sédiment et l'eau sus-jacente, de même qu'entre l'épilimnion et l'hypolimnion. À la fin de l'été, la déstratification commence dans les zones peu profondes de l'amont, pour se poursuivre vers l'aval, accompagnée de la précipitation du fer et du phosphore. L'apport externe en phosphore augmente en même temps que le ruissellement. L'automne, le principal flux de phosphore se dirige de la colonne d'eau vers le sédiment.

On observe une brève période (au début de l'été) pendant laquelle les sédiments des lacs libèrent beaucoup de phosphore. Cette augmentation survient quand la couche supérieure devient anoxique. Ce comportement est typique des sédiments dans lesquels le fer joue un rôle important dans la fixation du phosphore. En raison de la dissolution dans la zone anoxique et de la précipitation du fer à l'interface avec la couche oxygène, une zone enrichie de phosphate adsorbé au fer fraîchement précipité migre graduellement vers l'interface entre le sédiment et l'eau lorsque le sédiment devient anoxique pendant la saison de croissance. Le pH joue un rôle important dans l'adsorption lorsque cette zone en transition atteint l'interface, où le pH est beaucoup plus élevé; il peut en résulter un flux abondant de phosphate (Lijklema et Hieltjes, 1982).

2.4.2 Hydrologie

Le régime hydrologique influe sur l'absorption de phosphore en raison de son effet sur la biomasse et la productivité de la communauté biologique, et par conséquent, sur la quantité de matière emmagasinée dans le biote. Dans la même veine, les fortes pluies peuvent influencer sur l'absorption de phosphore en raison de leur effet sur l'apport et le stockage de feuilles mortes et d'autres matières organiques. Les conditions hydrologiques interagissent en outre avec les structures de rétention et les caractéristiques géomorphologiques du lit de la rivière pour déterminer l'importance relative du transport et du stockage dans la dynamique du phosphore. La rétention et l'absorption sont favorisées par un faible débit, un lit étendu par rapport au volume du chenal, des structures de rétention comme des barrages de débris, des étangs de castors et des substrats perméables qui permettent un écoulement interstitiel considérable. Les conditions inverses favorisent l'écoulement des apports et l'exportation des matières stockées.

2.4.3 Échange d'ions

La dégradation de la matière organique et la transformation des hydroxydes de fer en sulfures de fer peuvent provoquer un abaissement de la capacité totale d'adsorption. Des composés qui jouent un grand rôle dans la sorption des éléments inorganiques par le sédiment sont les oxydes de fer ou de manganèse métastables, qui affichent un degré élevé de remplacement isomorphe et constituent un substrat pour des substances inorganiques et organiques (Damiani *et al.*, 1987). Les oxyhydrates de Fe/Mn sont présents à toutes les étapes du cycle hydrologique. Les oxydes de Fe/Mn se forment dans les lacs stratifiés et dans les estuaires, de même qu'à l'interface entre le sédiment et l'eau. La différenciation dans des conditions redox changeantes constitue

le principal déterminant de l'accumulation relative d'oligoéléments dans les concentrations de Fe/Mn, tant dans les eaux marines que dans les eaux douces.

La composition minérale ou chimique des composés phosphatés tend à varier selon les environnements. La variscite ($\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) et la strengite ($\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) semblent être plus courantes dans les sols et dans les sédiments en eau douce, tandis que l'apatite ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$) prévaut dans certains sédiments marins (Stumm et Morgan, 1996). Dans les zones de grande productivité organique dans les sédiments des lacs eutrophes et des zones peu profondes de l'océan, des minerais de phosphate de calcium se déposent. Dans les océans et dans de nombreux lacs, le principal puits de phosphates consiste en des oxydes de Fe (III) à la surface desquels les phosphates s'adsorbent (Stumm et Morgan, 1996). Le fer ferrique piège le phosphate dans une microzone oxydée située à la surface du sédiment dans les lacs oligotrophes.

La reminéralisation de l'azote et du phosphore organiques entraîne une augmentation des concentrations d'ammoniac et de phosphate sous l'interface entre le sédiment et l'eau. La hausse de l'alcalinité est aussi causée par la décomposition de la matière organique, que ce soit directement (lorsque l'azote organique est reminéralisé pour former du NH_4^+) ou indirectement (lorsque la calcite se dissout sous l'effet de la libération de CO_2 associée à la reminéralisation du carbone organique) (Figure 2.6).

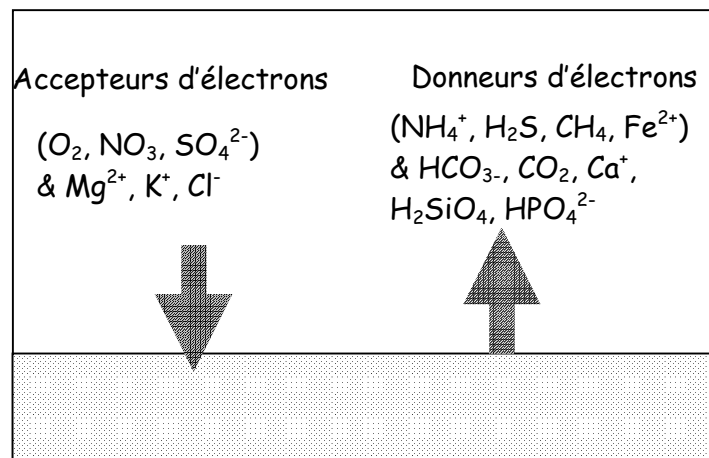


Figure 2.6 Direction des flux attendus de composés dissous entre les eaux interstitielles et les eaux sus-jacentes (source : Stumm et Morgan, 1996).

La précipitation du phosphore sous forme de phosphate de fer ou d'aluminium est importante uniquement lorsque la quantité de phosphore dissous est relativement importante (de l'ordre de $25\text{-}100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), et ne devrait donc pas être considérable dans des eaux relativement pures (Allen, 1995). Lorsque la concentration de phosphore dissous est faible, la sorption des composés phosphorés organiques et inorganiques par les sédiments survient rapidement, surtout dans les sédiments fins, et peut réguler la concentration de phosphore dissous dans l'eau courante.

On présume souvent que la formation de phosphate lié au calcium est un processus extrêmement lent; toutefois, cela n'est vrai qu'en présence de concentrations élevées de phosphore; des données provenant de lacs et de rivières laissent croire que si on trouve du CaCO_3 en suspension, la réaction se fait en quelques jours. Selon des études menées dans des lacs néerlandais, la concentration de calcium et le pH régissent la solubilité maximale du phosphate (Golterman, 1982). Dans les eaux dures, les ions de calcium jouent un rôle tout aussi important que le fer comme mécanisme de régulation des phosphates.

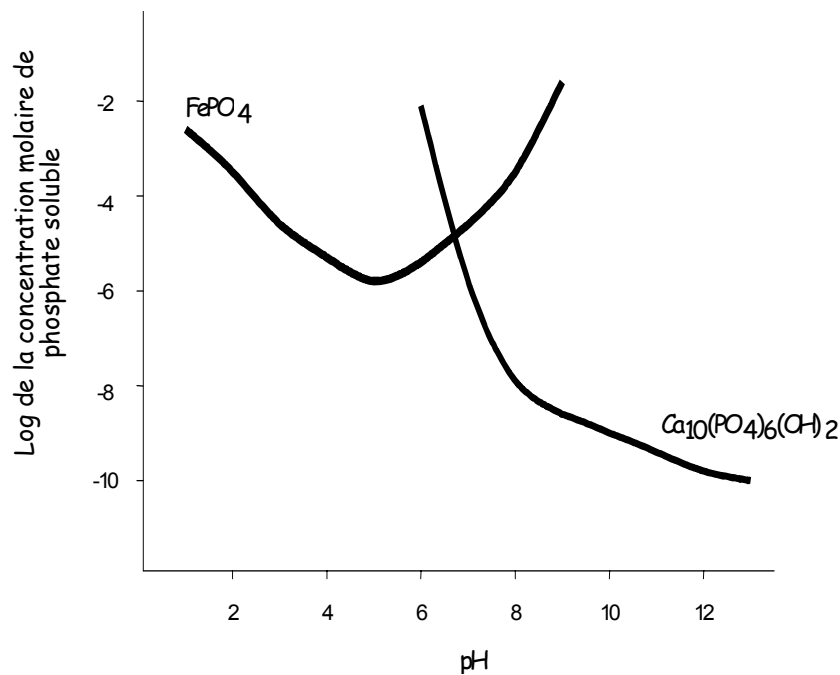


Figure 2.7 Diagramme de solubilité de deux composés phosphatés (source : Golterman, 1982).

La courbe tracée à la figure 2.7 montre que le FePO_4 et le $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ ne peuvent coexister dans des conditions lacustres normales. Le pH peut être plus faible dans les eaux sus-jacentes aux sédiments des lacs peu profonds, et le fer peut y réguler la concentration de phosphate. Toutefois, lorsque des algues croissent dans l'eau, la concentration d'ions de calcium et le pH régulent la solubilité du phosphate autour des algues dans les lacs peu profonds les plus eutrophes. Il est donc essentiel, dans le cas des lacs eutrophes peu profonds dont l'eau est dure, que la solubilité de l'apatite serve à définir le seuil de la concentration de phosphate permise (Golterman, 1982).

2.4.4 pH

La variation dans le pH peut avoir un effet sur la formation de complexes d'ions métalliques et de phosphate. Une hausse du pH entraîne la formation de carbonate de calcium, qui coprécipite le phosphate avec les carbonates (Wetzel, 2001). Une hausse du pH dans les eaux qui contiennent des concentrations courantes de calcium provoque

la formation d'apatite; de manière générale, un pH peu élevé (de l'ordre de 5 à 6) favorise une grande adsorption du phosphate par l'argile.

La distribution des quelques espèces acides et basiques d'orthophosphates et des phosphates condensés dans une solution est régie par le pH. La strengite et la variscite constituent des solides stables si le phosphate est précipité à faible pH. Avec un pH neutre, des précipités d'hydroxyphosphate d'aluminium (III) ou de fer (III) métastables peuvent se former (Stumm et Morgan, 1996).

De nombreuses espèces d'algues ont besoin d'un pH précis pour afficher une croissance et une absorption de phosphore optimales. Le pH peut modifier le taux d'absorption du phosphate par un effet direct sur l'activité des enzymes ou sur la perméabilité de la membrane cellulaire, ou encore, en modifiant le taux d'ionisation du phosphate. Il y a corrélation directe entre le taux d'absorption de phosphore et la présence dans l'eau de nombreux ions et composés, comme le potassium, des micronutriments et des composés organiques.

2.4.5 Interaction oxygène-redox

La teneur en oxygène dans la microzone sédiment-eau dépend surtout du métabolisme des bactéries, champignons et invertébrés planctoniques qui migrent vers l'interface, de même que des invertébrés benthiques sessiles. La demande en oxygène est forte dans le sédiment et elle est régie par l'intensité du métabolisme microbien et respiratoire, le faible taux de diffusion et par le fait que les éléments inorganiques (p. ex. Fe^{2+}) s'accumulent sous forme réduite lorsqu'ils sont libérés dans le sédiment par le biote en décomposition. La dégradation microbienne de la matière organique particulaire morte qui s'accumule dans l'hypolimnion et sur les sédiments est essentiellement un processus aérobie qui se déroule dans les régions profondes des lacs. Le taux d'épuisement de l'oxygène dépend de l'apport de matière organique dans l'hypolimnion et de la morphologie du lac ou du réservoir.

À la surface des sédiments, une différence de quelques millimètres dans la pénétration de l'oxygène est un facteur essentiel pour la régulation de l'échange entre les sédiments et l'eau. La couche oxydée forme un piège efficace pour le fer et le manganèse, de même que pour le phosphate, ce qui réduit grandement le transport de minéraux vers l'eau et le captage des minéraux comme le phosphate dans l'eau. Le relargage de phosphore, de fer et de manganèse augmente considérablement au fur et à mesure que le potentiel redox diminue. Il faut un potentiel redox plus élevé pour réduire et mobiliser le manganèse que pour le fer.

La concentration de fer dissous augmente dans les lacs lorsque s'installent des conditions anoxiques au début de juin, et atteint un pic à la fin d'août. La concentration de phosphore réactif soluble (PRS) augmente aussi constamment pendant cette période. Si le phosphore du sédiment est associé à des oxydes de fer hydratés, comme le suggère Mortimer (1971), la réduction du Fe ferrique (III) après la mise en place de conditions anoxiques entraîne une hausse concomitante des concentrations de phosphore et de Fe ferreux (II), ce qui semble être le cas dans le lac Degray, dans le centre-sud de l'Arkansas, aux États-Unis (Kennedy *et al.*, 1986). La réduction rapide

des concentrations de fer et de phosphore immédiatement après la déstratification et la réoxygénation des eaux de fond laisse croire que le phosphore précipite avec les oxydes de fer hydratés.

Étant donné que la formation d'oxydes de fer hydratés peut survenir relativement rapidement, l'oxydation et la précipitation préviennent l'introduction de grandes quantités de fer provenant de l'hypolimnion dans les eaux de surface pendant l'abaissement et la perte du métalimnion à la fin de l'été (Stumm et Morgan, 1996). Le phosphore qui n'est pas immédiatement éliminé par coprécipitation avec le fer est redistribué dans les eaux de surface (Figure 2.8).

Kennedy *et al.* (1986) ont montré, dans le cadre de leurs travaux sur le lac DeGray, que les sédiments anoxiques semblent constituer une source importante de phosphore dans la partie supérieure du lac au cours de l'été (Figure 2.9). Les hausses concomitantes des concentrations de fer soluble et de phosphore réactif soluble qui se produisent immédiatement au-dessus des sédiments renforcent l'hypothèse selon laquelle les sédiments anoxiques jouent un rôle important dans la dynamique du phosphore.

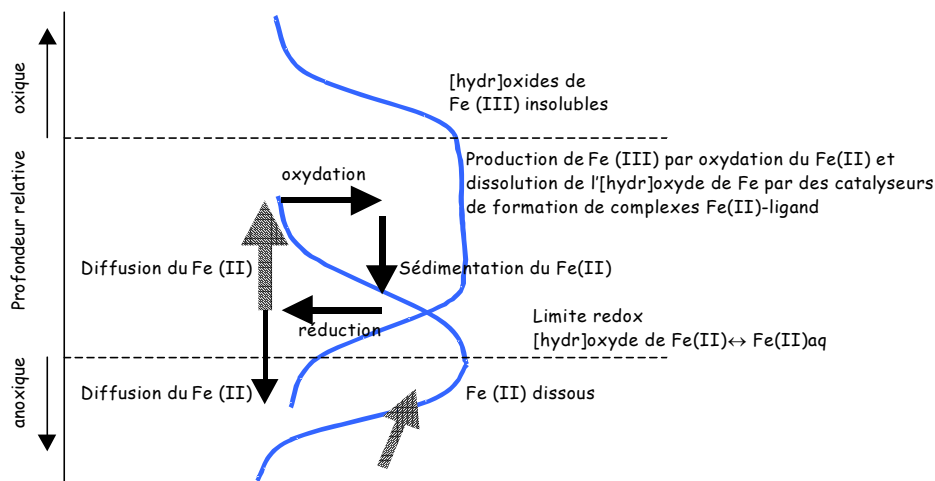


Figure 2.8 Conditions redox dans les eaux naturelles : transformation du Fe (II, III) à la limite oxydante-anoxique dans la colonne d'eau ou de sédiments (source : Stumm et Morgan, 1996).

Mortimer (1941) a établi une relation entre la faune de la zone profonde (notamment les chironomidés) et la productivité (état trophique) des lacs. Hutchinson *et al.* (1939) suggèrent que le potentiel redox joue un rôle important comme facteur déterminant et ont montré une relation entre la population de chironomidés dans une série de lacs et le potentiel redox de l'eau de fond pendant la stratification thermique.

2.4.6 Variables qui déterminent l'état trophique

Comme tous les écosystèmes, les eaux stagnantes sont complexes et caractérisées par un très grand nombre de variables physiques, chimiques et biologiques. La taille et l'emplacement du bassin versant déterminent l'écoulement de l'eau et son temps de rétention dans le plan d'eau. Ces derniers facteurs déterminent à leur tour le potentiel de production planctonique (Johnes *et al.*, 1994). En général, les caractéristiques chimiques régionales des eaux de surface sont étroitement liées aux caractéristiques du sol de leur bassin versant (Vollenweider, 1968). Les sols reflètent les caractéristiques géologiques et climatiques régionales. L'écoulement des eaux de ruissellement contribue souvent beaucoup à l'apport en phosphore dans les cours d'eau et lacs. La quantité de phosphore dans l'eau de ruissellement varie en fonction de la quantité de phosphore présent dans le sol, de la topographie, de la couverture végétale, de la qualité et de la durée du flot de ruissellement, de l'utilisation du sol et de la pollution.

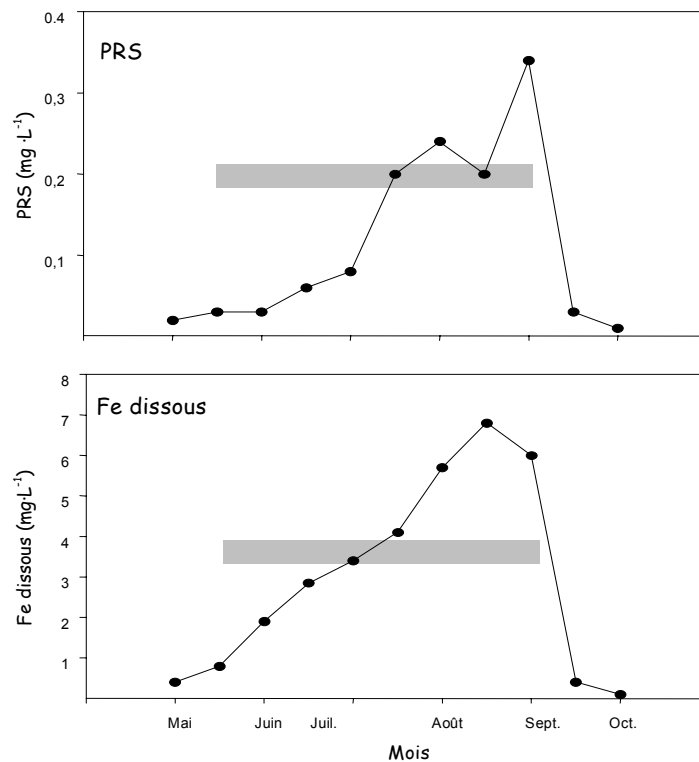


Figure 2.9 Changements dans les concentrations de phosphore réactif soluble (PRS) et de fer dissous. La partie ombrée représente la période d'anoxie (source : Kennedy *et al.*, 1986).

La teneur en phosphore des précipitations et des retombées de matières particulaires varie énormément et, par conséquent, l'apport en phosphore varie aussi dans les lacs.

En général, l'apport de phosphore provenant des précipitations est moindre que l'apport d'azote. Les principales sources de phosphore dans les précipitations sont la poussière atmosphérique produite par l'érosion des sols et la contamination urbaine et industrielle de l'atmosphère. Bien que la teneur en phosphore des précipitations soit généralement faible, elle peut constituer une bonne partie de la charge totale (Wetzel, 2001). La corrélation entre la concentration ou la charge de phosphore dans les précipitations et l'utilisation du sol n'est pas aussi constante que dans le cas de l'azote (Castillo *et al.*, 2000). Dans des bassins versants qui alimentent la baie Chesapeake (É.-U), la concentration de phosphore n'est pas corrélée avec l'utilisation du sol, mais bien avec la charge sédimentaire, et l'exportation de phosphore varie d'un bassin versant à l'autre, probablement en raison de différences d'ordre géologique (Jordan *et al.*, 1997).

La taille du plan d'eau détermine, entre autres choses, le régime de brassage et s'il y aura stratification de la masse d'eau ou non, le rapport entre la superficie de la zone littorale et celle de la zone profonde, l'ampleur de la perturbation du fond par le vent, la diversité des habitats de la zone littorale et, partant, le potentiel de survie de certaines espèces végétales et animales (Hutchinson, 1967). La géologie et la topographie du bassin versant déterminent la composition chimique de l'eau qui s'en écoule, l'utilisation que l'on pourra faire de son sol et, par conséquent, les modifications que cette utilisation pourra entraîner dans la géochimie (Moss, 1988). La composition chimique de l'eau influe sur la composition et la productivité du biote par l'apport d'éléments nutritifs (Schindler, 1978). Une multitude de facteurs biotiques ont aussi de grandes répercussions sur la composition des communautés lacustres.

Le déterminant le plus important de l'état des lacs est peut-être la nature de son bassin versant, laquelle est déterminée par l'emplacement géographique et la géologie du bassin, de même que par la nature et le type d'utilisation des sols. Le bassin versant détermine l'apport d'éléments nutritifs vers le lac et la productivité de ce dernier. Les sources internes d'éléments nutritifs dans le lac, qui peuvent prendre de plus en plus d'importance au fur et à mesure que la profondeur du lac diminue, proviennent aussi surtout du bassin versant. Le rapport entre la superficie du bassin versant et celle du lac détermine aussi la période de rétention et l'efficacité des éléments nutritifs pour déterminer la production (Dillon et Rigler, 1974; Vollenweider, 1975).

Les modèles de Vollenweider (1975) sont fondés sur des paramètres très simples portant sur la relation entre la charge de phosphore et le temps de renouvellement des eaux des lacs, et la biomasse algale qui en découle, et constituent de bons exemples d'écologie prédictive utile en gestion. Toutefois, il faut souligner le fait qu'on observe une grande variabilité lorsque les données sont reportées sur une échelle linéaire. Cette variabilité peut s'expliquer à l'échelle régionale ou locale parce que certains lacs semblent offrir des conditions optimales pour leurs communautés algales, tandis que d'autres, avec la même charge de phosphore, peuvent soutenir moitié moins de biomasse. Il y a des limites à la croissance, toutefois, et le résultat prédictif des charges de phosphore diminue avec l'augmentation de la charge (Andersen, 1997). Lorsque la charge de phosphore augmente, on observe une diminution de l'efficacité des transferts d'énergie, et le système a tendance à perdre de sa stabilité. À un certain point, un plan d'eau affichera un découplage entre un apport élevé en éléments nutritifs et la

productivité des niveaux trophiques supérieurs. À cet égard, il est souvent nécessaire de faire des prévisions propres à chaque site, mais la gestion prédictive à l'échelle régionale reste très utile. Au-delà des relations prédictives à grande échelle des modèles de Vollenweider, il faut se pencher sur la dynamique du réseau trophique et sa relation avec le cycle des éléments nutritifs et la stabilité de l'écosystème si l'on veut mieux comprendre la dynamique du phosphore.

2.4.6.1 Chlorophylle

Dans la majorité des lacs, il y a une relation directe entre, d'une part, la concentration d'éléments nutritifs limitants de la croissance et, d'autre part, la biomasse maximale de phytoplancton (Horne et Goldman, 1994). Des modèles empiriques simples PT-chlorophylle (Dillon et Rigler, 1974) ont été utilisés pour prévoir les variations dans la concentration de chlorophylle (biomasse algaires) provoquées par les changements dans la concentration de PT, et on a pu constater une forte corrélation entre chlorophylle, PT et azote total (NT) (Dillon et Rigler, 1974; Canfield, 1983; Brown *et al.*, 2000; Vollenweider et Kerekes, 1982). La capacité de prévoir les variations dans la quantité de phytoplancton causées par les changements dans la quantité de PT est utile, même s'il s'agit d'une relation empirique qui doit être établie pour un lac individuel ou un groupe de lacs. Selon la théorie de la relation entre PT et chlorophylle, tout le phosphore est recyclé (Horne et Goldman, 1994). On peut élargir la relation PT-chlorophylle et l'utiliser pour prédire l'effet du bassin hydrographique sur la prolifération de phytoplancton. Si le phosphore est l'élément nutritif limitant la croissance, la quantité de PT qui pénètre dans un lac chaque année devrait être liée à la biomasse de phytoplancton selon la courbe de charge de phosphore. Toutefois, si on utilise la chlorophylle comme prédicteur de la concentration de phosphore, il faut savoir que d'autres travaux (Brown *et al.*, 2000) ont révélé des variations importantes dans la production de chlorophylle par unité de PT.

2.4.6.2 Azote

Un manque d'azote favorise souvent le développement des algues bleu-vert fixatrices d'azote. Bien que le NT semble jouer un rôle important dans la production de chlorophylle par unité de PT (Canfield, 1983), des études suggèrent que d'autres facteurs environnementaux comme les solides en suspension (Hoyer et Jones, 1983), les plantes aquatiques (Canfield *et al.*, 1984), le taux de renouvellement de l'eau, la disponibilité de la lumière (Soballe et Kimmel, 1987), et l'effet du broutage (Shapiro, 1979; Pace, 1984) doivent aussi être pris en compte.

2.4.6.3 Rapport azote/phosphore

Les éléments nutritifs qui influent le plus sur la production sont le phosphore et l'azote. Généralement, la matière organique des algues et des macrophytes contient du phosphore, de l'azote et du carbone dans un rapport d'environ 1P:7N:40C pour 100 unités de poids sec ou 500 unités de poids frais (Vallentyne, 1974). Dans les eaux douces pauvres en éléments nutritifs, le phosphore inorganique est souvent le principal facteur qui limite la croissance des algues et autres producteurs primaires. L'azote sous

forme de nitrate tend à devenir un élément limitant lorsque le phosphore est abondant et que le rapport atomique N:P tombe sous le seuil théorique de 16:1. En pratique, le passage de la limitation par le phosphore à la limitation par l'azote survient souvent dans un intervalle plus large (10-30:1) (Allen, 1995). Bulgakov et Levich (1999) ont montré qu'un rapport de poids N:P élevé (20-50:1) peut favoriser le développement des *Chlorococcales*, et qu'une réduction du rapport N:P à des valeurs se situant entre 5 et 10 donne souvent naissance à une communauté dominée par les cyanophycées. Le modèle utilisé par les chercheurs a permis de prédire que l'abondance relative des diverses espèces de phytoplancton dépend uniquement de la quantité relative d'azote et de phosphore dans l'environnement, et que le rapport N:P optimal pour une espèce donnée est égal au rapport correspondant des besoins cellulaires minimaux de cette espèce pour ces éléments. Dans les milieux où c'est le phosphore qui est l'élément nutritif limitant, une augmentation de la teneur en phosphore entraînera une hausse de productivité (Mason, 1991). Si c'est l'azote qui est le facteur limitant, certaines cyanobactéries (aussi appelées algues bleu-vert ou cyanophytes) capables de fixer directement l'azote élémentaire vont proliférer tant que le phosphore n'est pas limitant. Certaines populations de cyanobactéries peuvent alors augmenter au point de constituer une nuisance. Un rapport préliminaire du CCME (2002) expose en détail le rôle des rapports N:P dans la régulation de la production primaire des écosystèmes d'eau douce.

2.4.6.4 Carbone organique dissous

Le carbone organique dissous (COD), surtout la matière humique qui provoque de l'ombre, peut avoir des effets variés et puissants sur le métabolisme de l'écosystème (Kalff, 2002). Le COD possède le potentiel de limiter la production primaire en faisant de l'ombre (Jones, 1992). Les eaux oligotrophes colorées dont la teneur en COD est élevée affichent un rapport PT/chlorophylle plus élevé que les eaux claires, parce qu'une grande partie du PT associé au COD n'est pas disponible pour le phytoplancton (Kerekes, 1980; 1981). En outre, le COD peut interagir chimiquement avec le fer et le phosphore pour limiter les éléments nutritifs disponibles pour les plantes (Carpenter *et al.*, 1998b; Jackson et Hecky, 1980). On peut donc penser que dans les eaux dystrophes (comme les lacs de la Nouvelle-Écosse), les questions d'eutrophisation et l'application du Cadre doivent être soigneusement évaluées.

2.5 Effets généraux de l'eutrophisation

L'eutrophisation provoque des changements marqués dans le biote (Figure 2.10). Les effets observés dans des écosystèmes qui connaissent un enrichissement en éléments nutritifs et les problèmes que ces effets causent aux humains sont résumés ci-dessous et dans le tableau 2.2 (Mason, 1991):

Effets sur les écosystèmes aquatiques

- i. Diminution de la biodiversité et changements dans les espèces dominantes.
- ii. Déclin des espèces sensibles sur le plan écologique et augmentation des espèces tolérantes.

- iii. Augmentation des biomasses végétale et animale.
- iv. Turbidité accrue.
- v. Augmentation de la matière organique et de la sédimentation.
- vi. Des conditions anoxiques peuvent se développer.

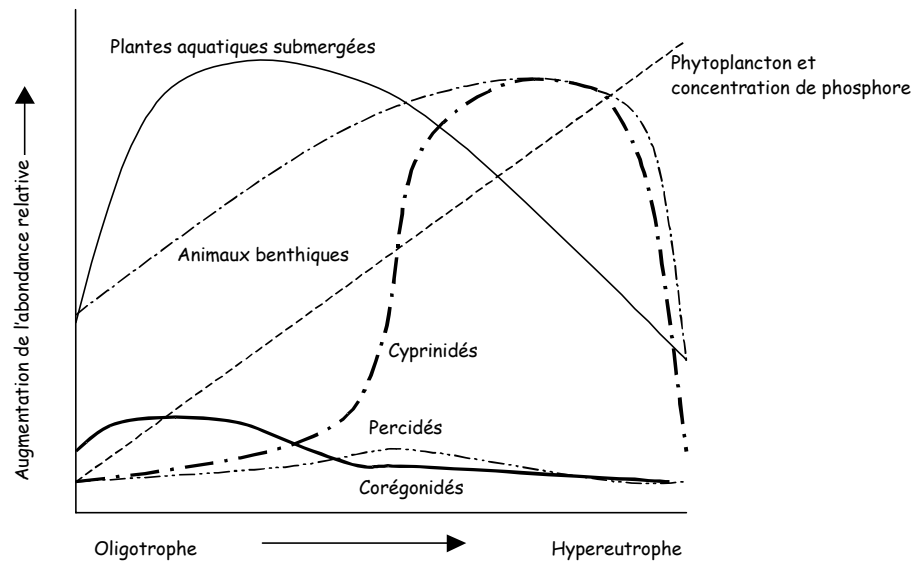


Figure 2.10 Changements généraux dans les lacs nordiques tempérés qui deviennent eutrophes (source : Moss, 1988).

Tableau 2.2 Sommaire des problèmes associés à l'eutrophisation des lacs et réservoirs (inspiré de GEMS, 1990).

Problèmes concernant la qualité de vie	Cause directe ou indirecte du problème				
	Prolifération d'algues composition taxinomique	Croissance excessive des macrophytes et des algues de la zone littorale	Modification des conditions thermiques	Turbidité minérale	Faible teneur en solides dissous
Dégradation de la qualité de l'eau					
• Goût et odeur, couleur, filtration, floculation, sédimentation et autres problèmes de traitement	Très fréquent	Occasionnel	Occasionnel	Occasionnel	
• Appauvrissement en oxygène hypolimnique; Fe, Mn, CO ₂ , NH ₄ ⁺ , CH ₄ , H ₂ S, etc.	Fréquent	Occasionnel	Occasionnel		
• Problèmes de corrosion dans les conduites et autres structures artificielles	Fréquent	Occasionnel		Occasionnel	Occasionnel
Dégradation des loisirs					
• Dégradation esthétique	Fréquent	Occasionnel		Occasionnel	
• Danger pour les baigneurs		Fréquent			
• Risques accrus pour la santé	Occasionnel	Occasionnel	Occasionnel		
Dégradation des pêches					
• Mortalité de poissons	Occasionnel		Occasionnel		
• Espèces de poissons indésirables	Fréquent	Fréquent	Occasionnel	Occasionnel	
Dégradation écologique	Très fréquent	Fréquent	Fréquent	Occasionnel	Occasionnel
Vieillessement et dégradation des ouvrages hydrauliques					
• Envasement	Occasionnel	Occasionnel		Fréquent	
• Obstruction de conduites et de tamis		Occasionnel			

Préoccupations concernant la qualité de vie

- i. Le traitement de l'eau potable peut être difficile et coûteux.
- ii. L'eau peut avoir un goût et une odeur inacceptables.
- iii. L'eau peut être néfaste pour la santé.
- iv. La valeur esthétique ou récréative de l'eau peut diminuer.
- v. La croissance des macrophytes peut nuire à l'écoulement de l'eau et à la navigation.
- vi. Des espèces importantes sur le plan commercial (p. ex. salmonidés, corégonidés) peuvent disparaître.

2.6 Interactions biologiques

Le métabolisme des organismes aquatiques influe directement sur la concentration de nombreuses substances par absorption, transformation, stockage et libération. Un certain nombre de processus biologiques jouent sur la capacité des écosystèmes aquatiques d'utiliser, de retenir et de recycler le phosphore particulaire et le phosphore dissous. La figure 2.11 donne un aperçu de ces interactions.

Le phosphore inorganique dissous (PID) est assimilé par les plantes et les microbes qui en font des constituants cellulaires; il est donc transformé en phosphore organique particulaire (POP). Le zooplancton, se nourrissant du seston, excrète du phosphore et de l'ammoniac solubles. Les algues et les bactéries utilisent rapidement ces éléments nutritifs. Lorsque le phosphore est peu disponible, cette source de phosphore recyclé peut être essentielle à la croissance et à la succession du phytoplancton. Plus de 95 % du phosphore est lié à la phase particulaire du biote vivant, particulièrement les algues. Par la suite, cette forme de phosphore, le POP, peut être excrétée ou libérée pendant la lyse des cellules, directement sous forme de PID, ou libérée sous forme de POD, lequel est ensuite transformé en PID par l'activité bactérienne.

La disponibilité du phosphore dépend aussi des transformations physiques et chimiques. La sorption des ions phosphate sur des argiles et particules organiques chargées survient lorsque la concentration de PID est relativement importante, tandis que la désorption est favorisée par une faible concentration. Ces réactions sorption-désorption exercent un effet tampon sur le PID. Dans des conditions oxiques, le PID et le POD peuvent tous deux se lier aux oxydes métalliques et aux hydroxydes pour former des précipités insolubles. Le phosphate est libéré dans des conditions anoxiques. L'étendue de la zone anoxique tend à varier d'une saison à l'autre avec la charge en matière organique; par conséquent, la disponibilité du phosphate dissous varie aussi.

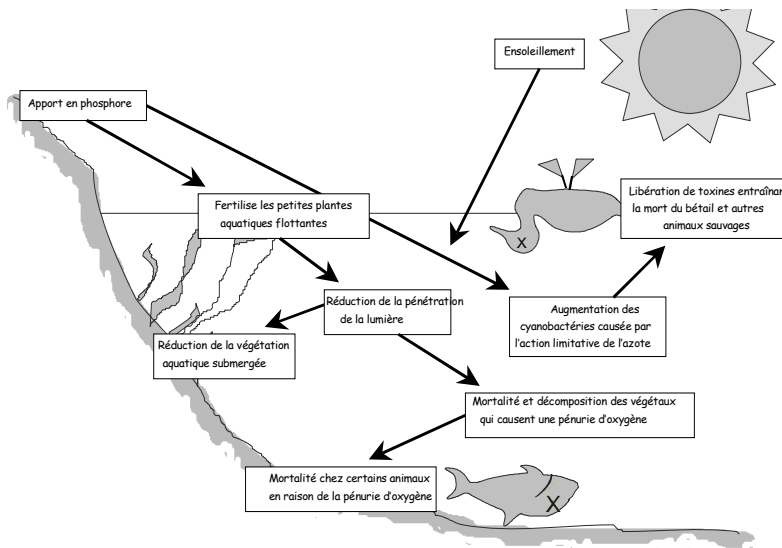


Figure 2.11 Effets biologiques d'une augmentation de la charge de phosphore sur les écosystèmes aquatiques

2.6.1 Autotrophes

Les organismes principalement autotrophes et les microbes réalisent l'extraction biologique des éléments nutritifs de l'eau. Lorsque leur biomasse est importante et que leurs populations sont actives sur le plan métabolique, le taux d'extraction est élevé. Les macrophytes peuvent retirer des quantités considérables de phosphate des eaux vives et des eaux stagnantes.

L'absorption et l'utilisation des éléments nutritifs par les micro-organismes dépendent non seulement de leurs propriétés physiques et chimiques, mais aussi de la spéciation précise de chacun des éléments. Le rythme auquel les éléments sont recyclés dans l'environnement aquatique dépend de la disponibilité de l'ensemble des éléments nutritifs (carbone, azote, oxygène, phosphore et soufre). La solubilité de ces éléments dans l'eau dépend largement du pH, de la température et de l'énergie (E°), de même que de la présence d'anions compétiteurs, de cations et de polymères actifs en surface comme les acides humiques, les acides fulviques, l'argile, etc.

La microflore sédimentaire joue un rôle important dans l'augmentation de la concentration de phosphore dissous dans les eaux interstitielles des sédiments. L'abondance et la répartition verticale des bactéries qui mobilisent le phosphore (*Pseudomonas*, *Bacterium*, *Chromobacterium*) varient selon le type de sédiment. La décomposition bactérienne est proportionnelle à la densité de bactéries à l'interface et est en lien direct avec la productivité générale du lac.

Les ciliés associés aux sédiments sont capables d'hydrolyser les acides organiques dissous et de libérer le phosphate inorganique dans l'eau. Toutefois, une faible

concentration d'oxygène non seulement n'est pas favorable aux ciliés, mais elle inhibe aussi la libération du phosphate par les cellules.

La communauté animale influe de plusieurs manières sur le cycle du phosphore. La figure 2.12 décrit les différents compartiments et interactions des éléments nutritifs dans les sédiments et la colonne d'eau. La consommation directe des populations algaires et microbiennes peut aussi bien réduire que stimuler la productivité et l'absorption de phosphore. Les animaux jouent aussi un rôle dans la dynamique du phosphore en le retournant à l'eau dans leurs sécrétions et leurs excréments, en modifiant la taille des particules et en remettant du POP en suspension par leurs mouvements. La consommation directe du périphyton et de microbes en réduit la biomasse et le taux d'absorption de phosphore (même si, en théorie, un léger broutage peut stimuler la productivité et, par conséquent, le taux d'absorption). Les consommateurs peuvent aussi faire grimper le taux de régénération du phosphore. Les matières excrétées contribuent probablement dans une large mesure à la dynamique du phosphore dans les écosystèmes très productifs pauvres en phosphore.

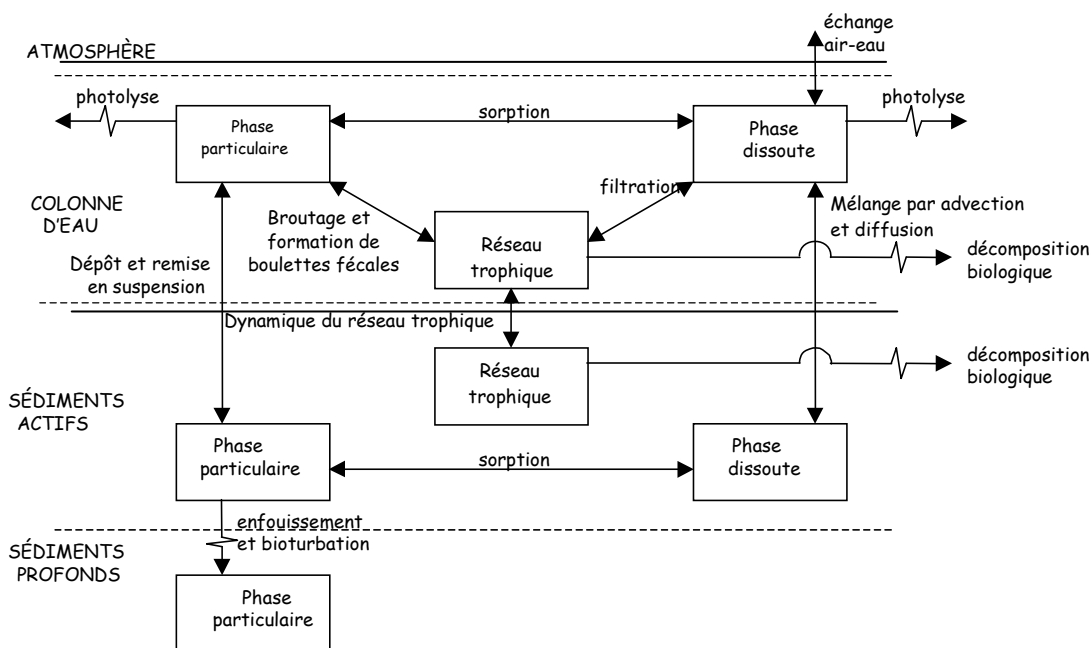


Figure 2.12 Compartiments et interactions des éléments nutritifs (adapté de Damiani *et al.*, 1987).

Bien que les bactéries jouent un rôle majeur dans le cycle du phosphore dans l'eau, leur rôle dans la stimulation de l'échange de phosphore à travers l'interface sédimentaire est relativement peu important comparativement aux processus d'équilibre chimique. La décomposition bactérienne est proportionnelle à la densité de bactéries à l'interface, et directement liée à la productivité générale du lac. La microfaune sédimentaire joue un rôle important dans l'augmentation de la concentration de phosphore dissous dans les eaux interstitielles (Wetzel, 2001). Les algues qui poussent

sur les sédiments peuvent utiliser efficacement le phosphore contenu dans les sédiments, et la présence ou l'absence de bactéries a peu d'effet sur elles.

Le phosphore de la zone photique s'incorpore très rapidement dans les algues planctoniques et les bactéries. Des études cinétiques récentes (résumées dans Wetzel, 2001) sur l'absorption de phosphore par des assemblages naturels indiquent que : (i) les bactéries ont des besoins en phosphore considérablement plus élevés que le phytoplancton; (ii) les bactéries consomment plus de phosphore que le phytoplancton; (iii) les bactéries contiennent de plus grandes quantités de phosphore que les algues; (iv) les bactéries peuvent dominer les algues dans la consommation de phosphore dans une grande fourchette d'apports en phosphore.

2.6.2 Plancton

La concentration de chlorophylle-a dans l'eau est souvent considérée comme un indice de la biomasse des algues présentes. Dans le cas des lacs oligotrophes, la concentration estivale moyenne de chlorophylle-a dans l'épilimnion se situe entre 0,3 et 2,5 mg m⁻³, tandis qu'elle se situe entre 5 et 150 mg m⁻³ dans les lacs eutrophes (Mason, 1991).

Les besoins algaires en phosphore varient selon les espèces, ce qui peut procurer un avantage sélectif à certaines algues (Tableau 2.2). Les algues sont en concurrence avec les bactéries pour les sources de phosphore; si les substrats organiques nécessaires à la croissance bactérienne sont abondants, cela pourrait nuire grandement à la croissance des algues. Les conditions nutritives qui favorisent l'établissement des cyanobactéries comprennent une forte teneur en PID et une faible concentration d'azote inorganique dissous. Une fois établies, les cyanobactéries proliférantes ont des effets physiques, chimiques et biologiques sur leur environnement, des effets qui favorisent leur persistance (Mason, 1991). Ces mécanismes de rétroaction positive permettent aux populations de croître rapidement et de conserver une forte densité pendant de longues périodes.

Une augmentation printanière des algues est suivie d'une augmentation de la population d'herbivores planctoniques. La qualité et la quantité de la nourriture ont un effet sur le taux d'ingestion du zooplancton. Le zooplancton herbivore assimile très mal les cyanobactéries, comparativement aux algues vertes et aux diatomées. Le *Chydorus sphaericus* qui vit au fond peut se nourrir de cyanobactéries et sa population augmente souvent considérablement lorsqu'il y a prolifération de phytoplancton. Les grands cladocères, comme la daphnie, sont des filtreurs beaucoup plus efficaces que le plancton de plus petite taille, comme le *Bosmina*. Cette grande efficacité d'alimentation peut entraîner la suppression du zooplancton de plus petite taille lorsque le grand zooplancton est abondant; toutefois, la prédation par les poissons se fait généralement sur les formes de plus grande taille, et le zooplancton de petite taille peut dominer.

L'absorption des éléments nutritifs, particulièrement de l'azote et du phosphore, par ingestion de particules alimentaires par le zooplancton herbivore peut atteindre des proportions considérables par moment. Le zooplancton excrète ensuite les éléments nutritifs, qui sont rapidement réassimilés par le phytoplancton (phénomène connu sous

le nom de régénération des éléments nutritifs). Lorsque la concentration de phosphore est faible dans la zone trophogène (celle où se fait la photosynthèse), la régénération du phosphore et de l'azote par le zooplancton herbivore peut apporter aux algues une grande partie des éléments nutritifs dont elles ont besoin. L'ampleur de l'absorption et du recyclage des éléments nutritifs dépend de l'état nutritionnel des cellules algaires (Lehman, 1980). L'extraction des algues et des bactéries par le zooplancton brouteur varie grandement selon les saisons et l'emplacement; en outre, le broutage des algues est souvent sélectif en fonction de leur taille. Cette sélectivité peut accroître la disponibilité des éléments nutritifs pour les algues qui sont broutées avec moins d'efficacité. Les interactions se compliquent encore avec les habitudes saisonnières de prédation sélective des poissons planctonophages, qui vont choisir le zooplancton de grande taille. Puisque l'on sait qu'il y a corrélation entre la taille corporelle du zooplancton crustacé et la concentration de chlorophylle (Pace, 1984), une diminution de la taille corporelle moyenne du zooplancton herbivore peut entraîner une diminution de la pression de broutage.

2.6.3 Macrophytes

Les angiospermes submergées, à feuilles flottantes et émergentes sont importantes pour le cycle du phosphore. Chez la majorité des plantes aquatiques, l'absorption des éléments nutritifs se fait par le système de racines ou de rhizomes. Le phosphore est libéré lentement à partir des plantes; la libération est plus rapide à partir des algues épiphytiques. La libération de phosphore par les macrophytes annuels à la fin de l'été est une importante source de phosphore. On a constaté, par exemple, que, dans des conditions stériles, le lessivage du phosphore à partir de macrophytes morts était rapide, entraînant une perte de 20 à 50 % du PT en quelques heures, et de 65 à 85 % sur des périodes plus longues (Wetzel, 2001).

Tableau 2.3 Types de phytoplancton associé aux lacs oligotrophes et eutrophes (source : Mason, 1991).

	Groupes algaires	Exemples
Lacs oligotrophes	Desmides	<i>Staurodesmus spp.</i> , <i>Staurastrum spp.</i>
	Chrysophycées	<i>Dinobryon spp.</i>
	Diatomées	<i>Cyclotella</i> , <i>Tabellaria</i>
	Dinoflagellés	<i>Peridinium</i> , <i>Ceratium</i>
	Chlorococcales	<i>Oocystis</i>
Lac eutrophes	Diatomées	<i>Asterionella</i> , <i>Fragillaria crotonesis</i> , <i>Stephanodiscus astraera</i> , <i>Melosira granulata</i>
	Dinoflagellés	<i>Peridinium bipes</i> , <i>Ceratium</i> , <i>Glenodinium</i>
	Chlorococcales	<i>Pediastrum</i> , <i>Scenedesmus</i>
	Cyanobactériens	<i>Anacystis</i> , <i>Aphanizomenon spp.</i> , <i>Anabaena spp.</i>

Nota : Les desmides sont particulièrement importants dans les lacs pauvres en éléments nutritifs, tandis que les cyanobactéries dominent souvent dans les lacs riches en éléments nutritifs. La flore des diatomées change aussi.

La flore de la zone littorale peut jouer un rôle de première importance dans le cycle du phosphore. L'absorption de phosphore par les macrophytes et les algues périphytiques, ainsi que l'apport en phosphore provenant de ces organismes, varient en fonction des contraintes physiques imposées par la sinuosité du rivage selon la morphologie du lac. Cette relation varie proportionnellement aux changements saisonniers dans la croissance active de cette flore et la décomposition subséquente des plantes annuelles à la fin de l'été.

Il existe une relation positive directe entre la charge d'éléments nutritifs et la croissance des macrophytes, du phytoplancton et de la flore fixée aux plantes aquatiques enracinées (le périphyton). Cela entraîne souvent le déclin des macrophytes enracinés, submergés (Hough *et al.*, 1989). En eau vive, on peut observer une croissance excessive des macrophytes au lieu d'une perte. Cela peut comprendre la grande algue filamenteuse *Cladophora*, surtout dans les eaux riches en effluents d'eaux usées, et des angiospermes comme des espèces de *Ranunculus*, ou encore, sous les tropiques, la jacinthe d'eau (*Eichornia crassipes*). Les plantes peuvent dominer un plan d'eau dans une vaste gamme de fortes concentrations d'éléments nutritifs, et on a proposé des plantes comme la cornifle nageante et le myriophylle pour les bassins de traitement des eaux usées, où la concentration d'éléments nutritifs est extrêmement élevée.

2.6.4 Macro-invertébrés

On ne comprend pas parfaitement l'effet qu'ont les invertébrés benthiques sur le cycle du phosphore entre les sédiments et les eaux. Les activités de fouissement des invertébrés benthiques peuvent modifier considérablement la zone oxydée superficielle. Des études menées sur les macro-invertébrés benthiques ont montré que ces organismes avaient le potentiel de perturber l'interface entre le sédiment et l'eau (p. ex. Gellepp *et al.*, 1978; Gellepp, 1979). La plus grande partie du phosphore libéré dans les eaux sus-jacentes est rapidement assimilée par les bactéries ou les algues (s'il y a de la lumière). Bien que le taux de relargage de phosphore des sédiments lacustres augmente de manière marquée quand les sédiments sont perturbés, le relargage de phosphore causé par la perturbation biotique des sédiments est probablement peu important comparativement à la régulation microbiologique.

Lorsqu'il y a enrichissement en éléments nutritifs, on observe une réduction de la diversité de la faune benthique; des changements peuvent aussi survenir dans les présences saisonnières des espèces, entraînant des conséquences pour les organismes situés plus haut dans la chaîne alimentaire. Dans des conditions originelles, l'apport d'énergie dans les cours d'eau de premier et de second ordre provient surtout de sources terrestres. C'est pourquoi ces systèmes comptent une plus grande proportion de macro-invertébrés déchetiers. La biomasse du périphyton et la proportion d'organismes brouteurs sont plus élevées dans les cours d'eau d'ordres supérieurs (Vannote *et al.*, 1980). L'enrichissement en éléments nutritifs découlant des activités humaines modifie les apports d'énergie dans les cours d'eau d'ordres inférieurs, ce qui entraîne une modification de la faune benthique, qui ressemble ainsi à celle des cours d'eau d'ordres supérieurs.

Le remaniement des sédiments par des organismes comme les chironomes, qui creusent dans les sédiments et filtrent l'eau grâce aux trous qu'ils creusent, et les oligochètes, qui se nourrissent dans les quelques centimètres supérieurs des sédiments et défèquent sur leur surface, adoucissent le profil des sédiments par rapport à ceux qui n'abritent pas de tels organismes. Les oligochètes tolèrent la pollution organique et tendent à être plus nombreux que les autres organismes dans les zones hautement polluées. Puisque la pollution chimique s'accompagne souvent d'une augmentation des éléments nutritifs, la population de vers peut atteindre une très grande densité et provoquer un brassage vigoureux des sédiments. Cela rend difficile à mesurer le temps d'extraction du phosphore et prolonge la durée d'enfouissement de nombreux polluants associés aux sédiments (Thomas, 1987).

Le rôle de la bioturbation dans les échanges de phosphore a été décrit par Kamp-Nielsen *et al.* (1982) comme étant le mouvement de sédiments frais, qui se dégradent facilement et affichent une grande activité microbienne, depuis la zone oxique vers une zone réductrice, plus profonde, où l'activité est moins intense. Si ce transport est suivi d'un transport d'oxygène vers le bas, on peut s'attendre à ce que la sorption du phosphate augmente. *Chironomus anthracinus* réduit le relargage de phosphate des sédiments. Le transport vers la surface de sédiments de subsurface expose les matières organiques les plus réfractaires, ce qui devrait provoquer une augmentation du relargage. Le mouvement ascendant, qui sera léger parce que la partie dégradable des sédiments de subsurface est peu importante, est prévisible en raison des activités de bioturbation de *Potamothrix hammonensis*. La teneur en oxygène détermine si le phosphate diffusé vers le haut sera piégé ou non par les sédiments de surface, et un transport simultané de l'oxygène vers le fond influe sur le taux d'échange, lequel dépend de la teneur en oxygène à la surface des sédiments.

Les mouvements et migrations des populations animales peuvent entraîner un apport de phosphore dans les sédiments ou, au contraire, une libération de phosphore contenu dans les sédiments. L'émergence du stade adulte des insectes aquatiques constitue l'un de ces processus de libération. Au contraire, le poisson frayant peut importer des quantités considérables de phosphore dans les cours d'eau et les lacs par excrétion, libération de gamètes et par sa propre mortalité, notamment lorsque la mortalité survient après la reproduction (Allen, 1995). La mortalité causée par les prédateurs et leur excrétion subséquente d'éléments nutritifs donnent les mêmes résultats. Parmi les autres processus biotiques qui influent sur le phosphore, citons son assimilation et sa régénération, qui sont des processus centraux dans le recyclage de tous les éléments nutritifs.

2.6.5 Poisson

Certains poissons, comme les corégonidés, dominant dans les lacs oligotrophes, et leur production augmente au début de l'enrichissement pour ensuite décliner. On observe une certaine augmentation des percidés au cours des stades intermédiaires de l'eutrophisation, mais cette espèce aussi décline par la suite. La production de cyprinidés augmente nettement pendant les stades intermédiaires de l'eutrophisation, pour chuter abruptement dans les eaux très eutrophes (Figure 2.10).

Le poisson peut influencer sur la distribution du phosphore dans les écosystèmes aquatiques de diverses façons (Wetzel, 2001). Bien que la quantité totale de phosphore dans les communautés de poissons soit faible comparativement à d'autres compartiments organiques et inorganiques, l'activité du poisson peut promouvoir et accélérer le transport du phosphore entre les sédiments et les eaux sus-jacentes, notamment lorsque certains poissons benthiques se nourrissent, puis libèrent du phosphore soluble dans leur urine et leurs fèces. Lorsque la charge externe est peu importante, pendant un été sec, par exemple, cet apport interne de phosphore peut être important pour les algues et le microbiote (Brabrand *et al.*, 1990). Il en va de même dans les cours d'eau, où le phosphore contenu dans des poissons migrateurs peut être transporté vers l'amont sur de grandes distances, puis libéré pour être utilisé par les algues, le microbiote et les macro-invertébrés (Schuldt et Hershey, 1995).

3. SOMMAIRE DES MÉTHODES EMPLOYÉES DANS D'AUTRES ADMINISTRATIONS ET JUSTIFICATION DE LA MÉTHODE PRÉSENTÉE

3.1 Introduction

Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux au Canada (RCQE) sont rédigées conjointement par les gouvernements du Canada, les provinces et les territoires, sous l'égide du CCME. Elles sont formulées selon un protocole scientifique reconnu à l'échelle nationale (CCME, 1991). Dans l'établissement des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux concernant la vie aquatique, il a été tenu compte de tous les éléments de l'écosystème aquatique, pour autant qu'il existait des données. Le protocole national est conforme à ceux du Conseil de la qualité de l'eau de la Commission mixte internationale (1975) et du ministère de l'Environnement de l'Ontario (OMOE, 1979; 1992). Le protocole stipule que les recommandations « s'appuient sur des valeurs permettant de protéger toute forme de vie aquatique et tous les domaines des cycles de la vie aquatique ». L'objectif est de protéger tous les stades de vie pendant une exposition à l'eau, quelle qu'en soit la durée. La question de savoir si cet objectif peut être atteint ou non relève du domaine de la gestion des eaux et ne modifie en rien la méthode d'élaboration des recommandations. Lorsque les données sont peu nombreuses, on juge que des recommandations provisoires sont préférables à l'absence de recommandations.

Les critères de qualité de l'eau définis pour protéger la vie aquatique fournissent un point de référence scientifique pour assurer une protection uniforme dans l'ensemble du pays; ces critères ne se limitent pas à des espèces particulières (biotiques). On utilise des données toxicologiques provenant d'études menées sur des poissons, des amphibiens, des invertébrés et des végétaux pour définir ces critères. Pour formuler des recommandations complètes, au moins trois études sur trois espèces d'eau douce ou plus d'Amérique du Nord sont requises et doivent comprendre au moins une espèce d'eau froide (p. ex. truite) et une espèce d'eau tempérée (p. ex. tête-de-boule); des études ci-dessus, au moins deux doivent être des études de toxicité chronique (cycle de vie complet ou partiel). Au moins deux études de toxicité chronique (cycle de vie partiel ou complet) sur deux espèces ou plus d'invertébrés de différentes classes sont requises, dont l'une inclut une espèce planctonique d'Amérique du Nord (p. ex. daphnie). Au moins une étude sur une plante vasculaire d'eau douce ou sur une espèce d'algue d'eau douce d'Amérique du Nord est requise. On exige moins d'études sur les plantes tout simplement parce que moins d'études ont été réalisées sur les végétaux. Dans le cas des recommandations provisoires, au moins deux études de toxicité aiguë et/ou chronique sur deux espèces de poissons ou plus sont requises (incluant une espèce d'eau froide), et au moins deux études de toxicité aiguë et/ou chronique sur deux espèces d'invertébrés ou plus de différentes classes sont requises (incluant une espèce planctonique).

Le *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique* vise expressément les substances toxiques et propose des limites numériques ou des énoncés descriptifs fondés sur les données toxicologiques les plus récentes scientifiquement défendables. Le phosphore n'obéit pas à ce modèle,

n'étant pas toxique pour les organismes aquatiques aux concentrations et dans les formes présentes dans l'environnement; cependant, ses effets secondaires tels que l'eutrophisation constituent un grave problème. Par conséquent, il est difficile de fixer des recommandations relatives au phosphore selon ce protocole, étant donné la nature subjective de ce qui constitue une dégradation. Certains des effets du phosphore sont d'ordre esthétique et, par conséquent, il faut tenir compte des valeurs de la société dans sa gestion.

La première réaction d'un système aquatique à l'ajout de phosphore est une augmentation de la production de plantes et d'algues et de leur biomasse, ce qui peut se révéler parfois bénéfique. Toutefois, au-delà d'un certain point, l'ajout de phosphore dans des systèmes où le phosphore est l'élément limitant entraîne des changements indésirables dans la quantité et la composition des plantes aquatiques. Une croissance excessive des plantes aquatiques peut quant à elle causer une pénurie d'oxygène et provoquer une mortalité massive chez les poissons. Lorsque cette croissance excessive comprend certaines espèces de cyanobactéries, des toxines nocives pour le bétail et la santé humaine peuvent être produites.

Des facteurs comme le COD et la communauté biotique peuvent modifier les effets nocifs du phosphore sur l'environnement et, étant donné que certains effets du phosphore sont d'ordre esthétique, il est plus difficile de définir des seuils de concentrations acceptables pour le phosphore que pour les polluants toxiques. On a examiné les démarches employées par d'autres administrations pour formuler des recommandations relatives au phosphore, notamment des administrations provinciales ou d'État, nationales et internationales, pour voir si on pouvait les intégrer dans les recommandations canadiennes sur le phosphore.

3.2 Recommandations provinciales sur la qualité de l'eau

3.2.1 Alberta

Les recommandations pour la qualité de l'eau de surface en Alberta définissent les concentrations exprimées sous forme numérique et des énoncés circonstanciés visant la protection et le maintien d'une utilisation désignée des eaux; ces recommandations sont fondées sur un protocole qui s'inspire des recommandations et critères de l'Alberta, de la Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis et du CCME.

Bien que le phosphore ne soit pas directement toxique pour la vie aquatique des eaux douces, des valeurs ont été fixées en raison de son influence sur les conditions qui influent sur la vie aquatique. Une valeur de $50 \mu\text{g L}^{-1}$ PT a été calculée à partir des objectifs fixés par l'Alberta en 1993 concernant la qualité des eaux de surface (AEP, 1993) et peut servir de recommandation pour une exposition chronique.

3.2.2 Colombie-Britannique

Les recommandations sur la qualité de l'environnement de la Colombie-Britannique fixent des valeurs minimales et maximales applicables aux caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'eau, des sédiments et du biote, valeurs en vigueur dans l'ensemble de la province et qu'on ne doit pas dépasser afin d'éviter des effets qui nuiraient à l'utilisation des eaux, y compris à la vie aquatique (Nordin, 1985). Pour définir ces recommandations, les responsables ont évalué les recommandations, critères et objectifs tirés de la documentation disponible ou appliqués par d'autres administrations, et les ont adoptés pour les appliquer en Colombie-Britannique, ou encore, en ont définis de nouveaux à partir de cette évaluation. Pendant ces travaux, les responsables se sont aperçus que les recommandations déjà disponibles ne reflétaient pas nécessairement bien les effets des contaminants sur tous les plans d'eau canadiens.

Une biomasse maximale de 100 mg m^{-2} de chlorophylle-*a* a été fixée pour la protection de la vie aquatique des cours d'eau. Ce critère a été fixé surtout pour protéger l'habitat des poissons et leurs sources d'alimentation. En ce qui concerne les lacs, on a suggéré un intervalle de concentrations de PT ($5\text{-}15 \mu\text{g L}^{-1}$) pour ce critère parce qu'il n'a pas été possible de préciser une concentration unique de phosphore qui permettrait d'assurer la protection de la vie aquatique. L'application du critère se limite aux lacs où la gestion des salmonidés est de prime importance. Pour ce qui est des fins esthétiques et récréatives, une valeur de 50 mg m^{-2} de chlorophylle-*a* s'applique en C.-B.

3.2.3 Manitoba

Divers outils scientifiques et stratégies de gestion sont utilisés pour protéger et conserver la qualité de l'eau et assainir l'eau. Les objectifs visés par le Manitoba en matière de qualité de l'eau s'appliquent à un large éventail de milieux aquatiques, y compris les eaux souterraines et les eaux de surface, les sédiments benthiques des lacs et des rivières et les tissus des poissons (Conservation Manitoba, 2000). Une démarche à trois paliers a été proposée pour regrouper et harmoniser les normes, objectifs et recommandations du Manitoba avec ceux qui ont été définis à l'échelle nationale. Au premier palier, on fixe les normes de qualité de l'eau (sans définir de norme pour le phosphore), y compris les normes nationales auxquelles travaille actuellement le CCME.

Les objectifs en matière de qualité de l'eau sont décrits dans le deuxième palier et se limitent à une courte liste des polluants courants au Manitoba. La majorité des objectifs du deuxième palier sont fondés sur les principes avancés par l'EPA (EPA, 1993), soit le fait que les écosystèmes aquatiques sains soient en mesure de tolérer un certain stress et de se rétablir. Les objectifs assurent une protection contre les impacts inacceptables pour 95 % des genres d'organismes présents. Des exceptions sont prévues pour les espèces importantes sur le plan écologique, récréatif et commercial, de même que pour les espèces rares ou en voie de disparition.

Le troisième palier décrit les recommandations pour la qualité de l'eau du CCME applicables à de nombreuses substances. Les énoncés circonstanciés demeurent en

vigueurs pour des éléments nutritifs comme l'azote et le phosphore en attendant qu'on puisse fixer des objectifs plus appropriés en matière de qualité de l'eau, dans le cadre de la stratégie permanente du Manitoba sur la gestion des nutriments. La stratégie de gestion des nutriments du Manitoba est axée sur quatre grandes tâches. Les trois premières sont surtout de nature technique ou scientifique et consistent à réunir et évaluer les renseignements nécessaires, à proposer des objectifs régionaux applicables aux cours d'eau, et à proposer des objectifs concernant les éléments nutritifs applicables au lac Winnipeg et à d'autres lacs, si possible. Les quatre tâches comprennent l'élaboration d'un plan de mise en oeuvre, particulièrement si une réduction des éléments nutritifs est souhaitable. Les trois premières tâches devaient être terminées à la fin de 2003 ou au début de 2004. Le plan de mise en oeuvre sera dressé une fois que les trois premières tâches seront terminées. Deux importants rapports ont été publiés récemment dans le cadre de cette stratégie. Le premier présentait une évaluation des ensembles de données portant sur les tendances à long terme des concentrations de N et de P dans les cours d'eau manitobains au cours des trois dernières décennies (Jones et Armstrong, 2001), et le deuxième présentait une estimation des charges de N et de P dans les principaux cours d'eau de la province (Bourne *et al.*, 2002).

C'est un fait largement reconnu que les énoncés circonstanciés contenus dans les recommandations à propos du phosphore ne sont probablement pas applicables dans le cas de nombreux cours d'eau de la région des Prairies parce que d'autres facteurs, notamment la turbidité, la vitesse du courant et la teneur en azote, limitent le plus souvent la croissance des algues. En outre, il peut arriver que le phosphore atteigne une teneur relativement élevée, supérieure à celle qui est définie dans les énoncés circonstanciés, en raison des sols naturellement riches de la prairie. Le troisième palier propose aussi des recommandations concernant les communautés biologiques afin d'assurer la protection de la structure et du fonctionnement des écosystèmes. Ces énoncés circonstanciés s'ajoutent aux recommandations complètes concernant chacun des produits chimiques.

Dans le troisième palier, on trouve l'énoncé circonstancié suivant : [*traduction*] « les communautés biologiques ne devraient pas être altérées au-delà de ce qui existe naturellement ». L'azote, le phosphore, le carbone et les oligoéléments contributifs devraient être limités à la teneur nécessaire pour prévenir toute croissance et reproduction nuisibles des plantes aquatiques enracinées, fixées ou flottantes, des champignons ou des bactéries, et prévenir toute autre répercussion qui rendrait impossible une utilisation bénéfique de l'eau. Comme règle générale, sauf si on peut faire la preuve que le PT n'est pas un facteur limitant, le PT ne devrait pas excéder $0,025 \mu\text{g L}^{-1}$ dans les réservoirs, lacs ou étangs, ni dans leurs tributaires au point où ils se jettent dans ces plans d'eau. Dans les cours d'eau, le PT ne devrait pas excéder $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$.

3.2.4 Saskatchewan

En Saskatchewan, les recommandations relatives aux éléments nutritifs exigent que les effluents n'altèrent pas les concentrations naturelles d'azote, de phosphore ou d'autres éléments nutritifs au point d'entraîner une croissance nuisible d'algues ou de mauvaises herbes aquatiques (SERM, 1995). En outre, la teneur en éléments nutritifs devrait assurer un minimum de protection pour toutes les utilisations bénéfiques. Ces objectifs généraux s'appliquent à toutes les parties des plans d'eau récepteurs, à l'exception des parties désignées comme zones de mélange d'un effluent.

3.2.5 Ontario

En Ontario, les objectifs actuels concernant la qualité de l'eau applicables au PT ont été définis en 1979 et s'inspirent de la classification des états trophiques de Dillon et Rigler (1975). Ils visent à protéger les plans d'eau contre la détérioration esthétique, les concentrations nocives d'algues dans les lacs et la croissance excessive des plantes dans les rivières et cours d'eau. Les objectifs de qualité de l'eau potable de l'Ontario (OMOE, 1979) caractérisent les lacs de faible et moyenne productivité au moyen de deux degrés de qualité de l'eau :

- i. afin d'éviter des concentrations nocives d'algues dans les lacs, la concentration moyenne de PT ne devrait pas excéder $20 \mu\text{g L}^{-1}$;
- ii. dans le cas des lacs naturellement pauvres en phosphore, on applique la limite de $10 \mu\text{g L}^{-1}$, qui assure une excellente protection contre la détérioration d'ordre esthétique.

La croissance excessive des plantes dans les rivières et les cours d'eau devrait être éliminée avec une concentration de PT inférieure à $30 \mu\text{g L}^{-1}$.

3.2.6 Québec

Les critères de qualité de l'eau définis par le ministère de l'Environnement du Québec concernant le phosphore sont fondés sur des évaluations réalisées par le Ministère et par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (OMOE, 1994). Une valeur maximale de $30 \mu\text{g L}^{-1}$ a été fixée pour les cours d'eau afin de prévenir la croissance algale excessive, qui nuit à la vie aquatique, à l'utilisation des eaux à des fins récréatives et à l'aspect esthétique. Une valeur maximale de $20 \mu\text{g L}^{-1}$ a été définie pour les cours d'eau aboutissant dans des lacs sans antécédents de perturbation environnementale. Le critère qui s'applique aux lacs est une hausse maximale de 50 % par rapport à la valeur de référence (teneur naturelle), sans dépasser : i) une concentration de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ dans le cas des lacs dont la concentration naturelle est inférieure à $10 \mu\text{g L}^{-1}$, et ii) une concentration de $20 \mu\text{g L}^{-1}$ dans le cas des lacs dont la concentration naturelle est inférieure à $20 \mu\text{g L}^{-1}$ (MENV, 2001).

3.3 Recommandations pour la qualité des eaux en vigueur dans d'autres pays

Un examen des méthodes utilisées par d'autres administrations (énumérées au tableau 3.1) dans la gestion du phosphore révèle que la majorité d'entre elles utilisent divers moyens pour composer avec les différences que l'on observe d'une région à l'autre dans la qualité naturelle de l'eau et essaient d'appliquer différents critères à différentes utilisations des eaux.

3.3.1 États-Unis

Il existe aux États-Unis des normes nationales applicables au phosphore dans les eaux de surface, que les diverses administrations peuvent mettre en œuvre (EPA, 2000b; 2000c; 2001). L'EPA oriente les États et les nations autochtones qui veulent définir leurs propres recommandations. Dans la foulée d'un atelier national portant sur l'évaluation des éléments nutritifs (EPA, 1995), les autorités se sont efforcées d'aborder les éléments nutritifs et l'enrichissement excessif dans le cadre d'une stratégie nationale visant les critères applicables aux nutriments et axée sur l'examen par les pairs. Les principaux éléments de cette stratégie sont les suivants :

- i. recours à une démarche régionale, selon le type de plan d'eau, pour la définition de critères de qualité des eaux et applicables aux éléments nutritifs;
- ii. rédaction de documents techniques d'orientation conçus selon le type de plan d'eau qui serviront de « guides de l'utilisateur » pour évaluer l'état trophique et pour définir des critères régionaux applicables aux éléments nutritifs dans le but de limiter l'enrichissement excessif;
- iii. recommandations formulées par l'EPA concernant les critères de qualité de l'eau applicables aux éléments nutritifs; ces recommandations prennent la forme d'intervalles cibles régionaux que les États et les nations autochtones devraient utiliser lorsqu'ils mettent en œuvre un programme de gestion;
- iv. surveillance et évaluation de l'efficacité des programmes de gestion des éléments nutritifs une fois qu'ils sont mis en œuvre.

L'État du Maine fait bande à part en ce que ses objectifs comportent des détails très précis concernant la mise en œuvre et, comme c'est le cas pour le modèle *Lakeshore Capacity Model* (LCM; modèle de simulation de la capacité des rivages) élaboré pour les lacs du bouclier précambrien en Ontario, ils considèrent le développement riverain comme étant le facteur de stress le plus important pour la qualité des eaux. Les hausses de phosphore permises sont très restreignantes, étant axées sur la non-dégradation.

Le tableau 3.1 dresse le sommaire des divers critères définis pour certains États américains.

3.3.2 Communauté économique européenne

Dans la Communauté économique européenne (CEE), les normes de qualité environnementale sont définies à l'échelle communautaire pour une variété de polluants. D'autres directives de l'Union européenne (UE) définissent des buts pour la protection de l'environnement, sous forme de normes applicables à des utilisations précises. Ainsi, les directives concernant les eaux de surface, l'eau potable, l'eau de baignade et le poisson d'eau douce contiennent des normes relatives à l'azote et au phosphore pour différentes utilisations des eaux. Aucune norme n'a été définie concernant le phosphore et la protection des eaux de baignade ou des pêches. On a envisagé une directive concernant la réduction de l'apport en phosphate, mais on a jugé que la directive sur le nitrate suffisait à protéger les écosystèmes (Crouzet *et al.*, 1999) contre la dégradation esthétique, la croissance excessive d'algues et de plantes, de même que contre la perte générale d'attraits.

Plusieurs autres accords internationaux abordent l'enrichissement en éléments nutritifs. La Convention sur la protection et l'utilisation des cours d'eau transfrontaliers et des lacs internationaux (ONU, 1992) a été signée par 25 pays, y compris les pays membres de la CEE (à l'exception de l'Islande, de l'Irlande et du Liechtenstein). En vertu de la Convention, les signataires doivent prévenir, maîtriser et réduire la pollution de l'eau causant, ou susceptible de causer, un impact transfrontalier, et ce dans le but de protéger les ressources en eau et l'environnement de manière écologique et rationnelle. En plus des buts définis à l'échelle internationale, certains pays et certaines régions de pays ont adopté leurs propres cibles, notamment dans les pays où les problèmes d'eutrophisation sont les plus marqués. L'un des principaux objectifs de la politique du gouvernement néerlandais sur la qualité des eaux, par exemple, consiste à protéger et à mettre en valeur des réseaux hydrographiques sains qui garantissent des utilisations durables de l'eau (Tableau 3.1). Dans une étude réalisée par Peeters et Gardeniers (1998), la norme générale de $15 \mu\text{g L}^{-1}$ fixée pour le PT a été jugée inappropriée pour la protection de la vie aquatique.

3.3.3 Australie et Nouvelle-Zélande

En Australie et en Nouvelle-Zélande, on procède à l'heure actuelle à la révision de la stratégie nationale de gestion de la qualité de l'eau (NWQMS, 1999). Les nouvelles recommandations reposent sur des méthodes d'évaluation des risques et tiennent compte de la variabilité et de la complexité des systèmes aquatiques. Les recommandations établissent toujours des valeurs seuils par défaut. La qualité physique et chimique des eaux et le biote aquatique varient nécessairement d'un type d'écosystème à l'autre, et même à l'intérieur d'un même système; par conséquent, la méthode idéale pour déterminer les seuils consiste à utiliser les sites de référence qui affichent la plus grande qualité ou la meilleure condition. Cela procure une ligne directrice qui convient au type d'écosystème et au site. Lorsque ces seuils sont franchis, il y a risque d'impact. On peut modifier les seuils pour en faire des recommandations régionales, locales ou propres à un lieu.

Tableau 3.1 Sommaire des critères et valeurs applicables au phosphore (P) dans certaines provinces et d'autres pays

Administration	Remarques	Critères de PT
Canada		
Alberta	<ul style="list-style-type: none"> Les recommandations (exposition chronique) visent la protection de la vie aquatique en eau douce. 	50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Colombie-Britannique	<ul style="list-style-type: none"> Les critères varient en fonction du type d'écosystème aquatique et de l'utilisation prévue. Chlorophylle-<i>a</i> utilisée pour surveiller les cours d'eau. On peut utiliser des intervalles de concentrations de PT dans les lacs pour définir les objectifs de qualité des eaux propres au site. 	Lacs : 5-15 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ Rivières : 100 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ de chl- <i>a</i> pour la vie aquatique; 50 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ de chl- <i>a</i> pour utilisation esthétique et récréative
Manitoba	<ul style="list-style-type: none"> Approche par palier : palier I = normes, palier II = objectifs, palier III = recommandations Énoncés circonstanciés applicables aux éléments nutritifs Fait connu que les recommandations relatives au P ne s'appliquent probablement pas à de nombreux cours d'eau parce que d'autres facteurs, comme la turbidité, la vitesse du courant et la teneur en azote, limitent le plus souvent la croissance des algues. Les réservoirs, lacs, étangs et leurs tributaires au point où ils pénètrent ces plans d'eau font tous partie d'une même catégorie. 	Lacs : 25 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ Rivières : 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Ontario	<ul style="list-style-type: none"> Les critères visent à protéger contre la détérioration esthétique et la croissance nuisible des algues et des plantes. Les critères caractérisent les lacs de faible et moyenne productivité. 	Lacs : 10, 20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ Rivières : 30 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Québec	<ul style="list-style-type: none"> Mêmes valeurs qu'en Ontario. Valeurs définies pour protéger la vie aquatique, l'utilisation récréative et l'esthétique. 	Lacs : hausse maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle : i) sans dépasser 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les lacs ayant une concentration naturelle de moins de 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; ou ii) sans dépasser 20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les lacs ayant une concentration naturelle de moins de 20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; rivières : 30 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

États-Unis

EPA

- Aucune norme nationale pour le P dans les eaux douces de surface.
 - Oriente les États qui rédigent leurs propres recommandations.
 - Actuellement, critère national pour la qualité des eaux uniquement pour le nitrate-N et P (1976) = *protection des eaux marines et estuariennes (devrait protéger contre les effets toxiques de la bioaccumulation du *P élémentaire*).
 - Tous les États et nations autochtones devraient adopter les critères numériques applicables aux éléments nutritifs et les appliquer dans leurs normes de qualité des eaux au plus tard le 31 décembre 2003.
-

0,1 $\mu\text{g L}^{-1}\text{P}^*$

Tableau 3.1 (suite)

Administration	Remarques	Critères PT
Minnesota	<ul style="list-style-type: none"> • Démarche par écorégion. • Les normes d'eutrophisation varient selon la région (c.-à-d. la qualité naturelle des eaux). • Critères définis pour des utilisations précises. • Sans force obligatoire - sert à fixer les buts et priorités. • P relié aux concentrations estivales de chl-<i>a</i>. • Actuellement, les critères sont définis uniquement pour les lacs - le travail est en cours pour les cours d'eau. 	Lacs : 15-90 $\mu\text{g L}^{-1}$ selon les écorégions et l'utilisation
Vermont	<ul style="list-style-type: none"> • Gestion propre au lieu. • Objectifs définis pour 13 bassins. • On songe maintenant à définir des normes pour tous les lacs de l'État. 	Lacs : 10-25 $\mu\text{g L}^{-1}$
Wisconsin	<ul style="list-style-type: none"> • Démarche par écorégion • 3 régions établies pour le P, caractérisées par une qualité des eaux statistiquement différente. • Le « meilleur jugement professionnel » est appliqué pour établir la qualité de référence des eaux de divers plans d'eau de chaque région. 	Lacs : 5-25 $\mu\text{g L}^{-1}$ selon la région et le type
Autres États	<ul style="list-style-type: none"> • Normes distinctes pour les réservoirs et les lacs. • Certains (p. ex. Michigan et Pennsylvanie) n'ont pas défini de critères pour les eaux de surface, mais se fient à la concentration dans les effluents, à la charge des effluents et à l'application de pratiques exemplaires. 	
CEE	<ul style="list-style-type: none"> • Normes environnementales définies à l'échelle communautaire pour certains polluants. • Autres normes environnementales (p. ex. P) définies par les États membres. • Les normes visent à protéger contre la prolifération des plantes et la perte de valeur esthétique. 	
Pays-Bas	<ul style="list-style-type: none"> • Pour protéger et mettre en valeur des réseaux hydrographiques sains qui garantissent des utilisations durables de l'eau. 	Une seule valeur : 0,15 mg L^{-1}
Autres États membres de l'UE	<ul style="list-style-type: none"> • Directives adoptées pour réduire l'apport en P au lieu de définir des normes de qualité des eaux relatives au P. 	(Directive actuelle sur le nitrate jugée suffisante)
Australie et Nouvelle-Zélande	<ul style="list-style-type: none"> • Révision des normes de qualité des eaux en cours. 	Lacs d'eau douce : 50 $\mu\text{g L}^{-1}$

- Démarche axée sur le risque.
 - Fournit des RQE = valeurs seuils pour les lacs d'eau douce, les rivières des hautes terres et les lacs des basses terres.
- Rivières de hautes terres : 35 $\mu\text{g L}^{-1}$
Lacs de basses terres : 37 $\mu\text{g L}^{-1}$
-

4. ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS POUR LE PHOSPHORE

4.1 Introduction

Le protocole d'élaboration des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) vise expressément les substances toxiques et propose des limites numériques ou des énoncés descriptifs fondés sur les données toxicologiques les plus récentes scientifiquement défendables. Le phosphore n'obéit pas à ce modèle, n'étant pas toxique pour les organismes aquatiques. Dans la majorité des écosystèmes d'eau douce, des charges élevées de phosphore entraînent une croissance accrue des plantes et influent sur leur composition taxinomique avant d'avoir un effet sur quelque autre élément de la communauté aquatique. De nombreux effets du phosphore sont d'ordre esthétique et, par conséquent, il est difficile de fixer des recommandations relatives au phosphore à l'aide des RCQE, étant donné la nature subjective de ce qui constitue une dégradation. Pour cette raison, il est plus difficile de déterminer les concentrations acceptables de phosphore que celles des polluants toxiques : ce que certains considèrent comme une croissance végétale nuisible peut être souhaitable pour d'autres, et il faut tenir compte des valeurs de la société dans sa gestion. Malgré cette subjectivité, une hausse des concentrations de phosphore peut avoir des effets catastrophiques pour le réseau trophique, et ces effets sont beaucoup moins subjectifs.

Diverses administrations, tant au pays qu'à l'étranger, utilisent différentes méthodes pour tenir compte des différences que l'on observe d'une région à l'autre dans la qualité naturelle de l'eau, et la plupart d'entre elles essaient de définir les critères en fonction de l'utilisation des eaux. Dans les régions dont les eaux sont d'une qualité comparable à celles de l'Ontario, on semble avoir fixé des objectifs comparables, et on utilise souvent une série d'objectifs propres à une région ou à une utilisation. Dans d'autres régions, on a fait preuve d'innovation. En Australie et en Nouvelle-Zélande, par exemple, on procède à l'heure actuelle à la révision de la stratégie nationale de gestion de la qualité de l'eau (NWQMS, 1999) pour y intégrer une démarche fondée sur les risques qui tient compte de la variabilité et de la complexité des systèmes aquatiques. Les recommandations qui en découlent établissent des valeurs seuils par défaut.

4.2 Définition des critères

4.2.1 Justification pour adopter une nouvelle démarche

Des autorités internationales, nationales et provinciales ou d'État se sont attaquées de diverses manières à l'enrichissement des milieux aquatiques en éléments nutritifs. Il est difficile de fixer des recommandations relatives aux éléments nutritifs, étant donné la

nature subjective de ce qui constitue une dégradation (p. ex. les algues vertes filamenteuses ont une apparence qui les rend moins souhaitables que les diatomées de couleur brune, même si la biomasse de ces deux types d'algue est comparable). De plus, on observe d'importants écarts dans les concentrations de chlorophylle benthique, écarts qui ne dépendent pas de la teneur en éléments nutritifs. Dans de nombreux pays, surtout ceux de la CEE, on a adopté des pratiques de gestion visant à réduire l'apport de phosphore dans les écosystèmes aquatiques, et on a fixé des buts en matière de réduction du phosphore au moyen de la « meilleure technologie disponible » au lieu de formuler des recommandations relatives au phosphore. On a ainsi réussi à réduire considérablement l'apport en éléments nutritifs, notamment en phosphore (p. ex. Crouzet *et al.*, 1999).

En fondant les critères sur les meilleures données scientifiques disponibles, on réduit au minimum les possibilités de conflit entre les teneurs en phosphore désirables et la nuisance esthétique, et on maximise les avantages de la gestion des éléments nutritifs. Puisqu'il y a une certaine subjectivité dans l'établissement de critères relatifs au phosphore et les changements désirables pour un environnement aquatique, il faut formuler des recommandations qui soient défendables sur le plan scientifique et qui puissent s'incorporer aux pratiques de gestion. Il faut aussi définir ou établir des conditions de base qui serviront de points de référence pour définir les critères à atteindre.

Après examen des démarches adoptées par d'autres administrations pour formuler des recommandations relatives au phosphore, on propose une démarche axée sur un cadre. Cette démarche tient compte des effets non toxiques associés à la charge de phosphore et peut être intégrée aux stratégies de gestion.

4.2.2 Cadre d'orientation canadien pour la gestion du phosphore

Étant donné qu'il y a une part de subjectivité dans la définition des effets néfastes causés par le phosphore et que le phosphore n'est pas directement toxique, on propose une démarche axée sur un cadre (Figure 4.1). Le cadre, qui contient des éléments tirés du modèle australien, constitue une approche par paliers dans laquelle les plans d'eau sont désignés pour une nouvelle évaluation par comparaison de leur état trophique à des intervalles prédéfinis d'intervention. Les intervalles d'intervention se fondent sur une gamme de concentrations du phosphore dans l'eau qui définissent l'état trophique de référence pour le plan d'eau. On classe ainsi les plans d'eaux aux caractéristiques semblables dans la même catégorie, peu importe si ces caractéristiques leur appartiennent naturellement ou découlent de l'influence de l'homme. Comme l'état de référence du plan d'eau en question est défini au début de l'application du cadre d'orientation, le problème est facilement surmonté; les états prédéfinis, qu'ils soient déterminés par l'analyse rétrospective ou au moyen des meilleures données disponibles, sont toujours utilisés pour établir l'intervalle d'intervention; ainsi, les effets de l'activité humaine sont annulés.

La concentration réelle de phosphore dans l'écosystème à l'étude est comparée à l'intervalle d'intervention prédéfini. Les classifications fondées sur un seul facteur ou sur un ensemble de facteurs autocorrélés comportent des limites importantes (Moss *et al.*,

1997). Une telle démarche serait aggravée par la grande complexité des écosystèmes, qui ne sont pas régis par un seul facteur physique prédominant. Il serait donc préférable de créer un modèle fondé sur une gamme de variables, et qui serait ouvert afin qu'on puisse y ajouter des variables au besoin, au fur et à mesure que nos connaissances augmentent. Ainsi, si ces intervalles d'intervention sont dépassés, ou sont susceptibles de l'être, une nouvelle évaluation est exigée. Un certain nombre de méthodes, dont la définition d'un indice de la qualité de l'eau (IQE), les méthodes d'analyse multivariée et les modèles de prévision actuels peuvent être utilisés pour faire l'évaluation et définir des buts de gestion applicables au phosphore ou à d'autres paramètres indicateurs de l'enrichissement. Le processus est représenté dans un diagramme à la figure 4.1. Lorsque la valeur de la teneur en phosphore ou d'autres paramètres pertinents ne dépasse pas plus de 50 % la valeur de référence, et que la teneur en phosphore n'excède pas l'intervalle d'intervention, aucune autre mesure ne s'impose.

Les diverses méthodes d'évaluation et de définition de la teneur en phosphore ne sont pas mutuellement exclusives et on peut les utiliser en combinaison. On peut, par exemple, comparer des variables environnementales aux données de référence (déterminées par analyse rétrospective ou au moyen des meilleures données disponibles) et les exprimer sous forme de pourcentage de différence (Johnes *et al.*, 1994), les analyser directement au moyen d'une analyse multivariée (Reynoldson et Day, 1998) ou au moyen d'un ensemble d'indices (Kilgour *et al.*, 1998; OMOE, 1999a). Toutefois, les données exprimées en pourcentage pourraient être résumées en une valeur simple, comme le font Johnes *et al.* (1994) ou faire l'objet d'une analyse multivariée. On peut aussi adapter les modèles disponibles. Le présent cadre d'orientation est un modèle axé sur la rétroaction et comporte une surveillance continue. Lorsque cette évaluation indique que les concentrations de phosphore produiront vraisemblablement une modification non souhaitée de l'écosystème, il faut prendre une décision de gestion.

Les méthodes d'évaluation décrites dans le présent document doivent être utilisées en sachant que nombre d'entre elles ont été créées pour certains types d'eau régions qui se caractérisent par des conditions topographiques et géologiques particulières (p. ex. modèle LCM). Bien que nombre de ces méthodes puissent être adaptées à chaque situation, il faut prendre soin de retenir une méthode d'évaluation qui soit à la fois possible sur le plan technique et réaliste compte tenu des besoins. Il faut aussi tenir compte du type d'eaux, de même que des paramètres de qualité de l'eau qui serviront à évaluer l'enrichissement.

Vous trouverez les détails de chaque étape du cadre dans les chapitres suivants. Au départ, il est essentiel de définir les buts et objectifs de gestion (p. ex. améliorer, protéger ou restaurer) de l'écosystème aquatique. Ces buts et objectifs sont importants puisqu'ils guideront les responsables qui auront à prendre des décisions de gestion.

4.3 Utiliser le cadre d'orientation

4.3.1 Définir des buts et des objectifs pour l'écosystème

À la première étape, il est de prime importance de fixer des buts et des objectifs pour l'écosystème (p. ex. améliorer, protéger ou assainir). L'objectif peut-être fixé pour un écosystème aquatique en bonne santé, les buts étant le respect des utilisations humaines ainsi qu'un écosystème aquatique diversifié et fonctionnel. En se fixant comme but un écosystème aquatique diversifié, on exprime le souhait de prévenir la perte d'espèces. De même, la recherche d'un écosystème aquatique fonctionnel reconnaît que les écosystèmes assurent des fonctions qui ont une valeur intrinsèque et une valeur pour les utilisations et les désirs humains. Ces objectifs sont importants puisqu'ils guideront les responsables qui auront à prendre des décisions de gestion.

4.3.2 Définir les conditions de référence

Les variables physiques, chimiques et biologiques varient de façon inhérente à l'intérieur des types d'écosystèmes et entre ces derniers. Pour juger si un plan d'eau a subi une dégradation, il faut un point de comparaison. En utilisant des sites de référence régionaux, on obtient un moyen objectif de tracer les limites des conditions acceptables et inacceptables (Hughes, 1995). La méthode idéale pour définir les critères applicables au phosphore consiste à utiliser des sites de référence de grande qualité pour déterminer les teneurs cibles ou les seuils d'intervention. Cette approche fournit une norme qui s'applique au type et à l'emplacement de l'écosystème. Il peut être difficile de définir une condition « originelle », voire impossible dans les zones à forte population. Il existe d'autres méthodes pour de telles situations et elles sont exposées ici.

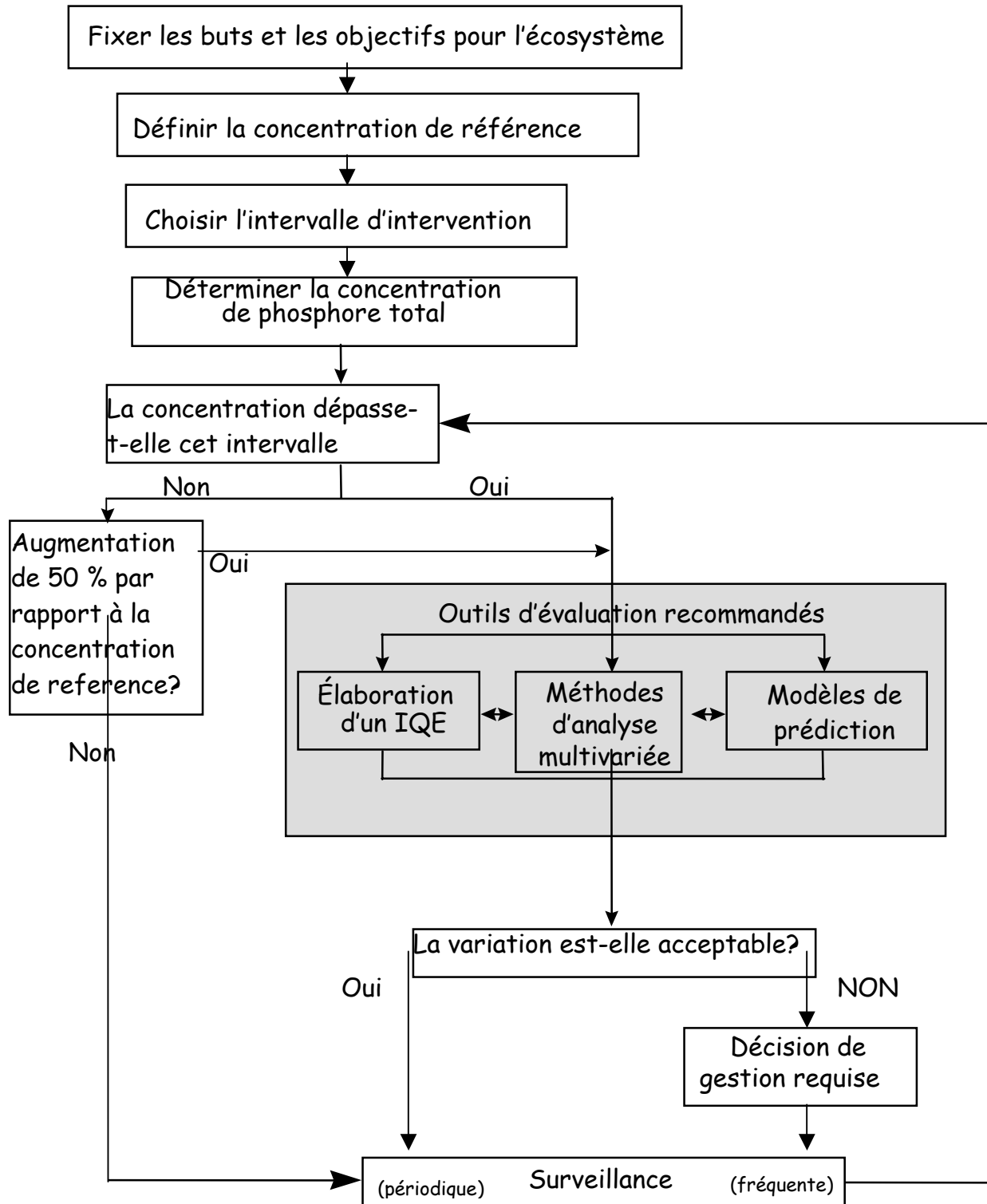


Figure 4.1 Cadre canadien d'orientation pour la gestion du phosphore dans les écosystèmes d'eau douce.

4.3.3 Écorégions

Les écorégions permettent de classer les eaux en fonction de paramètres autres que les éléments nutritifs; elles sont essentielles à notre compréhension des conditions de référence régionales. Il n'est pas pratique de définir la qualité de l'eau et de fixer des objectifs lac par lac ou rivière par rivière; il faut plutôt classer les plans d'eau en régions (ou zones) en fonction de paramètres tels que les caractéristiques topographiques, géologiques, climatiques, chimiques, etc. La topographie du bassin versant influe sur l'ampleur de l'érosion et sur l'exportation subséquente d'éléments nutritifs. L'érosion est aussi fortement tributaire du type de végétation et de l'utilisation des sols. On peut tenir compte des caractéristiques géologiques lorsqu'on définit un plan d'eau puisqu'elles ont un effet sur ses caractéristiques physiques et chimiques qui, elles, ont un effet sur ses caractéristiques biologiques.

Les écozones et les écorégions offrent un moyen de classer écologiquement des régions distinctes, chacune pouvant être considérée comme un biome distinct, regroupant des territoires de relief, de sols, de végétation, de climat, de faune, d'hydrographie, etc., semblables. Ces zones sont fondées sur des critères dont on juge qu'ils changent peu au fil du temps. Grâce aux écorégions, les effets de l'enrichissement en éléments nutritifs sont plus faciles à prévoir. On peut parvenir à différencier les contributions naturelles et anthropiques à l'enrichissement en éléments nutritifs, réduire la variabilité des intervalles d'intervention à l'intérieur d'une catégorie et entre les catégories et améliorer l'élaboration et l'évaluation des intervalles d'intervention.

Au Canada, 15 écozones ont été délimitées, largement en fonction d'unités écologiques généralisées caractérisées par des facteurs biotiques et abiotiques interdépendants. Ces 15 écozones sont illustrées à la figure 4.2.

Chambers *et al.* (2001) fournissent un aperçu de l'enrichissement dans les écozones canadiennes; par exemple :

- Les cinq écozones de la Colombie-Britannique (Maritime du Pacifique, Cordillère montagnarde, Cordillère boréale, Taïga des plaines et Plainnes boréales) ont été jugées en général comme ayant des eaux douces et marines d'excellente qualité en ce qui concerne les éléments nutritifs, bien que le fleuve Fraser montre des signes d'enrichissement en éléments nutritifs dans sa partie inférieure.
- Dans l'écozone des Prairies, située dans le sud de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba, la qualité des rivières alimentées par les montagnes est généralement bonne, sauf en aval des villes et dans les régions où l'on pratique l'agriculture intensive. Les rivières ayant leur source dans l'écozone des Prairies sont généralement eutrophes en raison d'effets naturels et agricoles. Les lacs de cette écozone, dans les régions d'agriculture intensive, ont tendance à afficher des concentrations d'azote et de phosphore souvent supérieures aux recommandations provinciales provisoires de qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique.

- Les rivières et les lacs des écozones du Bouclier boréal et des Plaines boréales (qui constituent environ 29 % de la superficie des eaux douces du Canada) ont en général des eaux de très bonne qualité. Dans la partie est du Bouclier boréal, les concentrations d'éléments nutritifs sont naturellement faibles, puisque le roc sous-jacent est composé de granit dans la plus grande partie de l'écozone et fournit donc peu d'éléments nutritifs aux sols et aux eaux. Les plans d'eau des Plaines boréales sont naturellement quelque peu plus riches en éléments nutritifs en raison des sols épais d'origine glaciaire.
- Dans les écozones des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, dans le sud de l'Ontario et du Québec, le ruissellement sur les terres cultivées et les eaux usées urbaines industrielles ont eu un effet considérable sur l'apport en azote et en phosphore dans les rivières et les lacs. Des études récentes sur la qualité des eaux menées dans le sud du Québec ont révélé que la teneur en PT dans la majorité des rivières des terres basses se situe à environ $30 \mu\text{g L}^{-1}$. En ce qui concerne les Grands Lacs, huit des 12 zones préoccupantes situées dans la partie canadienne du bassin des Grands Lacs ont subi une dégradation en raison de concentrations excessives d'éléments nutritifs ou de la croissance d'algues indésirables.
- Les écozones de l'Atlantique (qui couvrent la Nouvelle-Écosse, le Nouveau-Brunswick et l'Île-du-Prince-Édouard) ont connu des modifications intenses durant près de 400 ans de peuplement. Plusieurs grandes villes ont déchargé leurs eaux usées non traitées dans les eaux côtières pendant plus de 250 ans. Dans l'ensemble de la région, les eaux intérieures ont été touchées par des apports d'origine anthropique et affichent divers degrés d'eutrophisation. Dans la région atlantique, la nature complexe des environnements côtiers (p. ex. taux de renouvellement d'eau élevé et apport d'eau riche en azote provenant des profondeurs océaniques) rend difficile la tâche de quantifier les effets de l'apport en éléments nutritifs d'origine anthropique et d'élaborer des plans de gestion.

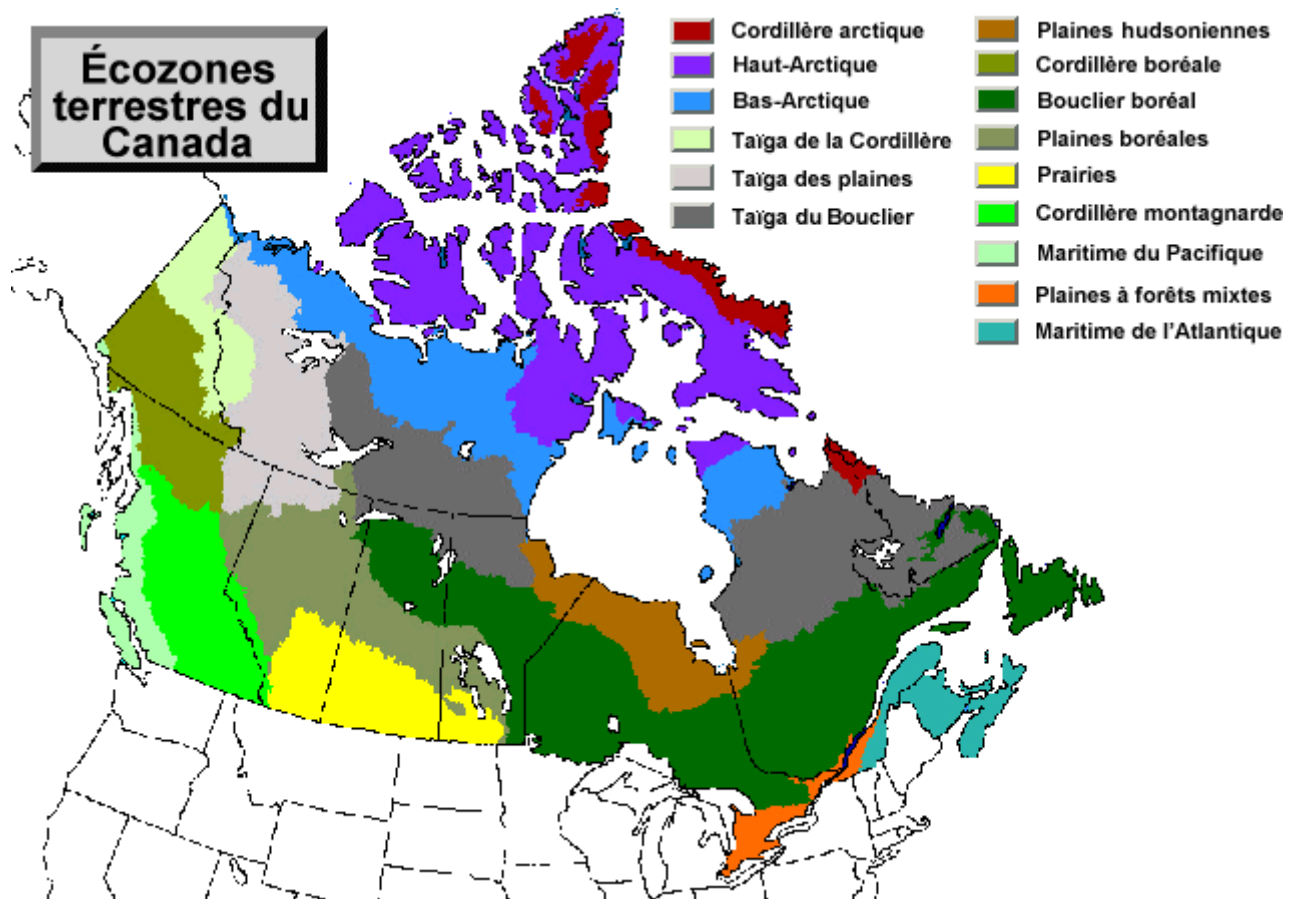


Figure 4.2 Carte des 15 écozones du Canada (source : site Web du gouvernement; <http://www.ccea.org/ecozones/fr/terr.html>).

4.3.4 Méthode pour établir les conditions de référence

Plusieurs méthodes sont disponibles pour établir un état de référence réaliste, y compris le recours aux données antérieures, l'estimation rétrospective et les méthodes reposant sur l'évaluation de plans d'eau semblables.

4.3.4.1 Données antérieures

Il existe des données concernant certains plans d'eau nord-américains qui remontent au début du siècle dernier. Si ces données sont disponibles, on pourrait les utiliser pour définir les conditions de référence. Par contre, les données historiques chiffrées font souvent défaut, et l'exactitude des premières données sur le PT peut être mise en doute, ce qui limite grandement l'utilisation des données historiques.

4.3.4.2 Analyse rétrospective

4.3.4.2.1 Paléolimnologie

On peut définir la concentration de phosphore de référence par analyse rétrospective au moyen de méthodes paléolimnologiques (Dixit *et al.*, 1999; Hall et Smol, 1999). Au cours de la dernière décennie, ces méthodes ont été appliquées de nombreuses façons pour étudier l'eutrophisation des lacs. En bref, cela implique l'étude des restes physiques, chimiques et biologiques qu'on trouve dans les sédiments aquatiques. Les frustules siliceuses des algues diatomées (division *Bacillariophyta*) sont des bioindicateurs largement utilisés dans l'étude des questions touchant les éléments nutritifs parce qu'elles sont abondantes et présentes dans des environnements variés (p. ex. lacs, rivières, milieux humides, estuaires), elles ont des optimums écologiques et des tolérances aux éléments nutritifs (P, N et Si) précis et leurs restes siliceux sont bien conservés dans les sédiments (Dixit *et al.*, 1992).

On a fait des progrès marqués au cours des 10 dernières années dans l'utilisation d'assemblages de diatomées sédimentées pour déduire les tendances d'eutrophisation, surtout grâce à des percées dans la méthodologie et les techniques statistiques (Hall *et al.*, 1997, 1999). À l'aide de la méthode de régression et d'étalonnage à moyenne pondérée (Line *et al.*, 1994), on a élaboré des modèles d'inférence fondés sur les diatomées pour évaluer les teneurs en phosphore passées dans de nombreuses régions de l'Amérique du Nord, y compris l'ouest et l'est du Canada (p. ex. Reavie *et al.*, 1995; Hall et Smol, 1996), de même que le nord-est et le Midwest des États-Unis (Fritz *et al.*, 1993; Dixit *et al.*, 1999). Ces modèles d'inférence ont été appliqués avec succès pour établir les conditions de référence ou l'état antérieur à l'impact, d'habitats situés en eaux profondes et près des rivages, de même que le moment, le taux, l'étendue et les causes probables de leur eutrophisation (p. ex. Hall *et al.*, 1997; Dixit *et al.*, 2000; 2001). Cette méthode a aussi aidé à relever les lacs naturellement productifs de la Colombie-Britannique (Reavie *et al.*, 1995) et de la Saskatchewan (Hall *et al.*, 1999), et ces données ont des retombées importantes pour la gestion, puisque les travaux d'atténuation ne suffiront probablement pas à redonner à ces lacs leur état oligotrophe.

Dans le nord-est des États-Unis, l'Environmental Monitoring and Assessment Program (programme de surveillance et d'évaluation environnementales – EMAP) constitue un exemple clair de la façon dont cette méthode peut être utilisée pour évaluer les changements dans la teneur en phosphore à l'échelle régionale ou lac par lac (Dixit *et al.*, 1999). Dans cette étude, on a évalué les changements dans la concentration de phosphore de 159 lacs naturels et de 79 réservoirs et, comme ces sites ont été choisis de manière aléatoire, les données ont été extrapolées pour une population cible de 4 638 lacs et 4 906 réservoirs. Les données sur cette population montrent clairement que les activités anthropiques ont eu des répercussions considérables sur la qualité de l'eau dans le nord-est des États-Unis. Une petite population de lacs de la région est naturellement productive, et la concentration de phosphore a augmenté dans des lacs et réservoirs qui affichaient déjà des concentrations élevées de phosphore. En outre, l'étendue des activités humaines varie beaucoup entre les écorégions des Adirondacks,

des hautes terres de la Nouvelle-Angleterre et des basses terres et plateau côtiers, et l'eutrophisation touche surtout l'écorégion des basses terres et plateau côtiers.

4.3.4.2.2 Modèles de bilan massique

On utilise de plus en plus les modèles empiriques ou les modèles de bilan massique des éléments nutritifs pour quantifier la réaction des plans d'eau aux changements d'utilisation des sols et pour créer des outils pour la planification de l'aménagement des rivages. Le modèle LCM (simulation de la capacité des rivages), par exemple, est appliqué en Ontario depuis plus de 20 ans (Dillon *et al.*, 1986). Au départ, le modèle a été conçu pour modéliser les conditions trophiques passées, présentes et futures (p. ex. phosphore, chlorophylle-*a*, profondeur de visibilité du disque de Secchi et oxygène) afin que l'on puisse améliorer les objectifs de qualité des eaux. Le modèle a été adopté par les gestionnaires de ressources dans les bureaux régionaux du ministère de l'Environnement de l'Ontario (OMOE), par d'autres organismes gouvernementaux au Canada et aux États-Unis, de même que par les chercheurs et les consultants (OMOE, 1997).

Le modèle LCM se compose d'un ensemble de sous-modèles liés qui utilisent diverses caractéristiques des bassins versants pour évaluer la charge de phosphore, laquelle est combinée avec les caractéristiques du lac (morphologie, hydrologie) pour composer un modèle de bilan massique. Grâce à l'outil de modélisation, l'utilisateur peut évaluer la contribution des scénarios d'aménagement des rives (p. ex. nombre de chalets, superficie des terres agricoles dans le bassin versant) à l'état trophique, y compris déterminer la qualité de référence des eaux, évaluer les effets éventuels des projets d'aménagement sur la qualité des eaux, y compris les effets sur l'habitat du touladi, et enfin, établir une concentration seuil de phosphore acceptable et évaluer quelle ampleur les aménagements peuvent prendre sans nuire à l'état trophique.

4.3.4.3 Utilisation de sites à l'état originel

Une autre méthode pour définir les conditions de référence consiste à déterminer un ensemble de plans d'eau qui n'ont pas été atteints par les activités humaines, et à s'en servir pour établir les conditions de référence. Il existe cependant peu de sites toujours à l'état originel et il peut être difficile, voire impossible dans certaines régions du Canada, d'en trouver qui conviennent.

Reynoldson et ses collègues (Reynoldson *et al.*, 1995 et 1997; Reynoldson et Day, 1998) ont créé une base de données pour définir une série de conditions de référence pour les Grands Lacs. Dans la méthode des conditions de référence, on établit la « condition idéale disponible » en sélectionnant des sites relativement intacts dont les paramètres chimiques, physiques et biologiques sont similaires et on les groupe dans une catégorie correspondant à un état de référence (p. ex. teneur moyenne en phosphore) et à laquelle on peut comparer les sites évalués. Cette méthode a été largement utilisée partout dans le monde parce qu'elle fournit un point de repère réaliste pour les comparaisons.

4.3.4.4 Méthode du 25^e centile

L'EPA (2000a) décrit deux méthodes pour définir les conditions de référence régionales des lacs et des réservoirs. Dans les deux méthodes, il s'agit de sélectionner une valeur de référence optimale tirée d'un ensemble de données portant sur des lacs ou des rivières appartenant à une catégorie physique donnée. L'EPA utilise au moins quatre variables : PT, NT, chlorophylle-a et profondeur de visibilité du disque de Secchi . Les autres indicateurs utilisés comprennent l'oxygène dissous et la croissance ou la spéciation des macrophytes; ces derniers sont des indicateurs jugés importants, mais les quatre premiers sont essentiels. En raison des conditions géographiques et climatiques variées, un ensemble de lacs peut afficher toute une gamme de conditions relatives aux éléments nutritifs. C'est pourquoi l'EPA juge qu'il n'est pas approprié de définir un seul critère relatif aux éléments nutritifs qui serait applicable aux lacs et réservoirs de tout le pays. On a plutôt jugé bon de définir ces critères à l'échelle des États, des régions, ou encore, des plans d'eau; cette subdivision s'applique aussi aux rivières et aux cours d'eau (EPA, 2000b).

Les sites peuvent être divisés en groupes comparables en fonction de leurs caractéristiques physiques, à l'intérieur d'une région géographique avoisinante. Dans chacun des groupes (ou écorégion), les sites qui ont subi le moins d'aménagement du terrain ou d'autre impact anthropique peuvent être retenus comme sites de référence pour mesurer, dans chacune des écorégions, les teneurs relativement peu perturbées en éléments nutritifs. Cette information peut ensuite servir de point de référence pour faire des comparaisons avec d'autres sites de même nature.

L'EPA recommande deux méthodes pour l'établissement d'un état de référence. La première consiste à sélectionner un certain centile de la distribution des variables mesurées (p. ex. PT, NT, chlorophylle-a et profondeur de visibilité du disque de Secchi) dans des lacs de référence connus (p. ex. lacs de qualité supérieure ou ayant subi le moins d'impacts parmi les lacs de même taille de la région). Puisque ces lacs de référence sont déjà considérés comme ayant un état presque idéal, l'EPA recommande de choisir le 25^e centile supérieur de la concentration de phosphore (correspondant aux lacs de qualité inférieure) comme état de référence (Figure 4.3).

La deuxième méthode consiste à sélectionner un centile pour tous les lacs d'une catégorie ou à partir d'un échantillon aléatoire des lacs d'une catégorie. On peut ainsi sélectionner le 25^e centile inférieur (correspondant aux lacs de meilleure qualité) parce qu'on s'attend à ce que l'échantillon contienne quelques lacs dégradés si on travaille sur une population entière ou sur une sélection réellement aléatoire (Figure 4.3). Cette méthode est surtout utile dans les régions à forte utilisation humaine où on trouve très peu de plans d'eau de référence à l'état vraiment naturel. L'EPA a décrit des méthodes comparables pour déterminer l'état de référence des rivières et cours d'eau avant de définir les critères relatifs aux éléments nutritifs (EPA, 2000b). Il faut souligner que le choix du 25^e centile inférieur ou supérieur est fondé sur la recommandation générale de l'EPA voulant que la distribution réelle des observations et la connaissance de la qualité intrinsèque de l'eau à l'échelle régionale servent aussi à déterminer le choix de la concentration seuil (EPA, 2000a). Par exemple (Figure 4.3), le 25^e centile supérieur donne une référence de 30 µg L⁻¹, et le 25^e centile inférieur donne une valeur de

35 $\mu\text{g L}^{-1}$. Étant donné le faible écart entre les deux distributions, l'EPA suggère de choisir l'une ou l'autre des deux concentrations, ou une concentration intermédiaire de 33 $\mu\text{g L}^{-1}$ de PT comme état de référence, et elle recommande aux États et aux nations autochtones d'appliquer les deux méthodes et de sélectionner la valeur qui assure la plus grande protection.

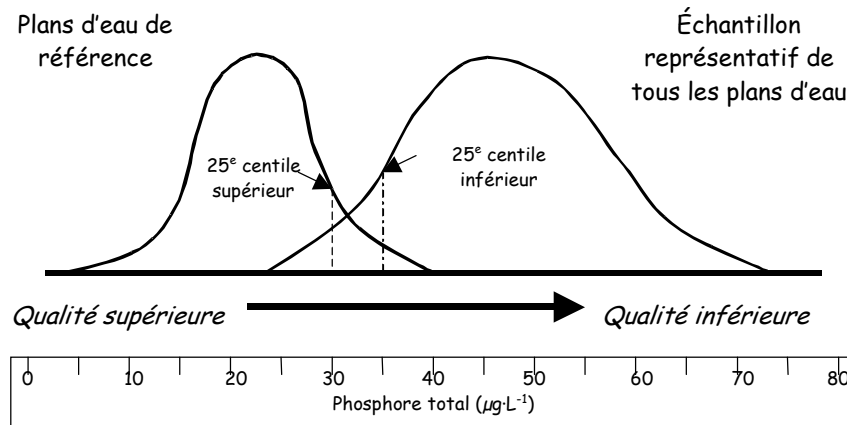


Figure 4.3 Méthodes proposées par l'EPA pour établir une teneur en phosphore de référence (source : EPA, 2000a).

4.3.4.5 Évaluation générale des méthodes servant à établir l'état de référence

La meilleure méthode pour définir des valeurs de référence au Canada est celle qui permet de définir un état de référence idéal. Si on ne dispose pas de données pour le plan d'eau à l'étude, il est suggéré d'utiliser la méthode de l'EPA ou l'analyse rétrospective. Il faut recueillir des données sur des plans d'eau dans toute la région ou l'écozone, et utiliser ceux qui se situent dans le 25^e centile supérieur des sites de référence ou ceux qui se situent dans le 25^e centile inférieur de l'ensemble des sites, pour définir l'état de référence. Avant de définir l'état de référence, il faut comparer entre eux les sites de référence de l'écozone. Si on observe des différences nettes entre les valeurs de référence (au moyen, par exemple, d'une analyse typologique), il faut subdiviser l'écozone en conséquence.

4.3.5 Sélection des intervalles d'intervention

4.3.5.1 Définir l'état trophique

Le phosphore est une variable importante pour le classement des états trophiques puisqu'il s'agit de l'élément nutritif le plus à même de limiter la production primaire aquatique en eau douce. On connaît bien la corrélation entre concentration d'éléments nutritifs totaux et biomasse algale en suspension dans les lacs et les réservoirs (Dillon et Rigler, 1974; Jones et Bachmann, 1976; Carlson, 1977). Par contre, il est difficile de d'établir des relations prédictives entre éléments nutritifs et quantité d'algues dans les

eaux à courant rapide parce qu'une grande proportion des éléments nutritifs disponibles demeure dans la colonne d'eau et que la plus grande partie de la chlorophylle-*a* se trouve dans le benthos (Moss, 1998), sans compter les effets confusionnels de variables telles que la turbidité et le régime d'écoulement.

4.3.5.1.1 Établir l'état trophique des lacs et des réservoirs

Par état trophique, on entend la disponibilité des éléments nutritifs limitant la croissance (Smith *et al.*, 1999). Les catégories trophiques sont utilisées depuis fort longtemps pour classer les lacs, et le recours à des catégories telles que oligotrophe, mésotrophe, eutrophe et leurs subdivisions (Tableau 4.1) a été largement adopté (Vollenweider et Kerekes, 1982; Moss *et al.*, 1997; Dodds *et al.*, 1998; Smith *et al.*, 1999; Wetzel, 2001). Des modèles réalisés par Vollenweider (1968) et Dillon et Rigler (1974) établissent une relation entre la charge ou la concentration de phosphore et la biomasse algale. Les limites entre ces catégories trophiques telles que définies par des scientifiques sont comparables (Tableau 4.1), mais non universelles (p. ex. Forsberg et Ryding, 1980; Porcella *et al.*, 1980; Vollenweider et Kerekes, 1982).

Tableau 4.1 Catégories trophiques des lacs, concentrations de phosphore et de chlorophylle et transparence (profondeur de visibilité du disque de Secchi) (sources : Wetzel, 2001; Vollenweider et Kerekes, 1982).

État trophique	Phosphore total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)		Chlorophylle- <i>a</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)		Profondeur Secchi (m)	
	Wetzel (2001)	Vollenweider et Kerekes (1982)	Vollenweider et Kerekes (1982)		Vollenweider et Kerekes (1982)	
			Moyenne	Max.	Moyenne	Max.
Ultra-oligotrophe	< 5	< 4	< 1	< 2,5	> 12	> 6
Oligo-mésotrophe	5-10	4-10	< 2,5	< 8	> 6	> 3
Méso-eutrophe	10-30	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrophe	30-100	35-100	8-25	27-75	3-1,5	1,5-0,7
Hypereutrophe	> 100	> 100	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

4.3.5.1.2 État trophique des eaux courantes

Traditionnellement, on a décrit les écosystèmes d'eau courante en fonction de leurs sources de carbone (Dodds, 1997) et de leur position dans le bassin hydrographique (Vannote *et al.*, 1980). Le classement des écosystèmes au moyen d'un indice de l'état trophique est une pratique courante en sciences aquatiques; le barème de classification décrit ci-dessus s'applique aux lacs et réservoirs et a donc surtout servi pour ce type de plans d'eau. Il arrive qu'on attribue la catégorie eutrophe ou oligotrophe à un cours d'eau, en se fondant sur ce barème (Hornberg *et al.*, 1977; Kelly et Whitton, 1995). Le barème de classement général des lacs d'après leur état trophique a récemment été étendu aux rivières et cours d'eau (Tableau 4.2, Dodds *et al.*, 1998). L'enrichissement

des cours d'eau mène souvent à une augmentation de la biomasse algale (Dodds *et al.*, 1997) et, par conséquent, un barème de classement d'après l'état trophique qui se fonde à la fois sur les éléments nutritifs et sur la biomasse algale est utile. Cependant, il faut souligner que la corrélation entre PT et chlorophylle est beaucoup plus faible dans le cas des rivières que dans le cas des lacs (Wetzel, 2001).

Tableau 4.2 Classement trophique des cours d'eau et concentrations correspondantes en phosphore et en chlorophylle (source : Dodds *et al.*, 1998).

État trophique	Phosphore total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Chlorophylle- <i>a</i> en suspension ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$)	Chlorophylle- <i>a</i> benthique (mg m^{-2})
Oligotrophe	< 25	< 10	< 20
Mésotrophe	25-75	10-30	20-70
Eutrophe	> 75	> 30	> 70

4.3.5.2 Sélection d'un intervalle d'intervention

L'Australie, la Nouvelle-Zélande (NWQMS 1999) et l'EPA (EPA, 2000) prennent en considération le classement de l'écosystème quand elles établissent leurs lignes directrices relatives aux éléments nutritifs. Dans le cadre canadien, les intervalles d'intervention sont fondés sur le classement de l'état trophique des sites de référence. Il s'agit de caractérisations générales qui peuvent aussi utiliser un classement fondé sur les écorégions. On recommande la modélisation à l'échelle locales.

Un intervalle d'intervention est un intervalle de teneurs acceptables en phosphore; si la limite supérieure est dépassée, il y a risque de problème environnemental et, par conséquent, il faut intervenir. Les variables physiques, chimiques et biologiques (salinité, pH, éléments nutritifs) varient de façon inhérente à l'intérieur des types d'écosystèmes et entre ces derniers, et la méthode idéale pour définir les intervalles d'intervention consiste à utiliser des sites de référence semblables, de grande qualité (définis dans le chapitre précédent), pour déterminer les teneurs naturelles. Ces intervalles sont ensuite classés en fonction de l'état trophique (Vollenweider et Kerekes, 1982; Dodds *et al.*, 1998) du lac ou de la rivière de référence (Tableau 4.3). Cela procure un intervalle d'intervention qui convient au type d'écosystème et à son emplacement. Grâce à ces limites de phosphore, les gestionnaires peuvent savoir où se situent leurs plans d'eau et définir un intervalle d'intervention pour chacun d'eux.

La majorité des lacs canadiens appartiennent à la catégorie méso-eutrophe définie par l'OCDE (Vollenweider et Kerekes, 1982); il s'agit d'un large intervalle ($10\text{--}35 \mu\text{g L}^{-1}$ PT) et on peut y observer de grands changements dans la composition et la biomasse des macrophytes et de la communauté du périphyton. Lorsqu'on définit un intervalle

d'intervention (Tableau 4.3), on peut subdiviser cette catégorie en « mésotrophe » (10–20 $\mu\text{g L}^{-1}$ PT) et « méso-eutrophe » (20–35 $\mu\text{g L}^{-1}$ PT) pour assurer une protection contre de tels changements dans la communauté aquatique.

Tableau 4.3 Intervalles d'intervention fondés sur le classement des lacs (Vollenweider et Kerekes, 1982) et des rivières (Dodds *et al.*, 1998) selon leur état trophique.

État trophique	Intervalles d'intervention applicables au phosphore total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	
	Lacs	Cours d'eau
Ultra-oligotrophe	< 4	-
Oligotrophe	4-10	< 25
Mésotrophe	10-20	25-75
Méso-eutrophe	20-35	-
Eutrophe	35-100	> 75
Hypereutrophe	> 100	-

Le tableau 4.3 décrit ces intervalles d'intervention pour les lacs et les rivières de chaque état trophique. Les concentrations de phosphore varient de manière intrinsèque dans l'espace et dans le temps dans tous les systèmes aquatiques, et cette variation naturelle est prise en compte dans les intervalles définis pour chacune des valeurs d'intervention. Par exemple, dans les régions aux eaux ultra-oligotrophes ou oligotrophes contenant des concentrations de phosphore naturellement faibles (p. ex. bouclier précambrien), les écarts de variation sont plus petits (< 4 $\mu\text{g L}^{-1}$ ou 4-10 $\mu\text{g L}^{-1}$) que dans les plans d'eau eutrophes (35-100 $\mu\text{g L}^{-1}$), qui peuvent supporter de plus grandes augmentations de phosphore avant que des effets observables ne surviennent. En général, les rivières peuvent supporter des charges de phosphore plus importantes que les lacs sans qu'on observe de changements dans la composition et la biomasse de la communauté (Smith *et al.*, 1999), puisque le phosphore est souvent évacué du milieu avant d'être utilisé. McGarrigle (1993) concluait, grâce à des travaux menés sur des rivières d'Irlande, que si on maintenait la concentration annuelle moyenne de POD sous les 47 $\mu\text{g L}^{-1}$, on éviterait la croissance nocive du périphyton et on préserverait une qualité des eaux propice à la pêche aux salmonidés. En se fondant sur une étude comparative de divers cours d'eau, menée par Dodds et ses collègues (1997), on a suggéré qu'une teneur en PT inférieure à 30 $\mu\text{g L}^{-1}$ était nécessaire pour garder la biomasse algale benthique sous la teneur nocive de 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ de chlorophylle-a. En dernier ressort, toutefois, c'est le milieu récepteur qui est l'élément le plus sensible aux changements dans la charge de phosphore et c'est lui qui devrait dicter la concentration de phosphore acceptable. On recommande d'appliquer aux rivières les intervalles d'intervention définis pour les lacs, surtout dans le cas des rivières qui se jettent dans un lac. Dans la même veine, dans le cas des rivières qui se jettent dans des baies

côtières ou des estuaires, il faut tenir compte des objectifs fixés pour ces environnements côtiers et non seulement de la rivière elle-même. Dans les environnements marins, c'est l'azote qui est normalement l'élément nutritif limitant, et si on limite l'apport en azote lorsqu'il y a hausse des charges de phosphore, on modifiera le ratio des éléments nutritifs, ce qui pourrait entraîner des changements dans la communauté biologique. Dans une telle situation, il faudra limiter à la fois l'apport de phosphore et l'apport d'azote afin de maintenir un rapport N:P acceptable. Les intervalles applicables aux rivières qui figurent au tableau 4.2 ont été adoptés par l'EPA (EPA, 2000b). Lorsqu'on définit les teneurs en phosphore acceptables, on compare la valeur pour le plan d'eau en question à l'intervalle d'intervention correspondant à la valeur de référence définie.

Il faut préciser ici que le CCME a donné son aval à une politique « zéro dégradation » et que ces valeurs seuils ne constituent pas des « niveaux autorisés de pollution » et ne doivent pas être considérées comme tels.

4.3.5.3 Détermination de la concentration actuelle de phosphore

L'orthophosphate (PO_4^{3-}) est la forme biologiquement active du phosphore, mais le taux de renouvellement du PO_4^{3-} dans les systèmes pauvres en phosphore est extrêmement rapide, ce qui en rend la mesure difficile. Le filtrage de l'échantillon d'eau avant son analyse pour en connaître la teneur en PO_4^{3-} peut mener à une surestimation du phosphore biodisponible (Fisher et Lean, 1992). Les méthodes conventionnelles qui servent à mesurer le PO_4^{3-} mènent généralement à une surestimation de la concentration de phosphate (Hudson *et al.*, 2000). En raison de ces limites, on juge que le PT est une mesure significative du phosphore dans les eaux de surface (Wetzel, 2001). L'intervalle d'intervention approprié à un site est sélectionné parmi ceux du tableau 4.3, en fonction des concentrations de PT de référence établies au moyen des données historiques ou du 25^e centile.

Les variations de débit saisonnières et annuelles influent sur les éléments nutritifs, à savoir s'ils sont stockés ou exportés. Il est important de retenir une valeur représentative de la teneur en phosphore. Le PT peut être exprimé sous forme de mesure unique prise au moment du renversement printanier des eaux, ou sous forme de moyenne de plusieurs observations faites au cours d'une saison; on peut l'évaluer pour une zone précise d'un lac (p. ex. zone photique), ou pour l'ensemble d'un lac (Clark et Hutchinson, 1992).

Deux des façons d'exprimer la variable PT les plus courantes sont la moyenne en période libre de glace et la concentration au moment du renversement printanier. L'estimation pour la période libre de glace correspond à la moyenne de plusieurs échantillons prélevés pendant la saison où le plan d'eau est libre de glace; il s'agit de la méthode d'échantillonnage que nous préconisons. Ces estimations, qui englobent une période de stratification du lac, requièrent des échantillons pondérés en fonction du volume prélevés pendant la stratification pour qu'on puisse calculer des moyennes qui s'appliquent à tout le lac. Les échantillons prélevés uniquement à la surface pendant la stratification ne devraient pas être inclus dans ces estimations du PT puisqu'ils excluent

les concentrations élevées de PT de l'hypolimnion. Si ces données ne sont pas disponibles, les valeurs enregistrées immédiatement après la fonte des glaces peuvent être prises en considération et servir de valeurs de remplacement prudentes; au moment de la fonte des glaces, le phosphore disponible atteint sa teneur la plus élevée. Les estimations faites au moment du renversement printanier sont généralement fondées sur les résultats provenant d'un seul échantillon. Les mesures à la période libre de glace et celle du renversement printanier peuvent différer en raison de la remise en suspension du phosphore sédimentaire au moment du renversement printanier dans les lacs peu profonds, de la contribution du PT accumulé sous la glace dans le cas des mesures prises au printemps, et de la perte de phosphore au profit des sédiments par le dépôt de cellules algales pendant la stratification.

Il existe toutefois des équations (annexe A) pour convertir d'une méthode d'échantillonnage à l'autre la teneur en PT. Dans les lacs de l'Arctique, où la couverture de glace peut durer jusqu'à huit mois et qui sont généralement pauvres en phosphore naturel, on recommande la méthode plus conservatrice qui consiste à prélever les échantillons immédiatement après la fonte des glaces.

Le calcul des charges annuelles peut ne pas convenir là où l'apport varie avec les saisons. L'hypothèse qui veut que les charges d'éléments nutritifs se mélangent complètement et instantanément peut aussi être inappropriée dans le cas des lacs dont les caractéristiques limnologiques affichent des différences spatiales marquées en raison de leur configuration morphologique et hydrologique (Kennedy *et al.*, 1986). Dans ces cas, il faut relever les zones les plus fragiles, les zones préoccupantes (p. ex. embouchure des rivières, sources ponctuelles, zones littorales) et mesurer la concentration en phosphore à ces endroits.

Parce qu'il peut y avoir une forte corrélation entre la concentration de phosphore dans les eaux et la charge sédimentaire, qui peut varier grandement dans le temps, les échantillons ponctuels prélevés dans le cadre de programmes de surveillance ne fournissent pas nécessairement une concentration représentative du phosphore dans les eaux des lacs et des rivières. Compte tenu de la variabilité de la teneur en PT, il importe de prélever un nombre suffisant d'échantillons si on veut connaître la concentration exacte de PT dans un écosystème. Les équations données à l'annexe B (Green, 1979) servent à calculer le nombre idéal d'échantillons à prélever, et Clark et Hutchinson (1992) ont décrit clairement le protocole d'échantillonnage à respecter.

4.3.5.4 Comparaison des concentrations actuelles avec les intervalles d'intervention

La limite supérieure de l'intervalle d'intervention représente la concentration acceptable maximale du phosphore dans chacune des catégories trophiques. Si cette limite est dépassée ou si elle est susceptible de l'être, il y a risque qu'un effet néfaste se produise ou se soit déjà produit. À cette étape, il faut prendre en considération des renseignements supplémentaires sur les facteurs locaux du milieu. Une nouvelle évaluation est donc recommandée. Elle pourrait aboutir à des conseils pour remédier à

la dégradation du plan d'eau. Si l'intervalle d'intervention n'est pas dépassé, le risque d'incidence est jugé faible.

4.3.5.5 Comparaison de la concentration actuelle avec l'état de référence

En raison de la nature générale des seuils d'intervention et de la taille de certains des intervalles définis du phosphore, on prend une deuxième précaution pour prévenir les effets possibles du phosphore. Au cas où la valeur d'intervention n'aurait pas été dépassée, la question qui se pose concerne le degré d'augmentation des concentrations de phosphore par rapport à la concentration de base. Une augmentation de la concentration de phosphore allant jusqu'à 50 % par rapport à l'état de référence est considérée comme acceptable par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (OMOE, 1997); au-delà de cette limite, on a observé une détérioration visible de la qualité de l'eau causée par un excès de phosphore dans les lacs du bouclier précambrien. Clark et Hutchinson (1992) ont constaté qu'une augmentation de 50 % dans les lacs dont la concentration de référence en phosphore est élevée (jusqu'à $12 \mu\text{g L}^{-1}$) pourrait ne pas suffire à assurer une protection contre une baisse de l'oxygène dissous. La diminution de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion est une mesure très importante du stress environnemental que subissent les lacs, tant à cause de la relation entre concentration en oxygène et stress biologique que parce que de nombreuses réactions d'oxydo-réduction dépendent de la quantité d'oxygène dans les habitats aquatiques. Cependant, faute de données empiriques permettant de recommander une solution de rechange, la limite d'accroissement de 50 % est estimée préférable à l'absence de limite. Les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* fixent la concentration minimale acceptable d'oxygène dissous à 6 et à $5,5 \text{ mg L}^{-1}$ pour les premiers stades de vie et pour les stades subséquents, respectivement, dans les écosystèmes d'eaux chaudes, et à 9,5 et à $6,5 \text{ mg L}^{-1}$ pour les premiers stades de vie et pour les stades subséquents, respectivement, dans les écosystèmes des eaux froides (CCME, 1999). Molot *et al.* (1992) ont observé une dégradation de la communauté de poissons avec le déclin des concentrations d'oxygène dissous lorsque le PT épilimnique se situe à environ $15 \mu\text{g L}^{-1}$. Par conséquent, dans le cas des plans d'eau où l'on pratique la pêche, on conseille de procéder à d'autres évaluations si le PT dépasse les $12 \mu\text{g L}^{-1}$.

Dans les grands lacs, le critère d'une augmentation de 50 % devrait être appliqué aux données pour les zones les plus sensibles (p. ex. embouchure d'un cours d'eau, sources ponctuelles, zone littorale) plutôt qu'à une moyenne pour tout le lac. Afin de protéger les environnements récepteurs, la limite de 50 % d'augmentation s'applique aussi aux eaux courantes. Comme la limite de 50 % a été définie au départ pour protéger les lacs ontariens du bouclier précambrien, on juge qu'elle sera suffisante pour protéger aussi d'autres écosystèmes nordiques, comme les lacs du bouclier boréal et ceux de la région arctique. Si on n'observe pas d'augmentation de 50 % par rapport à la concentration de référence, on considère qu'il y a un faible risque d'effets nocifs et aucune autre action n'est requise. Si l'augmentation par rapport à la concentration de référence est supérieure à 50 %, on considère le risque d'effets observables comme élevé et on recommande une nouvelle évaluation.

5. ÉVALUATION RECOMMANDÉE

5.1 Introduction

5.1.1 Lacs

L'eutrophisation est la cause la plus fréquente de la dégradation de la qualité des eaux de surface (Molot *et al.*, 1992; Smith *et al.*, 1999). Pour gérer l'eutrophisation, surtout dans les lacs et les réservoirs, il faut normalement limiter l'apport en phosphore parce qu'il joue souvent le rôle d'élément nutritif limitant (Hession et Storm, 2000). Les méthodes de gestion traditionnelles, axées sur la réduction de l'apport en phosphore à partir d'un seul secteur, ou qui emploient des limites fondées sur la technologie, sont souvent inappropriées; il faut adopter des méthodes holistiques, axées sur les pratiques exemplaires pour assurer la durabilité des ressources aquatiques (EPA, 2000a). Étant donné la complexité des écosystèmes aquatiques, les activités de gestion visant à prévenir la dégradation de la qualité des eaux doivent viser l'ensemble du bassin versant. Pour comprendre les processus à l'œuvre dans les lacs et les cours d'eau qui touchent l'ensemble du bassin versant, les activités d'évaluation et de gestion doivent invariablement comprendre la surveillance (chimique et/ou biologique) et la modélisation mathématique. La surveillance est importante pour évaluer la qualité des eaux et relever les impacts. Les modèles mathématiques applicables à la qualité des eaux et à l'hydrologie servent à mieux comprendre les processus complexes qui se déroulent à l'échelle du bassin versant et à les étudier, à combler les lacunes dans les données de surveillance, à repérer les sources de pollution, à prévoir les réactions d'un écosystème au changement, et à évaluer différentes solutions en matière de gestion.

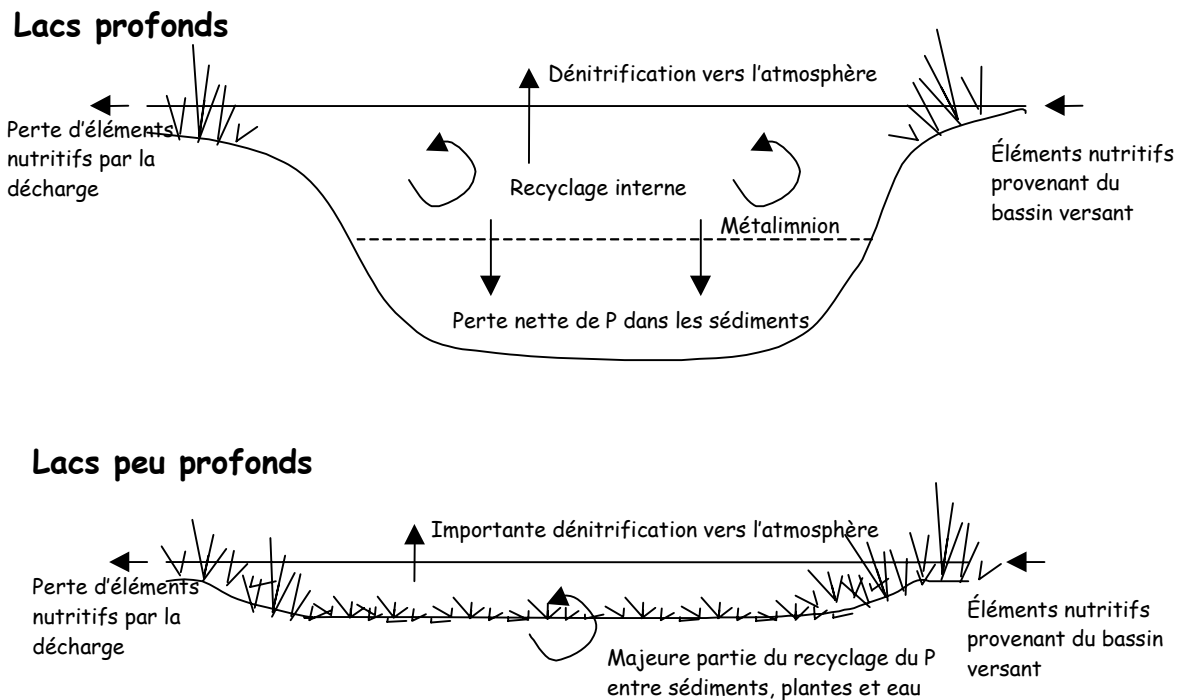


Figure 5.1 Cycle des éléments nutritifs dans les lacs profonds et peu profonds (source : Moss, 1998).

On se concentre souvent sur les grands lacs lorsqu'on s'attaque à des problèmes d'eutrophisation; toutefois, ils ne composent qu'une faible proportion des eaux douces dans le monde (Moss, 1998). On présume que les mécanismes importants pour le fonctionnement des écosystèmes des lacs profonds, dominés par le phytoplancton, doivent s'appliquer aussi directement aux lacs peu profonds. Le comportement des éléments nutritifs dans les lacs profonds peut être décrit au moyen de modèles simples, puisque la masse d'eau dans ce type de bassin est relativement uniforme (Moss, 1998). Dans les lacs peu profonds, toutefois, la lumière peut pénétrer et atteindre les sédiments du fond, ce qui favorise la domination des macrophytes (Figure 5.1). Des recherches écosystémiques menées sur des lacs peu profonds montrent à quel point ils diffèrent des lacs profonds (Moss, 1998; Havens *et al.*, 2001), et comment les mécanismes qui régissent le cycle des éléments nutritifs dans les eaux vives diffèrent de ceux qui sont à l'œuvre dans les eaux dormantes (Dodds *et al.*, 1998).

Dans les lacs peu profonds, la situation est assez différente de celle des lacs profonds parce que les sédiments du fond sont constamment remis en suspension et mis en contact avec les eaux (Golterman, 1982); on décrit souvent un tel système eau-sédiments en terme d'équilibre (Figure 5.2). Selon les conditions hydrologiques, la courbe illustrée à la figure 5.2 peut être plus ou moins prononcée. L'importance de la courbe repose dans le fait qu'elle décrit précisément la façon dont la concentration de

phosphore augmente lentement au cours des premiers stades de l'eutrophisation. À un certain point, la concentration peut dépasser un seuil et se mettre ensuite à augmenter rapidement (mais non de manière exponentielle).

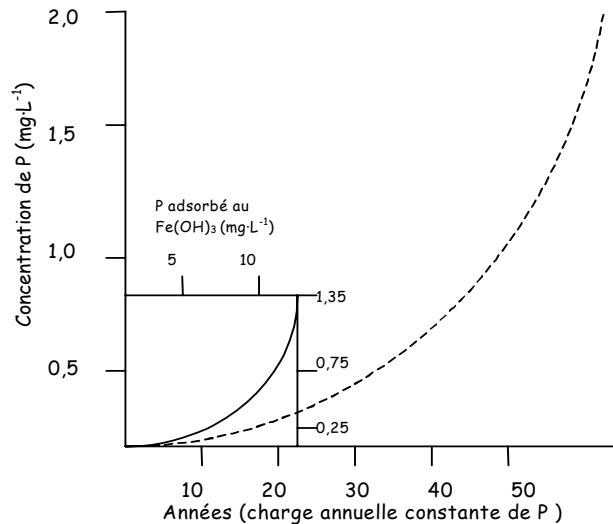


Figure 5.2 Courbe théorique (ligne pointillée) de la concentration de phosphore dans un système eau-sédiments et concentration de phosphore adsorbé au Fe(OH)₃ (ligne pleine). La concentration de phosphore figure sur les axes des ordonnées de gauche et du centre; l'axe des abscisses inférieur correspond aux années, la charge de phosphore étant constante année après année; l'axe des abscisses supérieure correspond au phosphore adsorbé au Fe(OH)₃ (adapté de Golterman, 1982).

Dans les lacs peu profonds, les facteurs qui jouent sur la qualité des eaux (PT, turbidité, chlorophylle-*a* et proliférations d'algues) peuvent avoir une relation complexe avec les apports externes d'éléments nutritifs et leur dynamique dans le lac. Dans les lacs eutrophes peu profonds, la dynamique des éléments nutritifs est souvent complexes, et des processus comme les échange entre les sédiments et l'eau jouent un rôle plus important que dans les lacs dimictiques profonds. Ce type de lac peut afficher un manque de stratification thermique stable à long terme, un brassage fréquent de la colonne d'eau entière accompagné de la remise en suspension des sédiments meubles, et enfin, un apport interne considérable d'éléments nutritifs dans la colonne d'eau en provenance des sédiments (Havens *et al.*, 2001).

5.1.2 Rivières

La quantité de phosphore et d'azote dans l'eau des rivières est grandement influencée par les apports anthropiques associés à la couverture terrestre, à l'utilisation des sols et aux sources ponctuelles (Castillo *et al.*, 2000). Les rivières exportent de grandes quantités d'éléments nutritifs dans les lacs et les eaux côtières, où l'on constate plus

clairement les effets nocifs de l'enrichissement en éléments nutritifs (EPA, 2000b). Une analyse portant sur 175 bassins versants de taille relativement imposante situés sur tout le territoire des États-Unis (Omernik *et al.*, 1981), soumis à diverses utilisations des sols et sans sources ponctuelles d'apports, a révélé une forte corrélation entre les concentrations de phosphore et d'azote et la proportion des terres utilisées pour l'agriculture. Le PT augmentait avec le débit des rivières pendant les fortes pluies (Figure 5.3). On a suggéré que la hausse de phosphore provenait du fond des rivières, des rives et des plaines inondables pendant les fortes pluies (Verhoff *et al.*, 1982). Les eaux de ruissellement provenant d'autres parties du bassin peuvent aussi contribuer à ces sources de PT.

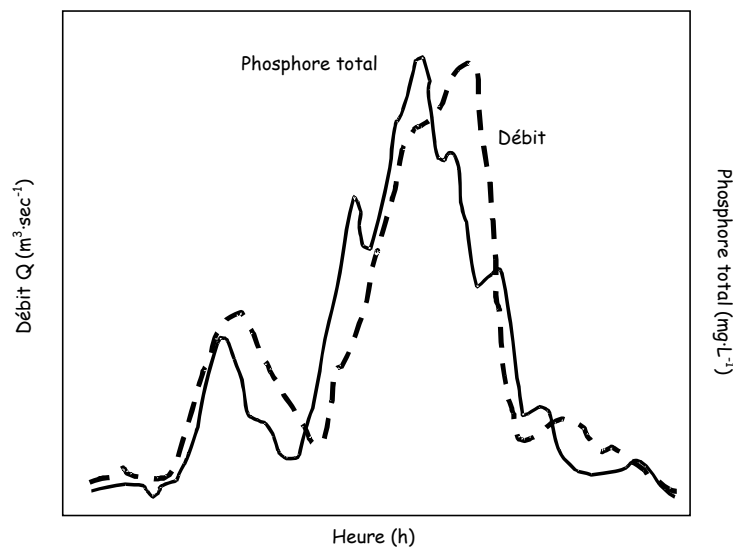


Figure 5.3 Courbes du débit et de la concentration de PT pendant une forte pluie (source : Verhoff *et al.*, 1982).

Un certain nombre de processus biologiques influent sur la capacité des écosystèmes d'eau courante à utiliser, conserver et recycler les éléments nutritifs particuliers et dissous. Les organismes autotrophes et les microbes sont les principaux responsables de l'extraction biologique des éléments nutritifs de l'eau. Lorsque leur biomasse est importante et active sur le plan métabolique, le taux d'extraction est élevé. Les macrophytes peuvent retirer des quantités considérables de phosphates des eaux vives. La topographie du bassin versant influe sur l'ampleur de l'érosion et sur l'exportation subséquente d'éléments nutritifs. L'érosion est aussi fortement tributaire du type de végétation et d'utilisation des sols. On peut et on devrait tenir compte des caractéristiques géologiques lorsqu'on définit la qualité d'un plan d'eau puisqu'elles ont un effet sur les caractéristiques physiques et chimiques qui, elles, ont un effet sur les caractéristiques biologiques des eaux de surface. Le régime hydrologique influe sur l'absorption de phosphore en raison de son effet sur la biomasse et la productivité de la

communauté biologique, et par conséquent, sur la quantité de matière emmagasinée dans le biote. Dans la même veine, les fortes pluies peuvent influencer sur l'absorption de phosphore en raison de leur effet sur la biomasse de feuilles mortes et d'autres matières organiques (Stumm et Morgan, 1996). Les conditions hydrologiques interagissent en outre avec les structures de rétention et les caractéristiques géomorphologiques du lit de la rivière pour déterminer l'importance relative du transport et du stockage dans la dynamique du phosphore. La rétention et l'absorption sont favorisées par un faible débit, un lit étendu par rapport au volume du chenal, des structures de rétention comme des barrages de débris, des étangs de castors et des substrats perméables qui permettent un écoulement interstitiel considérable. Les conditions inverses favorisent l'écoulement des apports et l'exportation des matières stockées.

En raison des différences régionales dans les caractéristiques des bassins versants, il est peu probable qu'un seul objectif quantitatif concernant l'état trophique suffise à préserver la qualité des eaux dans un vaste territoire (Hutchinson *et al.*, 1991; EPA, 2000a; 2001). La disponibilité du phosphore est régie par différentes variables, selon les plans d'eau. Il faut tenir compte du type d'eau lorsqu'on utilise des modèles pour établir les concentrations de phosphore, et les variables explicatives doivent être choisies en conséquence. La chlorophylle-*a* est le paramètre le plus souvent utilisé pour qualifier la biomasse des producteurs primaires des milieux aquatiques et, par conséquent, la concentration de chlorophylle-*a* sert souvent d'indicateur de l'état trophique. La densité de la population algale a un effet majeur sur la limpidité de l'eau et, dans de nombreux lacs, il y a une relation entre la limpidité de l'eau (profondeur de visibilité du disque de Secchi) et la biomasse algale. Par conséquent, la profondeur de visibilité du disque de Secchi a aussi été utilisée pour évaluer l'état trophique.

On doit tenir compte du PT, du NT, de la chlorophylle-*a* et de la profondeur de visibilité du disque de Secchi lorsqu'on applique des modèles pour évaluer l'état des lacs et des réservoirs. On recommande de tenir compte d'autres variables également. Dans le cas des lacs peu profonds (c.-à-d. lacs dont le brassage est complet et où la lumière pénètre jusqu'au fond pour atteindre les sédiments), le phosphore sédimentaire joue un rôle important dans le cycle du phosphore et il faut en tenir compte. Il faut aussi tenir compte de la chlorophylle-*a* du benthos et du seston dans ces écosystèmes. Dans le cas des cours d'eau, le débit et la vitesse du courant sont des facteurs importants dans la détermination de la disponibilité du phosphore. Certains des paramètres qui influent sur l'absorption et la disponibilité de phosphore et qui en dépendent sont décrits au chapitre 2 du présent rapport. On recommande fortement d'ajouter d'autres variables (oxygène dissous, composition de la communauté algale, pH, concentration de fer et de carbonate de calcium) à ces modèles. Lorsqu'un lac abrite une population de poissons d'eaux froides, la concentration d'oxygène est souvent d'une importance primordiale (Clark et Hutchinson, 1992). On sait que la morphologie des lacs est le paramètre qui a la plus grande influence quand on tente de prévoir la concentration d'oxygène hypolimnique dans les lacs oligotrophes, mais la quantité d'oxygène est aussi tributaire des fluctuations dans la concentration de phosphore. Résultat : les profils d'oxygène sont souvent considérés comme une conséquence de l'état trophique.

Les variables utilisées dans les modèles devraient refléter l'écosystème à l'étude et les utilisations qu'on prévoit en faire.

5.2 Outils d'évaluation proposés

On peut utiliser plusieurs méthodes pour évaluer l'état trophique d'un environnement aquatique. Ces méthodes sont classées dans trois catégories (chapitre 4, figure 4.1) :

- i. Calcul d'un indice de la qualité de l'eau (IQE). Un IQE peut remplacer le PT et fournir une valeur simple représentative de l'état de l'écosystème, y compris du pourcentage de changement par rapport à l'état de référence, et un indice de l'intégrité biotique (IIB).
- ii. Méthodes d'analyse multivariée. Ces méthodes peuvent aussi aider à comparer les conditions actuelles aux conditions de référence. Elles permettent de comparer des plans d'eau au moyen d'un ensemble de variables liées aux éléments nutritifs. On peut représenter le degré de détérioration dans l'espace et dans le temps et relever les interactions qui se produisent avec d'autres variables environnementales et qui peuvent entraîner une dégradation de l'écosystème.
- iii. Recours à des modèles existants. De nombreux modèles ont déjà été créés et sont actuellement utilisés dans la gestion du phosphore. On a utilisé, par exemple, un modèle de calcul rétrospectif du PT à partir de données paléocéologiques et le modèle LCM dans la région de Muskoka en Ontario; ces modèles permettent d'évaluer l'état des plans d'eau avant les projets d'aménagement et on peut ensuite fixer l'ampleur du changement acceptable. La modélisation avec coefficient d'exportation permet de prévoir et de calculer en rétrospective les changements qui surviennent dans la qualité de l'eau en raison des nouvelles utilisations des terres. L'utilisation des modèles fournit une meilleure compréhension du devenir des éléments nutritifs et de leurs effets, et par conséquent, des mesures de gestion à prendre.

5.2.1 Indice de la qualité de l'eau

Un indice de la qualité de l'eau (IQE) constitue un moyen de résumer des données complexes sur la qualité de l'eau en une valeur unique. Les variables choisies pour définir un IQE fournissent des données pertinentes sur un plan d'eau en particulier; toutefois, les paramètres physiques, chimiques et biologiques qui influent sur la disponibilité du phosphore, tels que la profondeur, la biomasse végétale, les espèces de poissons, etc., ne sont associées à aucune recommandation et ne peuvent être intégrées au modèle. Comme le recours à un grand nombre de variables peut réduire l'utilité d'un IQE, il faut sélectionner les variables avec soin. Le fait de résumer les données en une seule valeur entraîne une perte d'information, mais, certains ont fait valoir que la simplification des données est le but d'un indice multimétrique, et que ces indices peuvent être utilisés par des gestionnaires de ressources qui ne sont pas nécessairement des experts en gestion des bassins hydrologiques.

5.2.1.1 Indice de la qualité de l'eau du CCME

L'IQE du CCME (2001) se fonde sur une méthode élaborée par le ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique (1995) et modifiée par l'Alberta (Wright *et al.*, 1999). L'indice procure un cadre mathématique pour comparer la qualité de l'eau aux objectifs visés en matière de qualité de l'eau. La méthode ne fixe pas de limites quant au type et au nombre de variables à mesurer, à la période d'application et au type de plan d'eau (cours d'eau, tronçon de rivière, lac, etc.). L'indice intègre trois éléments : l'*étendue*, soit le nombre de variables non conformes aux objectifs en matière de qualité de l'eau; la *fréquence*, soit le nombre de fois où ces objectifs ne sont pas respectés; et l'*amplitude*, soit l'écart entre les valeurs non conformes et les objectifs. L'indice produit un nombre de 0 à 100, et ces nombres sont divisés en cinq catégories descriptives :

Excellente : (Valeur IQE du CCME de 95 à 100) – La qualité de l'eau est préservée, pratiquement aucune menace ni détérioration n'étant décelée; conditions très proches des niveaux naturels ou originels.

Bonne : (Valeur IQE de 80 à 94) – La qualité de l'eau est préservée, seule une menace ou une détérioration mineures étant observées; les conditions s'écartent rarement des niveaux naturels ou souhaitables.

Moyenne : (Valeur IQE de 65 à 79) – La qualité de l'eau est ordinairement préservée, mais elle est occasionnellement menacée ou détériorée; les conditions s'écartent parfois des niveaux naturels ou souhaitables.

Médiocre : (Valeur IQE de 45 à 64) – La qualité de l'eau est fréquemment menacée ou détériorée; les conditions s'écartent souvent des niveaux naturels ou souhaitables.

Mauvaise : (Valeur IQE de 0 à 44) – La qualité de l'eau est presque toujours menacée ou détériorée; les conditions s'écartent généralement des niveaux naturels ou souhaitables.

Le calcul de l'IQE du CCME nécessite un minimum de quatre variables, échantillonnées au moins quatre fois. Pour que l'indice donne des résultats significatifs, il faut choisir des variables de qualité de l'eau appropriées à la région étudiée. Naturellement, le choix d'un petit nombre de variables pour lesquelles les objectifs ne sont pas respectés ne produira pas le même tableau que l'examen d'un grand nombre de variables dont seulement un certain nombre ne sont pas conformes aux objectifs. L'utilisateur doit user de son jugement professionnel pour déterminer le type et le nombre de variables qui doivent entrer dans le calcul de l'IQE du CCME afin que les résultats décrivent le plus fidèlement possible la qualité de l'eau dans une région donnée. L'IQE du CCME a été appliqué à des ensembles de données dans diverses provinces du Canada (Ontario, Terre-Neuve, Saskatchewan, Alberta) en utilisant une gamme de variables (p. ex. éléments nutritifs, métaux, pH, turbidité et OD). Ces exemples illustrent clairement la façon dont l'IQE peut résumer des données complexes sur la qualité de l'eau et faciliter la transmission des résultats entre les différents ordres de gouvernement.

5.2.1.2 Stratégie de classement des lacs – Royaume-Uni

Johnes *et al.* (1994) ont créé un modèle pour l'évaluation et la surveillance de la qualité de l'eau et de l'écologie dans les eaux stagnantes de l'Angleterre et du Pays de Galles. Bien que ce modèle soit destiné expressément aux plans d'eau d'une superficie de plus de un hectare, on pourrait employer des modèles semblables pour d'autres types de plans d'eau. Treize variables hydrologiques, chimiques et biologiques ont été utilisées pour caractériser les plans d'eau : volume, profondeur maximale, conductivité, transparence d'après le disque de Secchi, pH, alcalinité totale, calcium, NT, azote organique oxydé hivernal, PT, chlorophylle-*a*, notation fondée sur le nombre de communautés végétales submergées et émergentes (barème utilisé par English Nature – Annexe C), et enfin, la présence ou l'absence d'une communauté de poissons. Le modèle élaboré par Johnes *et al.* (1994) a été conçu pour évaluer l'eutrophisation, l'acidification et la sédimentation et tient donc compte des principaux indicateurs de ces états (Tableau 5.1). On a aussi tenu compte du profil d'oxygène, des invertébrés benthiques, du phytoplancton et des communautés de poissons, mais sans les intégrer au modèle. Ces variables ont été rejetées en raison des inexactitudes dans les données disponibles et de la grande hétérogénéité spatiale et temporelle qu'on s'attendait à trouver dans les communautés des plans d'eau. Il sera toujours possible d'ajouter des variables au modèle si des données de référence pertinentes deviennent disponibles.

Tableau 5.1 Variables intégrées dans l'IQE et associées à des changements précis dans les lacs (source : Johnes *et al.*, 1994).

EUTROPHISATION	ACIDIFICATION	SÉDIMENTATION	SALINISATION
PT et NT - Débit entrant	pH	Volume	Conductivité
PT et NT - Lac	Conductivité	Profondeur maximale	
Nitrate en hiver	Alcalinité totale	Transparence Secchi	
Ratio N:P - Lac et débit entrant	Calcium	Période de rétention	
Profondeur Secchi	Potentiel pour abriter une communauté de poissons		
Chlorophylle- <i>a</i> maximum	Chlorophylle- <i>a</i> maximum		
Résultat du classement des plantes	Résultat du classement des plantes		

Dans le modèle (Johnes *et al.*, 1994), les eaux stagnantes sont classées au moyen d'un nombre très limité de variables et de catégories essentiellement arbitraires; les variables sont comparées avec un état de référence, puis exprimées sous forme de pourcentage de changement par rapport à l'état de référence. On peut calculer un pourcentage moyen de toutes les variables, ou encore, classer les valeurs dans des sous-groupes pour indiquer le changement de direction dans l'eutrophisation,

l'acidification, la sédimentation ou tout autre impact si les variables appropriées ont été utilisées et peuvent être déterminées pour l'état de référence. L'état de référence fournit en outre un point de comparaison objectif pour déterminer les buts à atteindre en matière de qualité de l'eau pour des plans d'eau donnés. Les changements peuvent être classés en fonction de leur amplitude (pourcentage de changement) par rapport à l'état de référence. Johnes *et al.* (1994) suggèrent les catégories suivantes : catégorie 1, changements négatifs ou positifs < 25 %; catégorie 2, 26-50 % de changement; catégorie 3, 51-100 % de changement; catégorie 4, 101-200 % de changement; catégorie 5, >200 % de changement. Les catégories devraient toutefois être choisies en fonction de l'utilisation prévue du plan d'eau.

5.2.1.3 Indice d'intégrité biotique du périphyton (IIBP) – Canada, États-Unis, Europe

Au cours des dernières années, la prolifération d'algues est devenue de plus en plus préoccupante dans les rivières en milieu rural et urbain. Les algues benthiques (périphyton) sont des producteurs primaires et constituent un élément important des réseaux trophiques, dans les lacs comme dans les rivières. Parmi les indicateurs algaires, les diatomées notamment sont des indicateurs écologiques utiles parce qu'on les trouve en abondance dans la plupart des écosystèmes lotiques et lentiques. Un grand nombre d'espèces sont des indicateurs sensibles des changements environnementaux et des conditions propres à leur habitat (Dixit *et al.*, 1992). Plusieurs études suggèrent que les indicateurs taxonomiques fondés sur le périphyton et les diatomées peuvent être utilisés comme protocole normalisé pour surveiller les changements qui surviennent dans les écosystèmes (McCormick et Cairns, 1994; Kelly *et al.*, 1995; Hill *et al.*, 2000; Winter et Duthie, 2000). Dans leur examen du rôle des algues comme indicateurs des changements environnementaux, McCormick et Cairns (1994) suggèrent que les indices définis à l'échelle d'une population et ceux qui sont définis à l'échelle d'une communauté ont tous deux des forces et des limites intrinsèques, et que les renseignements tirés de ces deux échelles d'organisations biologiques devraient idéalement être utilisés en tandem.

Hill *et al.* (2000) décrivent trois types de méthodes pour utiliser le périphyton dans l'évaluation de la qualité des eaux courantes :

- i. Le plus ancien de ces types de méthodes est fondé sur le concept des espèces indicatrices, dans lequel on utilise les tolérances des espèces algaires pour déterminer la qualité de l'eau; la plus ancienne de ces méthodes est le système saprobien de Kolkwitz et Marsson (1908).
- ii. Les méthodes fondées sur l'hypothèse que les environnements originels renferment une plus grande diversité d'organismes que les environnements dégradés, et que les mesures de la structure de la communauté (diversité, homogénéité, richesse et similarité) sont révélatrices de la santé de l'écosystème.
- iii. Les indices biotiques qui utilisent des assemblages biologiques pour évaluer la qualité de l'eau et l'intégrité de l'écosystème. Les indices biotiques ont été élaborés

pour éviter les problèmes associés aux deux types de méthodes susmentionnés et sont fondés sur la corrélation entre les données sur les assemblages et les paramètres physico-chimiques actuels et passés.

La diversité des cours d'eau et de leurs facteurs de stress exige un indice d'intégrité qui intègre plusieurs mesures et qui est sensible tant à l'échelle individuelle qu'à l'échelle de l'assemblage. Hill *et al.* (2000) croient qu'un tel indice devrait se composer de mesures individuelles qui établissent une relation claire entre les réactions biologiques et les facteurs de stress, et que ces mesures devraient être intégrées dans un indice composé. L'indice ainsi créé fournirait une estimation rapide de l'état général du cours d'eau. Pour élaborer leur indice, Hill *et al.* (2000) ont utilisé des mesures de la diversité, de la structure trophique et de l'abondance des organismes. Leur examen de la communauté du périphyton est axé sur 10 mesures :

- i. Richesse en genres algaires.
- ii. Abondance relative des diatomées, des cyanobactéries, du genre de diatomée dominant, des diatomées acidophiles, des diatomées eutrapiques (caractéristiques des milieux eutroques) et des diatomées mobiles;
- iii. Biomasse exprimée en concentration de chlorophylle et en masse sèche sans cendre.
- iv. Activité de l'enzyme phosphatase alcaline.

Tableau 5.2 Mesures comprises dans l'IIBP. MSSC = masse sèche sans cendre, APA = activité de la phosphatase alcaline, chl = chlorophylle (source : Hill *et al.*, 2000).

Mesure	Calcul	Intervalle	Résultat ^a
Richesse taxonomique relative	$N^{bre} \text{ de genres algaires} / n^{bre} \text{ prévu de genres algaires}^b$	0-1	0-10
Diatomées	$N^{bre} \text{ cellules diatomées} / n^{bre} \text{ total de cellules algaires}$	0-1	0-10
Cyanobactéries	$1 - (n^{bre} \text{ cellules de cyanobactéries} / n^{bre} \text{ total de diatomées})$	0-1	0-10
Diatomées dominantes	$1 - (n^{bre} \text{ diatomées dominantes} / n^{bre} \text{ total de diatomées})$	0-1	0-10
Diatomées acidophiles	$1 - (n^{bre} \text{ diatomées acidophiles} / n^{bre} \text{ total de diatomées})$	0-1	0-10
Diatomées eutrapiques	$1 - (n^{bre} \text{ diatomées eutrapiques} / n^{bre} \text{ total de diatomées})$	0-1	0-10
Diatomées mobiles	$1 - (n^{bre} \text{ diatomées mobiles} / n^{bre} \text{ total de diatomées})$	0-1	0-10
Chlorophylle ^c	$6,67 / (\text{valeur absolue de } 6,67 \pm \text{Chl [mg}\cdot\text{m}^{-2}\text{]})$	0-1	0-10

Biomasse ^c	0,006/(valeur absolue de 0,006 ± MSSC [g·m ⁻²])	0-1	0-10
Activité de la phosphatase	18,2/(valeur absolue de 18,2 ± APA [nmol ¹ ·h ⁻¹])	0-1	0-10
Intervalle des IIBP			0-100

^aL'intervalle des résultats est calculé en multipliant l'intervalle brut par 10.

^bLe nombre prévu de genres correspond à la richesse maximale observée chaque année.

^cChl, MSSC et APA sont des mesures bilatérales qui obtiennent de faibles résultats quand leur valeur est inférieure ou supérieure à la médiane. Les valeurs médianes de chaque mesure sont données dans le numérateur de chaque formule.

Dans le calcul des paramètres de l'abondance relative servant à déterminer l'IIBP, on a utilisé la richesse et l'abondance relatives des genres diatomées et des genres non diatomées. Les 10 mesures (Tableau 5.2) et l'IIBP ont été corrélées à 27 variables chimiques, à 12 variables physiques caractérisant l'habitat et à 3 variables géomorphologiques (Tableau 5.3). L'IIBP correspond à la somme des résultats obtenus avec chacune des 10 mesures. Les résultats vont de 0 à 100, 100 correspondant à un état originel. Hill *et al.* (2000) décrivent certaines des lacunes de la méthode qu'ils ont utilisée pour calculer l'IIBP, de même que ses avantages et ses paramètres.

5.2.2 Analyse multivariée

Lorsqu'on définit des normes relatives au phosphore, il faut tenir compte de nombreuses variables qui influent directement et indirectement sur la disponibilité du phosphore. On se bute à des difficultés quand on essaie de comparer un grand nombre de variables, et on perd de l'information lorsqu'on condense ces données en une valeur unique comme l'IQE. L'analyse multivariée permet de tenir compte de toute une gamme de paramètres physiques, chimiques et biologiques, que des recommandations existent ou non pour ces paramètres. On obtient un résultat graphique et les effets des données sous-jacentes peuvent être visualisés sur un diagramme d'ordination. On peut ensuite repérer l'effet des différents paramètres sur l'ordination. Les mathématiques qui sous-tendent ces modèles peuvent être complexes, mais cette méthode est tout de même devenue attrayante et elle aide à comprendre les effets des facteurs de stress environnemental auxquels sont soumis les écosystèmes aquatiques.

Tableau 5.3 Variables chimiques, physiques et géomorphologiques utilisées par Hill *et al.* (2000) dans l'élaboration de l'IIBP.

Variables chimiques	Variables physiques	Variables géomorphologiques
Alcalinité	% sédiments fins	Utilisation agricole du bassin versant
Al dissous total	% sable	Utilisation forestière du bassin versant
Potentiel de neutralisation de l'acide	% sable + sédiments fins	Utilisation urbaine du bassin versant

Somme des anions	% petit gravier
Somme des cations	Profondeur résiduelle moyenne
Ca	Sinuosité du chenal
Cl, CO ₃	Densité moyenne du couvert
Couleur	Envasement moyen du lit
Conductivité	Longueur moyenne du tronçon
Fe, HCO ₃	Largeur moyenne
Force ionique	Somme des activités agricoles
K, Mg, Mn, Na, NH ₄ , NO ₃	Somme des perturbations humaines
N Total	Ratio largeur/profondeur
Anions organiques estimés	
pH	
P total	
SiO ₂ , SO ₄	
Somme des cations basiques	
Solides en suspension totaux	
Turbidité	

5.2.2.1 Recommandations d'ordre biologique pour l'évaluation de la qualité des sédiments – Canada

À partir d'un modèle élaboré au Royaume-Uni (River Invertebrate Prediction And Classification System : Wright *et al.*, 1984; Moss *et al.*, 1987; Armitage *et al.*, 1987), Reynoldson et ses collègues (Reynoldson et Zarull, 1993; Reynoldson *et al.*, 1995; Reynoldson *et al.*, 1997; Reynoldson et Day, 1998) ont prédit la structure de la communauté des invertébrés benthiques dans des sites propres, non contaminés, des Grands Lacs au moyen de paramètres simples relatifs à l'habitat et à la qualité de l'eau. Reynoldson et Day (1998) ont décrit, au moyen d'un tel modèle, la formulation de recommandations d'ordre biologiques applicables aux sédiments dans des habitats à grains fins situés près des rives dans les Grands Lacs.

Il existe plusieurs méthodes pour comparer les sites de référence avec des sites évalués afin de prendre des décisions pour remédier à la dégradation. Reynoldson et Day (1998) se sont servis de techniques statistiques multivariées parce qu'ils jugent qu'elles ne sont pas biaisées et qu'elles permettent d'intégrer au modèles toutes les données recueillies. Ces méthodes sont tout aussi appropriées pour déterminer si une communauté à l'étude équivaut à l'état de référence que pour formuler des recommandations qui décrivent le degré de dégradation. Un vaste relevé de la qualité de l'eau des rivières effectué au Royaume-Uni en 1990 a donné l'élan nécessaire pour créer des méthodes pour décrire les réactions au moyen d'un ensemble de bandes représentant divers degrés de qualité biologique (Clarke *et al.*, 1992). En définissant des recommandations pour la structure de la communauté des invertébrés d'un site évalué, Reynoldson et Day (1998) ont adopté une méthode d'analyse multivariée adaptée du travail de Clarke (1992) qui aide à définir l'ampleur de l'impact (Figure 5.4). Les algorithmes utilisés dans cette approche peuvent être complexes, mais le résultat est relativement simple : plus deux points sont rapprochés, plus les communautés qu'ils

représentent sont semblables en composition. La possibilité que l'état d'un plan d'eau soit le même que l'état de référence décrit par Reynoldson et Day (1998) a été évaluée en traçant trois ellipses de probabilité (90 %, 99 % et 99,9 %) autour des données de référence (Figure 5.4). Les sites qui se situent dans les limites de la première ellipse (90 %) sont considérés comme équivalents aux données de référence et, partant, non touchés par des facteurs de stress. Les sites qui se situent entre cette ellipse et la suivante (99 %) sont désignés comme étant « peut-être différents », et ceux qui se situent entre les ellipses de 99 % et 99,9 % sont désignés comme étant « différents ». Tous les sites qui se situent à l'extérieur de la dernière ellipse (99,9 %) sont considérés comme très différents de l'état de référence.

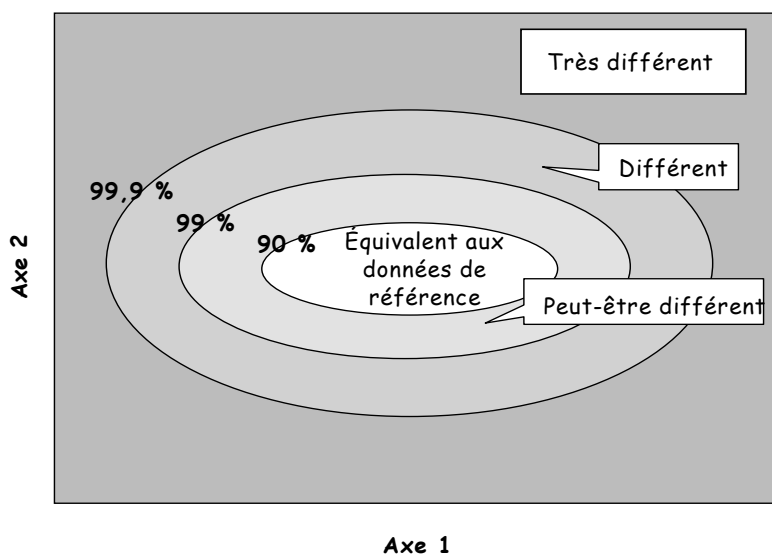


Figure 5.4 Degré de dégradation par rapport aux sites de référence dans l'espace d'ordination. Les bandes, fondées sur des ellipses de probabilité de 90, 99 et 99,9 %, correspondent à des sites « équivalents au site de référence », « peut-être différent du site de référence », « différent du site de référence » et « très différent du site de référence » (source : Reynoldson et Day, 1998).

5.2.2.2 Utiliser l'intervalle normal comme critère d'importance écologique – Canada

Pour Environnement Canada (1997), il y a impact sur les populations de poissons et sur la composition de la communauté d'invertébrés benthiques lorsqu'un changement va au-delà de l'intervalle normal de variation des conditions de référence. Par intervalle normal, on entend l'intervalle englobant 95 % de la population des valeurs de référence. Lorsqu'on utilise un grand nombre de sites pour caractériser l'état de référence, les centiles observés aux extrémités supérieure et inférieure de l'intervalle de 95 % peuvent être considérés comme appropriés pour servir de biocritères. Toutefois, si on utilise un nombre limité de sites de référence, le recours aux centiles peut mener à des erreurs dans l'évaluation des plans d'eau parce que les centiles supérieur et inférieur sont

erronés (Berthouex et Hau, 1991). Par conséquent, lorsque les sites de référence sont peu nombreux, il vaut mieux utiliser un test statistique qui détermine la probabilité que le site évalué se situe à l'extérieur de l'intervalle normal réel. Kilgour *et al.* (1998) décrivent deux de ces tests statistiques qui sont fondés sur des distributions non centrales des statistiques et qui s'appliquent tant aux réactions à une variable qu'aux réactions à variables multiples. Ils ont comparé l'efficacité de ces deux tests et ont conclu que la règle du 95 % constitue un critère générique pour évaluer la pertinence écologique des impacts environnementaux au moyen d'une comparaison directe avec l'intervalle normal de variation dans les sites de référence. Le critère peut être utilisé avec n'importe quel paramètre, quelle que soit l'échelle de mesure. On peut utiliser un indice unique pour déterminer objectivement si un site évalué diffère de manière significative des données de référence régionales (Kilgour *et al.*, 1998).

Les méthodes multivariées sont conçues pour les analyses qui portent sur plus d'une variable. Elles tiennent notamment compte des corrélations qui existent entre les variables. Comme l'expliquent Kilgour *et al.* (1998), on peut utiliser un test t multivarié pour déterminer si un plan d'eau diffère de manière significative de l'état de référence au moyen de diverses variables, simultanément. L'analyse statistique peut être illustrée avec une fonction de discrimination, qui fournit une séparation maximale entre le plan d'eau évalué et la moyenne des sites de référence (Figure 5.5, OMOE, 1999a). Lorsque la corrélation entre les deux variables est prise en compte, le plan d'eau évalué se situe nettement à l'extérieur de l'intervalle des sites de référence. L'analyse par discrimination procure un moyen objectif de combiner l'information d'un ensemble d'indices différents et d'ainsi évaluer l'état de dégradation d'un plan d'eau.

Les tests t à variables multiples procurent un moyen objectif d'évaluer un plan d'eau lorsqu'on dispose de données de référence (Kilgour *et al.*, 1998). L'analyse par discrimination met en évidence les variables les plus importantes pour distinguer le site évalué et les sites de référence (OMOE, 1999a).

5.2.3 Modèles actuels

Il existe des modèles qui ont été élaborés et appliqués par d'autres administrations canadiennes et américaines. Ces modèles peuvent être intégrés dans le cadre d'orientation décrit dans le présent rapport.

5.2.3.1 Modèle de simulation de la capacité des rivages – Canada

Le modèle de simulation de la capacité des rivages (*Lakeshore Capacity Model – LCM*) quantifie les liens entre l'apport naturel de phosphore dans un lac, l'apport anthropique provenant de l'aménagement des rives, le bilan hydrologique du bassin versant, la taille et la forme du lac et la concentration en phosphore qui en résulte. Le modèle a été mis au point et étalonné pour les lacs du bouclier précambrien du sud de l'Ontario, mais il a été mis à l'essai et utilisé pour des lacs de tout le bouclier précambrien. Il permet de prédire plusieurs indicateurs de la qualité de l'eau : concentration de PT, densité algaire (concentration de chlorophylle-*a*), limpidité (profondeur de visibilité du disque de Secchi

), concentration d'oxygène à la période critique de la fin de l'été et le volume absolu de l'habitat de la truite du touladi.

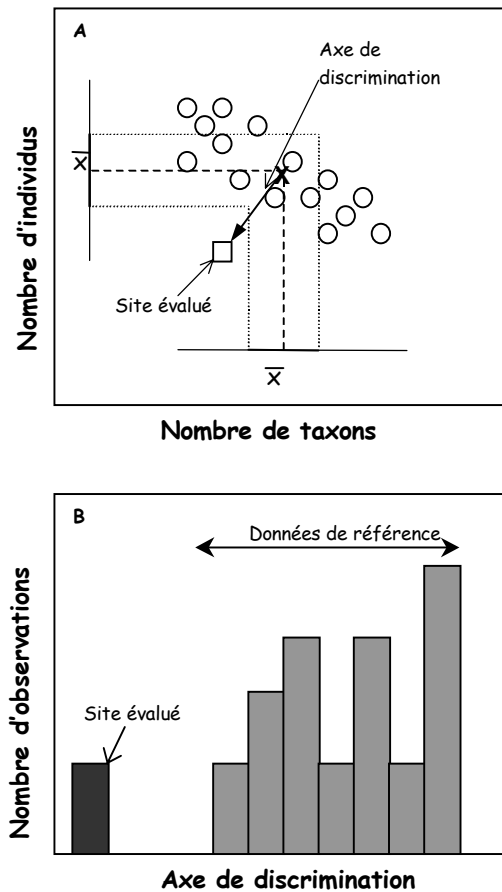


Figure 5.5 Illustration de l'endroit où l'axe de discrimination est placé (A) et de la position du plan d'eau évalué sur ce nouvel axe (B) (source : OMOE, 1999a).

Le modèle LCM (Figure 5.6) fournit les normes, les outils et l'orientation nécessaires pour gérer l'enrichissement en éléments nutritifs provenant de l'aménagement des rives. Le modèle est fondé sur les principes suivants : la majorité des lacs peuvent supporter de légères augmentations des éléments nutritifs, mais leur capacité à les assimiler n'est pas infinie; l'enrichissement en éléments nutritifs peut aussi réduire la quantité d'eau froide et bien oxygénée utilisée par les poissons, et les rivages doivent avoir la capacité de protéger l'habitat des poissons. Un processus scientifique cohérent peut ainsi être décrit pour déterminer dans quelle mesure la qualité de l'eau lacustre peut subir un changement. En mettant ce modèle au point, ses créateurs ont appliqué ces principes à tous les lacs intérieurs du bouclier précambrien. Les lacs qui n'étaient pas situés dans le bouclier ont été exclus, de même que les lacs de moins de 10 ha (25 acres), parce qu'on juge qu'ils ne constituent pas une ressource récréative appréciée.

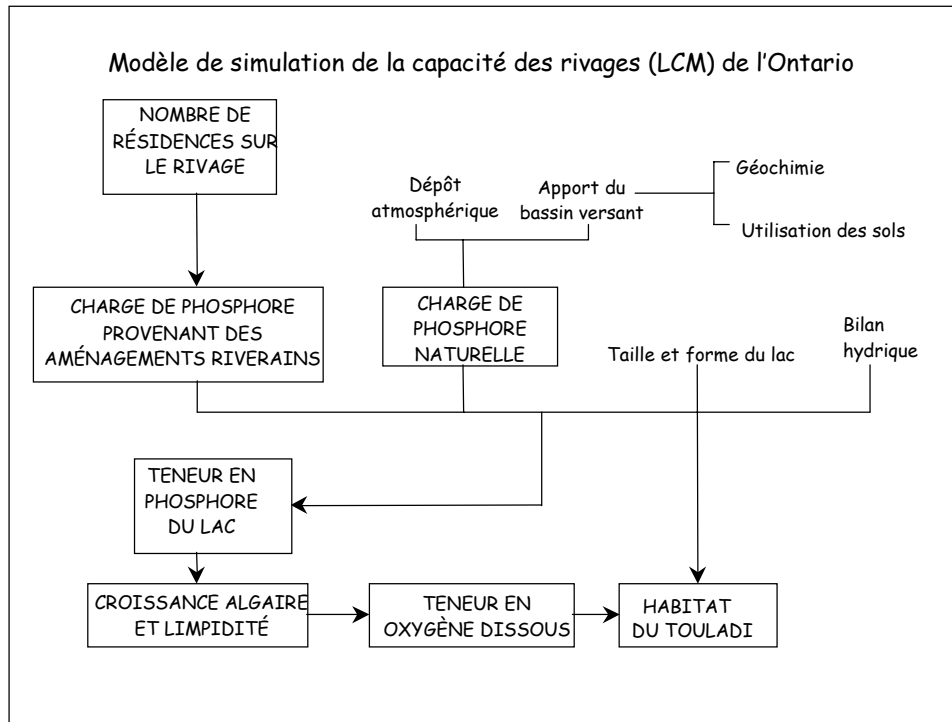


Figure 5.6 Schéma du modèle LCM (source : OMOE, 1997).

Une hypothèse cruciale du LCM veut que tout le phosphore ajouté à une fosse septique résidentielle aboutisse nécessairement dans le lac. Cela s'explique par les sols minces, organiques ou sablonneux du bouclier précambrien et par la nature fracturée de son substratum, conditions qui laissent croire que très peu de phosphore peut être retiré du système par des processus naturels à l'œuvre dans les sols. Les autres hypothèses sur lesquelles repose le modèle concernent les utilisations saisonnières ou permanentes des résidences érigées sur les rives, et l'apport réel de phosphore provenant des fosses septiques ou d'autres sources.

Le bilan de phosphore d'un lac dépend du transport provenant des lacs situés en amont, et une partie de la charge de phosphore d'un lac est exportée vers le lac suivant en aval. On peut prédire avec exactitude la quantité de phosphore exportée à partir des données du bilan hydrologique d'un lac et de sa concentration d'oxygène. Pour préserver la qualité des eaux d'un lac, il faut inclure dans son bilan de phosphore et dans le calcul de sa capacité l'apport en phosphore provenant de la mise en valeur du rivage en amont. Par conséquent, lorsqu'un lac a atteint sa capacité, il faut limiter le développement résidentiel sur les lacs en amont. Sinon, l'exportation de phosphore provenant de l'amont rendra impossible le respect des objectifs de qualité de l'eau pour ce lac.

Le modèle tient compte des interactions entre les lacs qui sont reliés entre eux (OMOE, 1999b). Au moyen de caractéristiques physiques et chimiques, on commence par modéliser les lacs et les bassins versants avec tous les lots et aménagements des rivages. On calcule la concentration de phosphore naturelle en modélisant le bilan de PT du lac et en soustrayant la portion du bilan qui est attribuée à l'aménagement des

rivages. La valeur obtenue sert de point de départ pour toutes les autres évaluations. On peut ensuite prédire les changements dans la qualité de l'eau que causerait la poursuite du développement résidentiel. Grâce au modèle, on calcule les augmentations proportionnelles de la concentration de phosphore à partir de l'état initial. Une fois que le bassin versant a été modélisé, on peut, en ajoutant les données requises pour chaque lac, élaborer des modèles pour calculer en rétrospective ou projeter les concentrations de phosphore ou d'oxygène des lacs situés dans le bassin modélisé. À partir de ce point, on peut faire ce qui suit :

- i. calculer le PT actuel prévu au moment du renversement printanier;
- ii. calculer le PT au moment du renversement printanier (sans aménagement des rivages), ou le PT avant impact au moment du renversement printanier (sans aménagement des rivages, ni agriculture ni urbanisation);
- iii. calculer le PT supplémentaire prévu au moment du renversement printanier selon les scénarios d'aménagement proposés;
- iv. calculer l'ampleur acceptable des aménagements compte tenu de cibles précises en matière d'éléments nutritifs et d'oxygène;
- v. calculer le profil d'oxygène hypolimnique à la fin de l'été, le pourcentage du volume d'habitat optimal et la concentration d'oxygène hypolimnique pondérée en fonction du volume.

Le nouvel objectif concernant le phosphore correspondrait à une hausse de 50 % par rapport à la concentration de référence modélisée. Une liste des caractéristiques à définir dans le modèle est donnée à l'annexe D. Vous trouverez de plus amples renseignements au sujet du modèle et de son utilisation dans deux documents d'orientation rédigés par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (OMOE, 1999b; 1999c). On peut aussi se procurer le logiciel requis auprès du MEO.

5.2.3.2 Modélisation au moyen du coefficient d'exportation – Amérique du Nord et Royaume-Uni

Au départ, la modélisation au moyen du coefficient d'exportation (MCE) a été mise au point en Amérique du Nord pour calculer l'apport en éléments nutritifs dans les lacs et cours d'eau (Dillon et Kirchner, 1975; Omernik, 1976; Reckhow *et al.*, 1980; Beaulac et Reckhow, 1982; Rast et Lee, 1983). Contrairement aux méthodes traditionnelles pour évaluer l'impact des changements dans l'utilisation des sols sur la qualité de l'eau, lesquelles nécessitent l'élaboration de modèles détaillés fondés sur des paramètres physiques, la MCE est très simple (Johnes *et al.*, 1996). Cette méthode de modélisation permet de prévoir la concentration de NT ou de PT à tout endroit d'un cours d'eau en la considérant comme le résultat de l'exportation d'éléments nutritifs à partir de chacune des sources d'éléments nutritifs qu'on trouve dans le bassin versant (Johnes *et al.*, 1996). On utilise le coefficient d'exportation pour évaluer la charge d'azote et de phosphore parce qu'on sait que, dans un régime climatologique donné, des utilisations précises des sols vont causer l'exportation annuelle de quantités caractéristiques de

ces éléments nutritifs vers un plan d'eau situé en aval (Rast et Lee, 1983). Lorsqu'on connaît la proportion des sols qui sont voués à une utilisation précise dans un bassin donné, le nombre de têtes de bétail et la population humaine, la quantité d'éléments nutritifs exportés à partir de ces zones (le coefficient d'éléments nutritifs) et le débit de la rivière, on peut avoir recours à ces modèles pour prévoir la quantité d'azote total et de phosphore dans les eaux réceptrices (Figure 5.7). Le coefficient d'exportation est calculé à partir des données et des résultats tirés d'expériences menées sur le terrain pour déterminer la quantité d'éléments nutritifs exportés vers le cours d'eau à partir de chaque source repérable. Un tel modèle procure un bon moyen d'évaluer l'impact de l'utilisation des sols et peut servir à prévoir les effets des changements futurs d'utilisation des sols et à évaluer par rétrospective la qualité passée de l'eau pour établir un état de référence qui servira à surveiller les changements. (Johnes *et al.*, 1996). Dernièrement, cette technique a été modifiée et utilisée avec succès pour déterminer la charge en éléments nutritifs d'eaux de surface au Royaume-Uni (Johnes *et al.*, 1994; 1996) et pour évaluer l'apport provenant de sources diffuses au Canada (Winter et Duthie, 2000). Winter et Duthie (2000) ont utilisé la modélisation au moyen du coefficient d'exportation pour évaluer l'influence de l'utilisation des sols sur la charge de phosphore dans un cours d'eau du sud de l'Ontario.

La modélisation au moyen du coefficient d'exportation présente un certain nombre d'avantages par rapport aux techniques de modélisation plus détaillées, qui reposent sur des processus. La structure du modèle est simple, et il est appliqué au moyen d'une feuille de calcul (Johnes, 1996). La méthode utilise des sources de données facilement accessibles, nécessite relativement peu de données et est facile à étalonner. Elle constitue un moyen très efficace pour évaluer l'impact de l'utilisation et de la gestion des sols sur l'apport d'éléments nutritifs dans les eaux de surface. Jusqu'à maintenant, ce type de modélisation a surtout été appliqué à des rivières du Canada et à des lacs de plus de deux hectares et rivières du Royaume-Uni. Vous trouverez à l'annexe E de plus amples renseignements au sujet de cette méthode et les équations nécessaires, de même que dans Johnes (1994; 1996), Chambers et Dale (1997) et Winter et Duthie (2000).

5.2.3.3 AQUATOX – ÉTATS-UNIS

L'EPA vient de publier un modèle de simulation de la toxicité en eau douce appelé AQUATOX (EPA, 2000c). Le modèle permet de prévoir le devenir de divers polluants, comme les éléments nutritifs et les substances organiques toxiques, et leurs effets sur l'écosystème en simulant le transfert de biomasse et de composés chimiques d'un compartiment de l'écosystème à un autre. Au moyen du modèle AQUATOX, Wellman et Park (2000) ont pu intégrer des processus écologiques importants comme la productivité, le cycle des éléments nutritifs et les relations trophiques pour simuler des paramètres relatifs aux éléments nutritifs. Ces paramètres comprenaient des variables causales et des variables-réponses, y compris le phosphore, le nitrate, l'ammoniac, la chlorophylle-*a*, la profondeur de visibilité du disque de Secchi et l'oxygène dissous. Wellman et Park (2000) suggèrent que ce type de modèle peut nous permettre de mieux comprendre les interactions à l'œuvre entre les variables causales et les variables-réponses lorsqu'on définit des critères appropriés et justifiables.

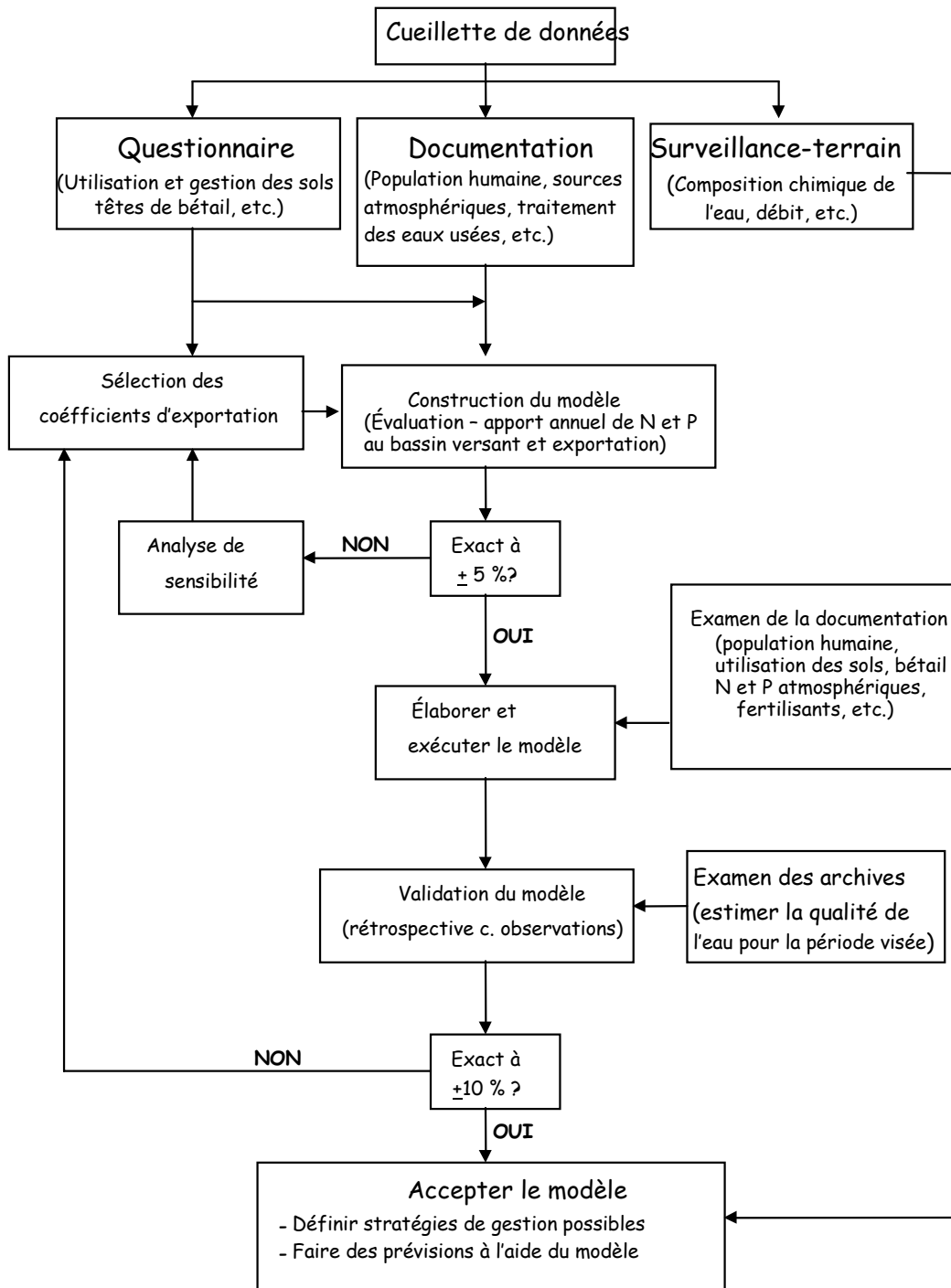


Figure 5.7 Sommaire de la modélisation au moyen du coefficient d'exportation (adapté de Johnes, 1996).

Modélisation au moyen du coefficient d'exportation pour évaluer la charge de phosphore d'un bassin hydrographique urbain

Winter et Duthie (2000) ont eu recours à la modélisation au moyen du coefficient d'exportation pour évaluer l'influence de l'utilisation des sols sur la charge de phosphore d'un cours d'eau du sud de l'Ontario. Leur étude visait notamment à prévoir l'impact qu'auraient les projets de développement urbain proposés pour le bassin versant sur la charge en phosphore du cours d'eau, et à illustrer l'utilisation de la modélisation au moyen du coefficient d'exportation dans la planification et la prise de décision touchant les bassins hydrologiques.

Des données ont été recueillies sur la composition chimique de l'eau, les précipitations, le débit et l'utilisation des sols. À partir de ces données, les chercheurs ont sélectionné des coefficients d'exportation appropriés pour l'apport en phosphore provenant des diverses sources relevées. Les données historiques de PT ont été obtenues des bases de données du MEO, et celles sur les précipitations ont été obtenues du Centre climatologique de l'Ontario, d'Environnement Canada. La Division des relevés hydrologiques du Canada a fourni pour sa part les données sur le débit; lorsque ces données n'étaient pas disponibles, on les a estimées. Les données sur l'utilisation des terres ont été compilées au moyen des cartes fournies par l'Ontario Agricultural Resource Inventory (MAAAR, 1983), des cartes et de l'information fournies par la Grand River Conservation Authority (GRCA, 1993), et du plan de zonage de 1997 de la ville de Waterloo. L'utilisation historique des terres a été déterminée à l'aide des rapports de la GRCA (MacMillan, 1978; Veale, 1981) et des renseignements tirés du recensement agricole de 1976 (Statistique Canada, 1976). Les coefficients d'exportation relatifs à l'apport en phosphore provenant des régions boisées du bassin versant ont été sélectionnés en tenant compte du type de forêt et de la nature géologique du terrain. L'apport en phosphore provenant des dépôts atmosphériques est tiré de Kuntz (1980), tandis que les coefficients d'exportation urbains sont tirés de Reckhow *et al.* (1980).

L'analyse de sensibilité du modèle a donné une indication de l'importance relative de chaque source d'apport en éléments nutritifs et reflétait à la fois la zone où se trouvait la source d'apport et la taille du coefficient d'exportation utilisé. La concentration de phosphore dans le cours d'eau est en grande partie déterminée par l'apport provenant des zones urbaines (Winter et Duthie, 2000). Une hausse marquée de la charge de PT a été prévue lorsqu'on a utilisé le modèle pour déterminer l'apport en PT qui proviendrait des projets de développement urbain prévus sur le territoire du bassin versant. Par conséquent, on a jugé que la réduction de l'exportation de phosphore en provenance des zones urbaines constituait le moyen le plus efficace pour abaisser la concentration de phosphore dans le cours d'eau.

5.2.3.4 Modèle d'inférence de la concentration de phosphore à partir des diatomées

La reconstitution de la concentration de phosphore à partir des diatomées constitue un puissant outil pour évaluer et gérer l'eutrophisation (Hall et Smol, 1999). Des modèles d'inférence du PT applicables à des sites individuels sont disponibles pour de nombreuses régions géographiques du Canada. Avec cette méthode, on peut établir des cibles de référence (état initial) relatives au phosphore et de longues séries

chronologiques pour évaluer la variabilité naturelle et la réaction du système à l'eutrophisation et sa faculté de restauration. Le modèle peut être utilisé à l'échelle de chaque plan d'eau ou à l'échelle régionale (Dixit *et al.*, 1999).

Les données sur le phosphore inférées à partir des diatomées ont été utilisées conjointement avec le modèle LCM dans le sud de l'Ontario. Les deux modèles ont permis de relever une tendance marquée à la hausse du PT dans les lacs du sud-est de l'Ontario (Reavie *et al.*, 2002). L'augmentation des éléments nutritifs était plus marquée dans les lacs dont la concentration actuelle de PT est élevée, bien que la tendance soit plus nette avec les données obtenues avec le modèle LCM. Les données inférées à partir des diatomées ont permis de relever une hausse du phosphore dans 78 % des lacs, dont une hausse significative ($>7,3 \mu\text{g L}^{-1}$) dans 29 % des lacs à l'étude. Il est important de mentionner que, dans certains lacs, une hausse de $>7,3 \mu\text{g L}^{-1}$ peut représenter une augmentation de 100 % ou plus de la concentration de phosphore. Ces résultats diffèrent quelque peu de ceux d'une étude menée sur des données inférées à partir des diatomées sur des lacs du bouclier précambrien du centre-sud de l'Ontario (Hall et Smol, 1996), selon laquelle 78 % des lacs n'affichent aucun changement significatif dans leur concentration de PT, 4 % affichent une hausse et 19 % une baisse. Ces données régionales comparatives indiquent que les lacs du sud-est de l'Ontario sont apparemment plus sensibles aux impacts de l'agriculture que ceux du centre-sud de l'Ontario.

Reavie *et al.* (2002) exposent en détail les avantages et les limites de la modélisation de la concentration de phosphore inférée à partir des diatomées, et ceux du modèle LCM. En bref, le LCM exige moins de travail que la méthode par inférence à partir des diatomées, notamment dans le cas des lacs dont le bassin versant est simple (c.-à-d. qui renferme peu de lacs en amont). Toutefois, en ce qui concerne les lacs dont le bassin versant est complexe, les calculs du LCM se compliquent. Le LCM présente l'avantage de reconstituer les effets des activités humaines dans le bassin versant d'un lac parce qu'on peut y intégrer des scénarios d'aménagement théoriques. Un grand désavantage de cette méthode, par contre, est peut-être son incapacité à reconstituer le déclin des concentrations d'éléments nutritifs. Parce que les activités humaines dans presque tous les bassins versants tendent à demeurer statiques ou à s'intensifier, le modèle infère nécessairement qu'il n'y a pas de changement ou qu'il y a augmentation des éléments nutritifs, respectivement. Cela peut causer un problème lorsqu'on utilise ce modèle pour inférer les changements dans le PT dans le sud de l'Ontario, puisqu'on a enregistré des baisses des concentrations de PT de l'épilimnion, malgré la poursuite du développement. Il faudrait perfectionner les coefficients utilisés dans la méthode LCM en fonction de la région ou de l'écozone, surtout pour tenir compte des conditions récentes (p. ex. meilleures méthodes de traitement des eaux usées et meilleure conception des fosses septiques). Le choix d'utiliser une seule méthode de modélisation ou de combiner certaines méthodes dépend largement des besoins à combler à l'échelle du plan d'eau ou de la région.

5.3 Mise en garde

Les diverses méthodes présentées ci-dessus ne sont pas mutuellement exclusives et on peut les utiliser en combinaison. On peut, par exemple, comparer des variables environnementales aux données de référence (déterminées par analyse rétrospective ou au moyen des meilleures données disponibles) et les exprimer sous forme de pourcentage de changement (Johnes *et al.*, 1994; Dixit *et al.*, 1999), les analyser directement au moyen d'une analyse multivariée (Reynoldson et Day, 1998) ou au moyen d'un ensemble d'indicateurs (Kilgour *et al.*, 1998; MEO, 1999a; Reavie *et al.*, 2002). Toutefois, l'ampleur du changement par rapport à l'état de référence peut être résumé par une valeur simple (Johnes *et al.* (1994), CCME, 2001) ou encore, faire l'objet d'une analyse multivariée. On peut aussi adapter les modèles disponibles. Le cadre d'orientation décrit dans le présent document est un modèle axé sur la rétroaction et comporte une surveillance continue.

Les méthodes d'évaluation décrites dans le présent document doivent être utilisées en sachant que nombre d'entre elles ont été créées pour certains types d'eau, ou pour répondre à des questions précises. Elles peuvent reposer sur des conditions topographiques, géologiques et climatiques hypothétiques, comme c'est le cas avec le LCM, et avoir besoin d'être perfectionnées et validées avant d'être utilisées dans certaines régions. Bien que nombre de ces méthodes puissent être adaptées à chaque situation, il faut prendre soin de retenir une méthode d'évaluation qui s'applique au type d'eau à l'étude et qui soit réaliste compte tenu des besoins.

6. DÉCISIONS DE GESTION

6.1 Introduction

Une fois évaluées les augmentations possibles des concentrations de phosphore, les résultats sont comparés aux objectifs d'origine (c'est-à-dire aux conditions de référence) fixés au début du cadre d'orientation. Il convient ensuite d'évaluer le degré de changement, dans une perspective de gestion, et de se poser la question suivante : « Ces modifications sont-elles acceptables? » Cette question repose largement sur l'interprétation que font les responsables de la gestion de ce qui constitue un impact « acceptable ». La protection des ressources en eau est souvent une question de gestion (Porter, 1978), et les résultats escomptés des décisions de gestion peuvent être complémentaires, mais peuvent aussi entrer en conflit les uns avec les autres. Le meilleur moyen de gérer les ressources aquatiques est de le faire à l'échelle du bassin hydrographique. On utilise mieux les ressources ainsi puisqu'on les considère dans leur ensemble et en tenant compte des besoins régionaux. Ainsi, c'est à l'échelle du bassin hydrologique qu'on devrait décider si un impact est acceptable ou non. Toutefois, ce n'est pas toujours possible de le faire lorsqu'un bassin hydrographique chevauche une frontière.

On peut avoir recours à de nombreuses solutions de gestion pour maîtriser ou atténuer les effets de l'enrichissement en éléments nutritifs. Comme les effets des apports en éléments nutritifs sur les écosystèmes aquatiques sont souvent difficiles à prévoir, il faut prendre les décisions de gestion appropriées si l'on veut obtenir les résultats voulus. Par conséquent, les gestionnaires environnementaux devraient appliquer un cadre souple à la gestion du phosphore. Le concept de « gestion adaptative » a été formulé dans les années 1970; il s'agit d'un processus formel qui permet d'améliorer constamment les politiques et pratiques de gestion en tirant des leçons des résultats obtenus. Les décisions de gestion constituent une étape vitale du cadre d'orientation, qui s'articule aux objectifs et aux résultats du programme à la faveur de la surveillance. La gestion de l'eutrophisation devrait comprendre ce qui suit :

- i. stratégies de gestion à court terme qui insistent principalement sur des opérations;
- ii. stratégies de gestion à long terme axées sur la réduction des concentrations d'éléments nutritifs, la gestion des débits, la sensibilisation, la surveillance et la recherche (Banens et Davis, 1998).

En pratique, il est souvent nécessaire d'appliquer les deux types de stratégies simultanément pour assurer un certain succès.

Rast et Holland (1988) ont tracé un cadre de base pour l'établissement d'une stratégie de gestion de l'eutrophisation. Le cadre comporte les étapes suivantes :

- i. déterminer le problème et fixer des buts de gestion;
- ii. évaluer l'étendue des renseignements disponibles au sujet du plan d'eau;

- iii. déterminer les méthodes disponibles et réalistes pour maîtriser l'eutrophisation;
- iv. analyser les coûts et les bénéfices attendus des autres stratégies de gestion possibles;
- v. analyser le bien-fondé des cadres institutionnels et réglementaires existants pour la mise en œuvre des autres stratégies de gestion;
- vi. sélectionner les stratégies voulues pour maîtriser l'eutrophisation et communiquer le plan d'action;
- vii. appliquer les mécanismes institutionnels pour réduire au minimum de futurs problèmes d'eutrophisation.

Les deux premières étapes de cette stratégie sont abordées dans le cadre d'orientation décrit dans le présent document. Les buts de gestion sont mentionnés dans la première étape du cadre, c.-à-d. définir des buts et des objectifs, définir l'état de référence. Le problème, ou le problème potentiel, est déterminé lorsque les conditions actuelles sont comparées avec l'intervalle d'intervention prédéfini. L'ampleur du problème, les sources et l'information disponibles sont toutes mentionnées dans le cadre, parmi les méthodes d'évaluation recommandées. Le présent chapitre donne des exemples de mécanismes de gestion et de maîtrise de l'eutrophisation applicables. L'analyse coûts-avantages de ces options, l'analyse en vue de la mise en œuvre des stratégies de gestion, et la sélection des stratégies appropriées sont toutes des décisions de gestion qu'il faut prendre selon les particularités de chaque plan d'eau, et cela dépasse la portée du présent document.

Le présent chapitre expose des options de gestion sélectionnées qui sont utilisées à l'heure actuelle, tant à l'échelle nationale qu'internationale. D'autres options peuvent aussi être envisagées.

6.2 Aucune intervention

Si les gestionnaires jugent que la dégradation ne justifie pas la mise en œuvre de stratégies spéciales pour réduire ou gérer l'apport de phosphore dans le plan d'eau, ils peuvent décider de ne pas intervenir. Il peut être nécessaire, à cette étape, de réévaluer les recommandations et les intervalles d'intervention définis pour le phosphore. Dans tous les cas, il est essentiel de surveiller le plan d'eau régulièrement pour s'assurer qu'il ne se dégrade pas de manière inacceptable.

6.3 Réduction de l'apport de phosphore

Un élément important de toute stratégie de réduction consiste à se fixer des buts, surtout des cibles quantitatives, puisque cela permet de mesurer le progrès accompli et la réussite des politiques adoptées (Crouzet *et al.*, 1999). Il faut tenir compte à la fois des sources de pollution ponctuelles et non ponctuelles lorsqu'on tente d'atteindre les buts fixés.

6.3.1 Sources de pollution ponctuelle

Le terme « source ponctuelle » signifie tout point de rejet de polluant visible, distinct et circonscrit, y compris tout conduit, fossé, tunnel, puits, fissure, conteneur, matériel roulant, ferme d'élevage intensif ou navire qui déverse ou pourrait déverser un polluant (EPA, 2000a; 2000b). En Europe, les méthodes visant à réduire le rejet par des sources ponctuelles se sont surtout concentrées sur les stations de traitement des eaux usées urbaines et sur certaines grandes industries (Crouzet *et al.*, 1999). La directive de l'UE relative au traitement des eaux urbaines constitue la principale directive concernant la gestion de la qualité des eaux. On utilise la meilleure technologie disponible pour réduire l'apport d'éléments nutritifs provenant de sources industrielles et municipales, et on recommande l'adoption de pratiques environnementales exemplaires pour réduire l'apport en éléments nutritifs provenant de sources non ponctuelles (en agriculture, notamment).

6.3.2 Sources de pollution non ponctuelles

Les principales sources non ponctuelles de pollution sont le ruissellement, les précipitations, les dépôts atmosphériques, le drainage, l'infiltration ou les modifications hydrologiques. Les principales causes de pollution non ponctuelle provenant des terres agricoles sont l'application excessive d'engrais, et l'utilisation et le développement d'exploitations d'élevage à haute densité. L'application d'engrais et de fumier peut être réduite tout en répondant aux besoins des cultures. Les déchets provenant des exploitations d'élevage à haute densité peuvent être gérés comme une source ponctuelle de pollution (Carpenter *et al.*, 1998a).

Gestion des éléments nutritifs dans le lac Simcoe

Les estimations de PT dans le lac Simcoe soulignent la nécessité de concentrer les efforts d'atténuation sur les sources de pollution urbaines et agricoles. Des programmes spéciaux (p. ex. le Landowner Environmental Assistance Program de la Lake Simcoe Region Conservation Authority (LSRCA) visant la gestion du fumier, l'accès du bétail aux cours d'eau et l'érosion des sols dans les zones cultivées) ont été créés pour limiter les sources de pollution agricole. Les eaux de ruissellement urbaines contribuent toujours dans une grande mesure à l'apport total provenant des zones urbanisées. Les travaux visant à contenir les eaux de ruissellement urbaines dans des bassins ont connu peu de succès.

Les projections faites pour la région prévoient une croissance continue de la population et des besoins correspondants en matière de développement urbain et de traitement des eaux usées (Winter *et al.*, 2001). C'est pourquoi les efforts visant la réduction des charges d'éléments nutritifs portent sur ces sources de pollution, de même que sur les sources agricoles, d'autant plus que ces sources sont riches en azote et en formes dissoutes de phosphore disponibles pour la croissance des plantes. Il existe beaucoup d'installations pour retenir les eaux de ruissellement dans le bassin versant, notamment pour les secteurs récemment urbanisés. Ces installations visent surtout pour l'instant le retrait du phosphore et il s'agit généralement de bassins de retenue des eaux pluviales

qui devraient permettre de réduire de 50 % l'apport en phosphore, ou de marais artificiels qui peuvent réduire jusqu'à 87 % l'apport en phosphore (LSRCA, 1998). Des travaux de rénovation sont réalisés dans le bassin versant sur les installations de retenue des eaux de ruissellement des zones urbaines et pour encourager leur construction dans les nouveaux développements. Un autre sujet préoccupant pour l'avenir est la fertilisation cumulative des zones agricoles, laquelle peut accélérer la perte de PT dans les environnements aquatiques au bout d'une certaine période à cause de l'accumulation de fortes concentrations de phosphore dans le sol (Haygarth *et al.*, 1998). Aucune autre source ponctuelle de rejet de phosphore dans le bassin du lac Simcoe n'a été autorisée par le MEO depuis 1985, et en vertu de la Stratégie de gestion environnementale du lac Simcoe, les limites d'exportation de phosphore à partir des stations de traitement des eaux usées sont fonction de la capacité hydraulique nominale de chaque station. Comme plusieurs stations du bassin du lac Simcoe auront bientôt atteint leur capacité nominale, il n'y a pas de marge de manœuvre qui permette la croissance de la population humaine en ce qui concerne le PT (Nicholls, 2001).

On peut réduire grandement l'apport d'azote et de phosphore par les eaux de ruissellement si on applique des quantités d'engrais et de fumier qui correspondent à l'absorption de N et de P par les cultures, et quand les cultures croissent rapidement. En gérant les sources d'apport, on peut réduire de manière significative la concentration de phosphore dans les eaux de ruissellement qui pénètrent dans les cours d'eau et les lacs. Le transport du P et du N des terres cultivées vers les eaux de surface par l'érosion et le ruissellement peut être réduit si on maintient des bandes de protection riveraine ou des zones tampons végétalisées, si on crée des bassins de rétention ou si on adopte des pratiques agricoles telles que les pratiques antiérosives, l'aménagement de terrasses, la culture suivant les courbes de niveau et les cultures couvre-sol.

Les méthodes pour limiter les sources de pollution urbaine non ponctuelles comprennent la création de bassins de rétention, de marais et de corridors verts comme parties intégrantes d'un système de gestion des eaux pluviales; la réduction des zones imperméables telles que les surfaces de béton ou d'asphalte, qui favorisent le ruissellement, et la réduction de l'érosion, surtout sur les chantiers de construction.

Voici un sommaire des mesures d'atténuation à prendre pour diverses sources de pollution non ponctuelles (EPA, 2000a). Il faut prendre ces mesures en considération lorsqu'on met en œuvre des programmes qui visent le rejet d'éléments nutritifs dans l'eau (EPA, 1993):

1. Ruissellement agricole

- Limitation de l'érosion et des sédiments
- Limitation des eaux usées et des eaux de ruissellement provenant des installations d'élevage en bâtiment clos
- Planification de la gestion des éléments nutritifs provenant des terres cultivées
- Système de gestion des pâturages
- Gestion de l'eau d'irrigation

2. Ruissellement urbain

- Limitation du ruissellement et de l'érosion provenant des zones existantes et en développement
- Limitation du ruissellement et de l'érosion provenant de chantiers de construction
- Limitation des produits chimiques provenant de chantiers de construction (y compris les engrais)
- Conception, emplacement, installation, utilisation et entretien adéquats des systèmes d'élimination sur place
- Sensibilisation à la prévention de la pollution (p. ex. produits chimiques ménagers, entretien de la pelouse et jardinage; terrains de golf, excréments d'animaux domestiques, systèmes d'élimination sur place)
- Planification, localisation et développement des routes, autoroutes et ponts (y compris la gestion des eaux de ruissellement)

3. Ruissellement liés à l'exploitation forestière

- Gestion de la bordure des ruisseaux
- Construction et gestion des routes
- Gestion des produits chimiques forestiers (y compris les engrais)
- Remise en végétation
- Planification avant la récolte et gestion de la récolte

4. Marinas et navigation de plaisance

- Conception
- Exploitation et gestion
- Gestion des eaux pluviales
- Gestion des déchets de poisson
- Sensibilisation à la prévention de la pollution (p. ex. nettoyage des bateaux, élimination des déchets de poisson, procédures de vidange des eaux usées)

5. Hydromodifications (canalisations, construction de barrages, etc.)

- Réduire au minimum les modifications à l'apport en sédiments ainsi que l'apport de polluants grâce à une planification et une conception consciencieuses
- Limitation de l'érosion et des sédiments
- Limitation des polluants
- Stabilisation et protection des rives en érosion

6. Milieux humides et zones riveraines

- Préserver les fonctions des milieux humides et des zones riveraines au moyen d'une couverture végétale variée; protéger l'hydrologie des eaux de surface et des eaux souterraines, la géochimie du substrat et la composition en espèces
- Promouvoir la restauration des milieux humides et des écosystèmes riverains endommagés ou détruits

- Promouvoir le recours à des dispositifs de végétalisation artificiels.

6.4 Atténuation et conservation

6.4.1 Atténuation chimique

On peut ajouter un certain nombre de produits chimiques (en les versant à la surface du lac ou par un système de gicleurs, ou en les dosant dans l’affluent du lac) pour floculer le phosphore. On a aussi déjà eu recours à la floculation artificielle pour retirer le phosphore des apports d’eau à des lacs.

6.4.2 Réservoirs

On peut aussi construire des pré-réservoirs sans désorption artificielle du phosphore comme moyen de retirer les éléments nutritifs, le phosphore particulaire par sédimentation et l’azote par dénitrification.

6.4.3 Brassage artificiel

Dans les lacs où les eaux de surface s’appauvrissent rapidement en éléments nutritifs et où la stratification se maintient pendant la période de croissance, on a eu recours avec un certain succès au captage de l’eau hypolimnique riche en éléments nutritifs (rejetée par la décharge). On peut aussi procéder au brassage artificiel des lacs et des réservoirs pour maîtriser l’eutrophisation. Le brassage artificiel agit de deux façons : il garde les eaux inférieures riches en oxygène, ce qui inhibe le rejet de phosphore à partir des sédiments, et il fait circuler le phytoplancton des eaux de surface vers les eaux plus profondes où la lumière est trop faible pour que les algues puissent faire la photosynthèse. Dans bien des cas, toutefois, surtout lorsque le taux de phosphore près du fond est élevé, le mélange artificiel peut en fait accroître la biomasse d’algues au lieu de la réduire.

6.4.4 Biomanipulation

La biomanipulation (la gestion artificielle des communautés de poissons afin de limiter la biomasse algale) a beaucoup attiré l’attention en Europe, où les populations d’un certain nombre d’espèces de poissons se nourrissant de zooplancton sont en déclin. En Europe de l’Est, on a procédé à des expériences avec des poissons pour limiter directement la quantité d’algues. Dans plusieurs pays, on a introduit avec succès la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*) pour limiter la quantité de macrophytes, notamment dans de grands canaux aux États-Unis (Crouzet *et al.*, 1999).

6.4.5 Restauration des milieux humides

Les forêts et la végétation de long des rives ou des côtes peuvent grandement réduire le flux d’éléments nutritifs vers les eaux de surface provenant de sources non ponctuelles. La restauration des milieux humides est une méthode rentable pour réduire la pollution non ponctuelle par l’azote et le phosphore.

6.5 Autres méthodes pour limiter la quantité de phosphore

6.5.1 Quotas de rejet de phosphore

En vertu du programme de gestion du PT, des quotas d'apport de phosphore seraient alloués aux particuliers et aux administrations responsables de la gestion des sources de PT dans un lac. Le programme permettrait aux détenteurs de ces quotas de vendre ou d'acheter des quotas entre eux. Une telle méthode peut permettre de réduire efficacement la charge de phosphore dans le lac si le résultat net des échanges de phosphore est une diminution de l'exportation de PT.

7. APPLICATION DU CADRE – PREMIÈRE ÉTUDE DE CAS : STRATÉGIE DE GESTION ENVIRONNEMENTALE DU LAC SIMCOE

7.1 Introduction

Le lac Simcoe est le plus grand lac du sud de l'Ontario, exception faite des Grands Lacs. Depuis les années 1970, la charge de PT dans le lac a triplé par rapport à la concentration initiale, ce qui a empêché le recrutement de poissons d'eaux froides indigènes, et favorisé la croissance excessive des macrophytes et des algues (Johnson et Nicholls, 1989; Evans *et al.*, 1996). Comme les activités aquatiques ont une grande importance sur le plan économique, la charge de PT est préoccupante. La stratégie de gestion environnementale du lac Simcoe (LSEMS : Lake Simcoe Environmental Strategy) repose sur les mesures recommandées pour réduire la charge de phosphore, recommandations qui découlent d'études menées pour relever et mesurer les sources de phosphore (LSEMS, 1985). Bien que cette stratégie ait été créée et appliquée hors du cadre d'orientation pour la gestion du phosphore décrit dans le présent document, cette étude de cas illustre la façon dont des méthodes existantes peuvent facilement s'intégrer au cadre.

7.2 Définir l'état de référence

Au cours des dernières décennies, le recrutement naturel des poissons d'eaux froides indigènes touladi (*Salvelinus namaycush*), grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) et cisco de lac (*Coregonus artedii*) a chuté (Evans *et al.*, 1996). Le principal problème qui nuit au recrutement de poissons est l'eutrophisation. La croissance excessive des macrophytes et des algues est attribuable au fait que la charge de phosphore a triplé au cours des dernières décennies, ce qui a eu des répercussions sur les habitats hypolimniques estivaux des poissons d'eaux froides indigènes. La Stratégie de gestion environnementale du lac Simcoe a donc été lancée dans le but de restaurer la pêche aux poissons d'eaux froides dans le lac Simcoe. Les conditions convenant à ce type de pêche ont été définies comme l'état de référence du lac Simcoe, soit 9-10 $\mu\text{g L}^{-1}$ PT (LSEMS, 1985).

7.3 Définir l'intervalle d'intervention

Selon la classification trophique modifiée de l'OCDE (Vollenweider et Kerekes, 1982) utilisée pour définir des intervalles d'intervention (Chapitre 4, Tableau 4.3), ce lac se range dans la catégorie « oligotrophe » de 4-10 $\mu\text{g L}^{-1}$ PT.

7.4 Dépassement de l'intervalle d'intervention?

La concentration de PT dans le lac Simcoe se situait entre 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ PT à la fin des années 1970, lorsqu'on s'est attaqué au problème pour la première fois, et 15 $\mu\text{g L}^{-1}$ PT au milieu des années 1980, soit la concentration telle qu'elle était au moment de la publication du premier rapport découlant de la Stratégie de gestion environnementale du lac Simcoe (Nicholls, 1995). Ces valeurs dépassaient la valeur de référence de 9-10 $\mu\text{g L}^{-1}$ PT, qui se situe à la limite de l'intervalle d'intervention définissant l'état oligotrophe. L'intervalle d'intervention est ainsi dépassé et il est recommandé de réaliser

une nouvelle évaluation. On peut opposer que le PT peut augmenter naturellement, et qu'il n'y a pas de marge de manœuvre pour une telle augmentation naturelle parce que la valeur de référence se situe à l'extrémité supérieure de l'intervalle d'intervention. Si l'intervalle d'intervention était fixé au niveau suivant (état mésotrophe, 10-20 $\mu\text{g L}^{-1}$ PT), la concentration observée tomberait à l'intérieur de l'intervalle d'intervention. Toutefois, l'évaluation comporte une deuxième vérification, qui consiste à se demander si l'augmentation atteint 50 % par rapport à la valeur de référence (ce qui permet une augmentation du PT avec impact minimum sur le lac). Dans le cas du lac Simcoe, la réponse est oui. On recommande donc de procéder à une autre évaluation, quelle que soit la valeur d'intervention définie au départ.

7.5 Nouvelle modélisation

C'est au début des années 1970 qu'on a constaté pour la première fois la dégradation du lac Simcoe (Ralston *et al.*, 1975), ce qui a mené à l'autorisation de réaliser une étude initiale de cinq ans sur le lac Simcoe. La stratégie de gestion environnementale du lac Simcoe (LSEMS, 1985) a été mise en place pour évaluer l'apport en phosphore au lac (Figure 6.1). On a d'abord évalué les charges telles qu'elles étaient avant 1800, puis on a calculé le taux de sédimentation et les charges de phosphore d'aujourd'hui en mettant à l'échelle les taux d'avant 1800 au moyen de ratios des taux de sédimentation massique et des charges de phosphore d'aujourd'hui par rapport à ceux d'avant 1800 (Johnson et Nicholls, 1989). Les charges présentées pour 1990-1998 ont été calculées au moyen de données de surveillance exhaustives.

7.6 Décision de gestion

À partir des résultats du rapport de la Stratégie de gestion environnementale du lac Simcoe (LSEMS, 1985), 21 recommandations ont été formulées, notamment mettre à jour et perfectionner les estimations de l'apport en phosphore et définir des stratégies concernant l'apport en phosphore (Nicholls, 2001). À partir de l'étude initiale (LSEMS, 1985), on a proposé une cible de 75 tonnes par année (soit une réduction de 25 % par rapport à l'apport de 100 tonnes par année évalué dans les années 1980), cible qui devrait donner une concentration de PT printanière (colonne d'eau mélangée) pondérée en fonction du volume de 9 à 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Nicholls, 1997).

7.7 Surveillance

Depuis le début de l'étude sur le lac Simcoe, celui-ci a été soumis à une surveillance permanente, et nombre des 21 recommandations formulées dans le rapport (LSEMS, 1985) ont été appliquées au cours des étapes subséquentes de la Stratégie. Le but de la Stratégie demeure la restauration de la pêche aux poissons d'eaux froides (9-10 $\mu\text{g L}^{-1}$ PT) dans le lac Simcoe (Scott *et al.*, 2001).

7.8 Atteinte des objectifs

On estime que la Stratégie a permis de réduire l'apport en PT dans le lac de 14 tonnes au cours des cinq premières années de sa mise en œuvre, soit de 1990 à 1995

(LSEMS, 1995). Depuis, la Stratégie est demeurée en place et on continue à viser la cible à long terme de 75 tonnes par an.

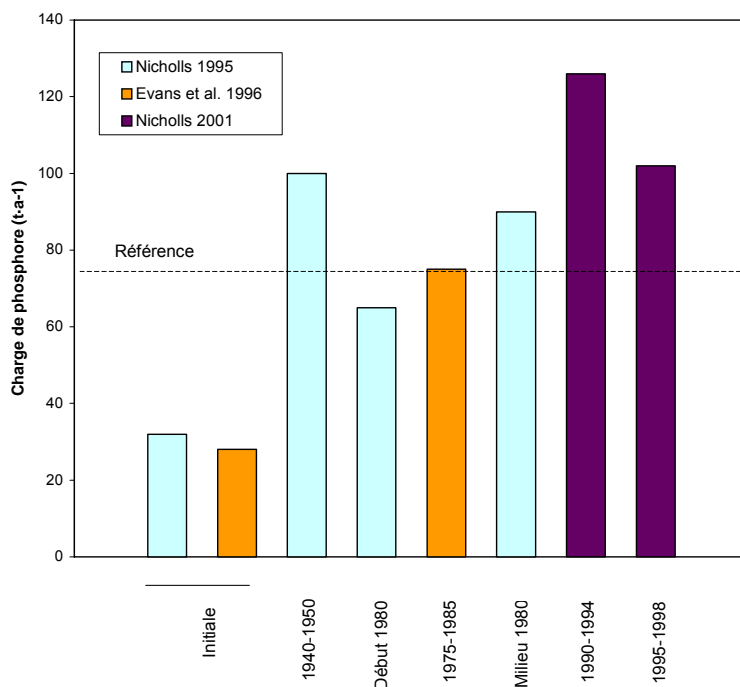


Figure 7.1 Historique des apports en phosphore (tonnes métriques par année) dans le lac Simcoe. La valeur de référence représente un apport de 75 tonnes par année, défini pour atteindre une concentration de PT de 9 à 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ (sources : Nicholls, 1995; Evans *et al.*, 1996; Nicholls, 2001).

Au cours des prochaines étapes, la Stratégie de gestion environnementale du lac Simcoe visera la réduction de l'apport en phosphore associé au développement urbain, et la réduction des apports provenant des activités agricoles (LSEMS, 1995). Dans la foulée de la Stratégie, on a relevé le besoin d'améliorer l'estimation de l'apport en PT. Il faut des données hydrologiques quantitatives pour élaborer le bilan hydrique du lac et du bassin versant, et un programme intensif de surveillance des conditions hydrologiques et chimiques a donc été mis en place dans les sous-bassins du bassin versant, de même qu'un programme de mesure des apports provenant des dépôts. On juge aujourd'hui que les estimations des charges de PT sont plus exactes puisqu'elles sont fondées sur des mesures quantifiées. Un volet important des études menées ces dernières années a été l'élaboration de modèles de bilan de masse servant à prévoir l'impact de l'apport en phosphore sur la qualité des eaux du lac. L'apport de PT dans le lac demeure bien supérieur à la cible de 75 tonnes par année fixée pour le lac (Scott *et al.*, 2001; Winter *et al.*, 2001), et la prolifération des algues filamenteuses dans la zone littorale demeure un problème, malgré l'amélioration de la qualité des eaux, attribuée à la filtration par la moule zébrée.

8. APPLICATION DU CADRE – DEUXIÈME ÉTUDE DE CAS : LAC KODIAK, MINE DE DIAMANTS EKATI, T. N.-O.

En 1994, BHP Diamonds inc. proposait d'ouvrir la première mine de diamants du Canada. La mine serait située dans la région du lac de Gras, dans les Territoires du Nord-Ouest, à environ 300 km au nord-est de Yellowknife. Une évaluation environnementale a été menée afin de relever et d'évaluer les effets possibles du projet sur l'environnement. À cette époque, le phosphore n'était pas considéré comme une source de dégradation. À l'étape d'autorisation réglementaire, on a exigé qu'un programme de surveillance des effets soit mis en place dans le cadre du permis d'utilisation de l'eau. Cette surveillance a permis de relever des signes d'enrichissement (augmentation des nitrates, du phosphore et des producteurs primaires). L'augmentation de l'azote a été attribuée en grande partie à l'abattage à l'explosif au moyen du NH_4NO_3 , et au déversement des eaux usées traitées dans le lac Kodiak. On prévoyait que ces effets seraient présents tant que la mine serait en exploitation (Rescan, 1999) ou tant que les eaux usées seraient rejetées dans le lac. Au début de 1999, toutes les eaux usées ont été dirigées vers l'installation de retenue du lac Long, où le phosphore des eaux usées semble se lier aux résidus de kimberlite. On ne détecte pas de phosphore dans l'effluent rejeté à partir de cette installation.

L'environnement arctique dans la région d'Ekati est originel et fragile, et les lacs de la région à l'étude se caractérisent par des eaux limpides, douces, faibles en éléments nutritifs, ce qui est typique des environnements aquatiques originels du nord. Dans le présent chapitre, nous appliquons le cadre *a priori* pour prévoir si le phosphore peut causer d'éventuels problèmes.

8.1 Apport d'éléments nutritifs dans le lac Kodiak

Dans le passé, le lac Kodiak comptait trois principales sources ponctuelles externes d'apport en éléments nutritifs : l'assèchement du lac Koala (ALK), les eaux usées traitées, et le canal de détournement Panda (CDP). L'assèchement du lac Koala est survenu en 1997, et les eaux usées traitées ont été pompées et déversées dans le lac Kodiak de 1997 jusqu'en janvier 1999, après quoi elles ont été transférées dans l'installation de retenue du lac Long. Les eaux usées traitées ont été réintroduites dans le lac Kodiak pendant cinq jours en septembre 1999, et pendant une journée, le 26 septembre 2000, en raison de travaux d'entretien routiniers du système de pompage de la kimberlite traitée. En 2000, la principale source ponctuelle externe d'apport en éléments nutritifs dans le lac Kodiak était le canal de détournement Panda. Une autre source potentielle d'éléments nutritifs pour le lac Kodiak est l'apport interne. Deux mécanismes peuvent provoquer un apport interne : la mise en suspension des sédiments du lac dans la colonne d'eau et des changements chimiques dans les sédiments provoqués par une faible concentration d'oxygène dissous. La mise en suspension des sédiments est plus fréquente pendant la saison où les eaux sont libres de glace, en raison du fort débit du CDP et de l'action des vagues. La concentration d'oxygène dissous risque de s'abaisser surtout lorsque le lac est couvert de glace. Une faible concentration d'oxygène dissous à l'interface des sédiments avec l'eau peut causer le relargage d'éléments nutritifs (ammonium, nitrate, phosphore) et de métaux

(fer, manganèse) des sédiments vers la colonne d'eau. Lorsque l'interface sédiments/eau se réoxygène, le fer s'oxyde, ce qui provoque la précipitation de complexes fer-phosphate, et la plus grande partie du phosphore retourne dans les sédiments.

Plus de 55 % du volume total d'eau écoulee dans le CDP en 2000 était déjà passé en juin. Comme prévu, cela correspondait à la période où l'apport externe était le plus important. Le mois de juin a compté pour 44 % de l'apport en azote et 61 % de l'apport en phosphore. L'apport en azote s'est fait surtout sous forme d'azote organique (azote Kjeldahl total, moins l'ammonium), suivi du nitrate. Les sources d'azote organique sont les matières végétales et animales (vivantes et mortes). Le nitrate provient peut-être des résidus de l'explosif nitrate-fuel sur les stériles qui ont été utilisés pour la stabilisation du canal ou des poussières soulevées par le dynamitage dans la fosse Panda voisine. Le phosphore, quant à lui, proviendrait plutôt des sédiments et des sols, de même que des matières organiques en décomposition (terrestres et aquatiques) transportées depuis les plans d'eau situés en amont et du CDP lui-même. Le ratio N:P se situe entre 24 et 105, pour une moyenne annuelle de 33. Ces ratios sont significativement plus élevés que le ratio dont le phytoplancton a normalement besoin pour assurer sa croissance optimale (de l'ordre de 7:1 en poids). Ces valeurs indiquent qu'en 2000, l'eau du CDP renfermait peu de phosphore par rapport à l'azote et que, par conséquent, le phosphore serait l'élément nutritif limitant pour le phytoplancton dans l'eau du CDP.

On n'a relevé aucun apport interne mesurable de phosphore en provenance des sédiments au cours de l'hiver 1999-2000, à l'exception de la dernière journée d'échantillonnage en mai. Les eaux du fond sont demeurées assez bien oxygénées tout au long de la saison des glaces en 1999-2000. La concentration d'azote a été élevée pendant l'hiver 1999-2000 comparativement à la concentration relevée pendant la saison où les eaux étaient libres de glace. Toutefois, peu après la fonte des neiges, la concentration d'azote à mi-profondeur a chuté significativement. L'apport interne d'éléments nutritifs dans le lac Kodiak survient l'hiver, lorsque les organismes biologiques ne peuvent profiter pleinement des concentrations élevées à cause des températures froides et du manque de lumière. La concentration d'éléments nutritifs retrouve ses valeurs estivales lorsque le lac est libéré des glaces et peut s'oxygéner. Ainsi, en 2000, l'apport hivernal n'a probablement pas contribué significativement à l'augmentation de la biomasse algale en été.

8.2 Définir l'état de référence

On a réalisé des études de référence pour préparer l'énoncé des incidences environnementales de 1994 (Rescan, 1995) et de la surveillance depuis la construction et le début de l'exploitation minière (1997) dans les deux lacs de référence (un situé à l'intérieur et l'autre à l'extérieur de la zone à l'étude) et le lac Kodiak, dans le cadre des programmes de surveillance mis en place par les responsables de la mine. Ainsi, on dispose de données physiques, chimiques et biologiques sur ce lac depuis 1994. Comme il existe des données de référence datant d'avant l'exploitation de la mine pour le lac Kodiak, elles serviront à définir la concentration de référence dans le cadre

d'orientation pour la gestion du phosphore. Comme la construction de la mine a commencé en 1997, on a utilisé les données de 1994 à 1996 pour définir les valeurs de référence. Le PT annuel se situait entre 9,6 et 13,5 $\mu\text{g L}^{-1}$ dans le lac Kodiak entre 1994 et 1996, et on a utilisé la moyenne de 11,1 $\mu\text{g L}^{-1}$ relevée pendant la période libre de glace comme concentration de référence.

8.3 Définir l'intervalle d'intervention

Si on utilise la concentration de référence de 11,1 $\mu\text{g L}^{-1}$ PT définie à partir des données disponibles, cela situe le lac dans la catégorie des lacs mésotrophes (10-20 $\mu\text{g L}^{-1}$), selon le cadre d'orientation.

Tableau 8.1 Apports historiques d'azote total et de phosphore total dans le lac Kodiak, 1997–2000.

Année	Source ¹	Apport d'azote total		Apport de phosphore total	
		($\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$)	%	($\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$)	%
1997	ALK	181	4	77	15
	EUT	1306	26	286	56
	CDP	3600	70	148	29
	Total	5087	100	511	100
1998	ALK	0	0	0	0
	EUT	2704	74	477	91
	CDP	938	26	48	9
	Total	3642	100	525	100
1999	ALK	0	0	0	0
	EUT	124	4	15	10
	CDP	3086	96	134	90
	Total	3210	100	149	100

Année	Source ¹	Apport d'azote total		Apport de phosphore total	
		(kg·a ⁻¹)	%	(kg·a ⁻¹)	%
2000	ALK	0	0	0	0
	EUT	0	0	0	0
	CDP	1037	100	31	100
	Total	1037	100	31	100

1: ALK = Assèchement du lac Koala; EUT = Eaux usées traitées; CDP = Canal de détournement Panda

8.4 Dépassement de l'intervalle d'intervention?

On prévoyait qu'une fois la mine en exploitation, il y aurait deux grandes sources d'apport en phosphore dans le lac Kodiak : les eaux usées traitées et un canal de détournement provenant d'un lac situé à proximité; ces sources produiraient un apport total de 288 kg a⁻¹ dans le lac (Rescan, 1995). Dans la présente étude de cas, on a utilisé le modèle LCM pour déterminer l'apport en phosphore provenant de sources naturelles (OMOE, 1999A). Les sources modélisées étaient les dépôts atmosphériques et les eaux de ruissellement provenant du bassin hydrographique, constitué surtout de toundra. Les données requises pour exécuter le modèle comprenaient les précipitations, la superficie du bassin versant, le volume des eaux de ruissellement et l'utilisation des sols. On a utilisé un coefficient de 5 kg km⁻²a⁻¹ de phosphore, correspondant à un milieu de toundra de substratum granitique (P. Dillon, 2002, comm. pers.). La charge provenant de la mine projetée a été ajoutée à la valeur de référence, somme qui a été convertie en une concentration globale en fonction de la superficie du lac, de sa profondeur moyenne et de son temps de séjour de l'eau. On a ainsi prévu que, une fois que la mine serait en activité, la moyenne générale pour la période libre de glace augmenterait pour atteindre 25,24 µg L⁻¹ PT dans le lac Kodiak.

Bien que la valeur de référence se situe à l'extrémité inférieure de l'intervalle d'intervention prédéfini, la hausse de la concentration de phosphore prévue dans le lac dépasse l'intervalle qui définit l'état mésotrophe et, par conséquent, on recommande de procéder à une nouvelle modélisation.

8.5 Nouvelle modélisation

Des modèles comme le LCM ou la modélisation au moyen d'un coefficient d'exportation, peuvent servir à évaluer l'apport en phosphore maximal acceptable qui empêcherait que la concentration de PT n'augmente au-delà de l'intervalle d'intervention ou de plus de 50 % par rapport à la valeur de référence. À ce point, il faut

prendre une décision de gestion concernant la possibilité de réduire la charge en phosphore jusqu'à la quantité requise.

8.6 Décision de gestion

Les options de gestion qui se présentent dans le cas du lac Kodiac sont les suivantes :

- i. Réduire l'apport externe global en phosphore;
- ii. Évaluer l'apport interne en phosphore et, si on constate qu'il s'agit d'une source potentielle, dresser un plan d'action pour le réduire.

8.7 Surveillance

Quelle que soit l'option retenue, il est essentiel de surveiller le lac de manière continue pour vérifier si les prévisions sont exactes et si les mesures d'atténuations appliquées donnent les résultats escomptés.

8.8 Atteinte des objectifs

Le cadre d'orientation du phosphore a permis de bien cerner les problèmes d'apports en PT au lac Kodiac qui n'avaient pas été relevés dans l'évaluation environnementale initiale. Le cadre procure en outre un moyen de prévoir les effets des différentes options de gestion qui se présentent et aide à prendre des décisions à cet égard.

RÉFÉRENCES

- AEP (Alberta Environmental Protection). 1993. Alberta ambient surface water quality interim guidelines. Standards and Guidelines Branch. Alberta Environmental Protection. Edmonton, Alberta.
- Allen, J.D. 1995. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Chapman & Hall, UK. 400p.
- Andersen, T. 1997. Pelagic Nutrient Cycles: Herbivores as Sources and Sinks. Ecological Studies, Vol. 129, Springer.
- Armitage P.D., R.G.M. Gunn, M.T. Furse, J.F. Wright, and D. Moss. 1987. The use of prediction to assess macroinvertebrate response to river regulation. *Hydrobiologia* 144: 25-32.
- Banens, R.J. and J.R. Davis. 1998. Comprehensive approaches to eutrophication management: the Australian example. *Water Sci. Tech.* 73(3): 217-225.
- Bayley, S.E., D.W. Schindler, K.G. Beaty, B.R. Parker, and M.P. Stainton. 1992. Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining Boreal forest and fen watersheds: nitrogen and phosphorus. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:584-596.
- BC Ministry of Environment, Lands and Parks. 1995. The British Columbia Water Quality Index. Prepared for the Water Quality Branch. Victoria, B.C. 13 p.
- Beaulac, M.N. and K.H. Reckhow. 1982. An examination of land use-nutrient export relations. *Water Res. Bull.* 18: 1013-1024.
- Berthouex, P.M. and I. Hau. 1991. Difficulties related to using extreme centiles for water quality regulations. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation.* 63: 873-879.
- Bourne, A., N. Armstrong, and G. Jones. 2002. A preliminary estimate of total nitrogen and total phosphorus loading to streams in Manitoba, Canada. Water Quality Management Section. Manitoba Conservation Report No. 2002-04. 49 p.
- Brabrand, A., B.A. Faafeng, and J.P.M. Nilssen. 1990. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 364-372.
- Brown, C.D., M.V. Hoyer, R.W. Bachmann, and D.E. Canfield Jr. 2000. Nutrient chlorophyll relationships: an evaluation of empirical nutrient-chlorophyll models using Florida and north-temperate lake data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1574-1583.
- Bulgakov, N.G. and A.P. Levich. 1999. The nitrogen:phosphorus ratio as a factor regulation phytoplankton community structure. *Arch. Hydrobiol.* 146: 3-22.

- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Annexe IX— Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique (avril 1991). Dans : *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, 1987. Préparées par le Groupe de travail sur les lignes directrices relatives à la qualité de l'eau. [Mises à jour et réimprimées avec des révisions et des remaniements mineurs dans le chapitre 4 des *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2001. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux: Indice de qualité des eaux du CCME 1.0 Rapport technique* dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.
- CCME. 2002. Indirect toxic effects of nitrogen, and the role of nitrogen-to-phosphorus ratios (N:P) in regulating primary production in freshwater ecosystems. Draft Report, Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, MB.
- Canfield, D.E. 1983. Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: the importance of phosphorus and nitrogen. *Water Res. Bull.* 19: 255-262.
- Canfield, D.E.Jr., J.V. Shireman, D.E. Colle, W.T. Haller, C.E. Watwins, and M.J. Maceina. 1984. Prediction of chl a concentrations in Florida lakes: importance of aquatic macrophytes. *Can. J. Aquat. Sci.* 41: 497-501.
- Carignan, R., P. D'Arcy, and S. Lamontagne. 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2):105-117.
- Carignan, R., and R.J. Steedman. 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2):1-4.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-368.
- Carpenter, S., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley, and V.H. Smith. 1998a. Non-point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Issues in Ecology* #3.
- Carpenter, S.R., J.J. Cole, J.F. Kitchell, and M.L. Pace. 1998b. Impact of dissolved organic carbon, phosphorus, and grazing on phytoplankton biomass and production in experimental lakes. *Limnol. Oceanogr.* 43: 73-80.
- Casey, H. and I.S. Farr. 1982. The influence of within stream disturbance on dissolved nutrient levels during spates. *Hydrobiologia* 92: 447-462.
- Castillo, M.M., J.D. Allan and S. Brunzell. 2000. Nutrient Concentrations and discharges in a midwestern agricultural catchment. *J. Environ. Qual.* 29: 1142-1151.

- Chambers, P. A. and A.R. Dale. 1997. Contribution of industrial, municipal, agricultural and groundwater sources to nutrient export, Athabasca, Wapiti and Smoky Rivers, 1980 to 1993. Northern Rivers Basin Study Project Report No. 110. Northern Rivers Basin Study, Edmonton, Alberta, Canada.
- Chambers, P. A., R. Kent, M. N. Charlton, M. Guy, C. Gagnon, E. Roberts, E. Grove, and N. Foster. 2001. Nutrients and their impact on the Canadian environment. Environment Canada. 241 pp.
- Chamberlain, W.M. 1968. A preliminary investigation of the nature and importance of soluble organic phosphorus. Ph.D. Thesis, University of Toronto, Ontario. 232.
- Clark, B. and N.J. Hutchinson. 1992. Measuring the trophic status of lakes: sampling protocols. Ontario Ministry of the Environment. PIBS 202. ISBN 0-7778-0387-9. 36p.
- Clarke, R.T., M.T. Furse and J.F. Wright. 1992. Testing and further development of RIVPACS. A comparison of single, paired and 3 season combined macroinvertebrate samples for the biological banding of river quality. National Rivers Authority Preliminary report - Project 243. Bristol, UK. 76 p.
- Crouzet, P., J. Leonard, S. Nixon, Y. Rees, W. Parr, L. Laffon, J. Bøgestrand, P. Kristensen, C. Lallana, G. Izzo, T. Bokn, and J. Bak. 1999. Nutrients in the European ecosystems. Environment Assessment Report No. 4. EEA, Copenhagen.
- Damiani, V., R. Baudo, S. De Rosa, R. De Simone, O. Ferretti, G. Izzo, and F. Serena. 1987. A case study: Bay of Pozzuoli (Gulf of Naples, Italy). *Hydrobiologia* 149: 201-211.
- Dillon, P.J. and F.H. Rigler. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 19: 767-773.
- Dillon, P.J. and F.H. Rigler. 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *J. Fish. Res. Board Can.* 31: 1771-1778.
- Dillon, P.J. and W.B. Kirchner. 1975. The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. *Water Res.* 9: 135-148.
- Dillon, P.J., K.H. Nicholls, W.A. Schindler, N.D. Yan, and D.S. Jeffries. 1986. Lakeshore Capacity Study. Trophic status. Ontario Ministry of Municipal Affairs, Queen's Printer for Ontario.
- Dillon, P.J., L.A. Molot, and R.A. Reid. 1991. Nitrogen/phosphorus ratio and the prediction of chlorophyll in phosphorus-limited lakes in central Ontario. OMOE report PIBS 1407.

- Dixit, S.S., J.P. Smol, J.C. Kingston, and D.F. Charles. 1992. Diatoms: Powerful indicators of environmental change. *Environ. Sci. Technol.* 26: 22-33.
- Dixit, S.S., J.P. Smol, D.F. Charles, R.M. Hughes, S.G. Paulsen, and G.B. Collins. 1999. Assessing lake water quality changes in the lakes of the northeastern United States using sediment diatoms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:131-152.
- Dixit, S.S., A.S. Dixit, J.P. Smol, R.M. Hughes, and S.G. Paulsen. 2000. Water quality changes from human activities in three northeastern USA lakes. *Lake Reserv. Manage.* 16: 305-321.
- Dixit, S.S., J.N. Connor, and S.C. Landry. 2001. Paleolimnological study of Willard and Russell ponds in New Hampshire. *Lake Reserv. Manage.* 17: 197-216.
- Dodds, W.K. 1997. Distribution of run off and rivers related to vegetative characteristics, latitude and slope: a global perspective. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16: 162-168.
- Dodds, W.K., J.R. Jones, and E.B. Welch. 1998. Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Res.* 32: 1455-1462.
- Dodds, W.K., V.H. Smith, and B. Zander. 1997. Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: a case study of the Clark Fork River. *Water Res.* 31: 1738-1750.
- EPA. 1993. Guidance specifying management measures for sources of nonpoint pollution in coastal waters. Office of Water. US Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA 804-B-92-002.
- EPA. 1995. National nutrient assessment workshop. US Environmental Protection Agency, Washington. EPA 822-R-96-004.
- EPA. 2000a. Nutrient criteria technical guidance manual: lakes and reservoirs. US Environmental Protection Agency, Washington. EPA 822-B00-001.
- EPA. 2000b. Nutrient criteria technical guidance manual: rivers and streams. US Environmental Protection Agency, Washington. EPA 822-B-00-002.
- EPA. 2000c. AQUATOX for windows: a modular fate and effects model for aquatic ecosystems. Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington. EPA 823-R-00-006.
- EPA. 2001. Nutrient criteria technical guidance manual: estuarine and coastal marine waters. US Environmental Protection Agency, Washington. EPA-822-B-01-003.
- Environment Canada. 1997. Pulp and paper aquatic environmental effects monitoring requirements. Annex 1 to EEM/1997/1. Ottawa, Ontario.

- Evans, D.O., K.H. Nicholls, Y.C. Allen and M.J. McMurty. 1996. Historical land use, phosphorus loading, and fish habitat in Lake Simcoe, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53(1): 194-218.
- Fisher, T.R. and D.R.S. Lean. 1992. Interpretation of radiophosphate dynamics in lake waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 252-258.
- Forsberg, C. and S.O. Ryding. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste receiving lakes. *Arch. Hydrobiol.* 89: 189-207.
- Fritz, S.C., J.C. Kingston, and D.R. Engstrom. 1993. Quantitative trophic reconstructions from sedimentary diatom assemblages. *Freshwater Biol.* 30: 1-23.
- GEMS. 1990. Global Environment Monitoring System. Global Freshwater Quality – a first assessment. M. Meybeck, D. Chapman, R. Helmer (Eds).
- GRCA. 1993. The Laural Creek watershed study. Grand River Conservation Authority, Cambridge, Ontario, Canada.
- Gellepp, G.W. 1979. Chironomid influence on phosphorus release in sediment-water mesocosms. *Ecology.* 60: 382-394.
- Gellepp, G.W., J.F. Kitchell, and S.M. Bartell. 1978. Phosphorus release from lake sediments as effected by chironomids. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 20: 458-465.
- Golterman, H.L. 1982. Loading concentration models for phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 91: 169-174.
- Green, R.H. 1979. *Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists.* John Wiley and Sons Inc. New York.
- Grimm, N.B. 1987. Nitrogen dynamics during succession in a desert stream. *Ecology* 68: 1157-1170.
- Hall, R.I. and J.P. Smol. 1996. Paleolimnological assessment of long-term water quality changes in south-central Ontario lakes affected by cottage development and acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 1-17.
- Hall, R.I. and J.P. Smol. 1999. Diatoms as indicators of lake eutrophication. pp. 128-168. In: Stoermer, E.F. and J.P. Smol (Eds.). *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Hall, R.I., P.R. Leavitt, J.P. Smol, and N. Zirnheld. 1997. Comparison of diatoms, pigments, and historical records as measures of lake eutrophication. *Freshwater Biol.* 38: 401-417.
- Hall, R.I., P. Leavitt, A. Dixit, R. Quinlan, and J.P. Smol. 1999. Limnological succession in reservoirs: a paleolimnological comparison of two methods of reservoir formation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 1109-1121.

- Harman, J., W.D. Robertson, J.A. Cherry, and L. Zanini. 1996. Impacts on a sand aquifer from an old septic system: nitrate and phosphate. *Ground Water*. 34: 1105-1114.
- Havens, K.E., T. Fukushima, P. Xie, T. Iwakuma, R.T. James, N. Takamura, T. Hanazato and T. Yamamoto. 2001. Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA). *Environ. Pollut.* 111: 263-272.
- Haygarth, P.M., P.J. Chapman, S.C. Jarvis and R.V. Smith. 1998. Phosphorus budgets for two contrasting grassland farming systems in the UK. *Soil Use Manage.* 14: 1-9.
- Hession, W.C. and D.E. Storm. 2000. Watershed-level uncertainties: implications for phosphorus management and eutrophication. *J. Environ. Qual.* 29: 1172-1179.
- Hill, B.H., A.T. Herlihy, P.R. Kaufmann, R.J. Stevenson, F.H. McCormick and C. Burch Johnson. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19: 50-67.
- Holz, J.C. and K.D. Hoagland. 1999. Effects of phosphorus reduction on water quality: comparison of alum-treated and untreated portions of a hypereutrophic lake. *Lake Reserv. Manage.* 15(1): 70-82.
- Hornberg, G.M., M.B. Kelly, and B.J. Cosby. 1977. Evaluating eutrophication potential from river community productivity. *Water Res.* 11: 65-69.
- Horne, A.J. and C.R. Goldman. 1994. *Limnology*. McGraw Hill Inc., New York. 576 pp.
- Hough, R.A., M.D. Fornwall, 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.
- Hoyer, M.V. and J.R. Jones. 1983. Factors affecting the relationship between phosphorus and chlorophyll relationships in midwest reservoirs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 192-199.
- Hudson, J.J., W.D. Taylor, and D.W. Schindler. 1999. Planktonic nutrient regeneration and cycling efficiency in temperate lakes. *Nature* 400: 659-661.
- Hudson, J.J., W.D. Taylor, and D.W. Schindler. 2000. Phosphate concentrations in lakes. *Nature* 406: 54-56.
- Hughes, R.M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. W.S. Davis and T.P. Simon (Eds.). Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. pp. 31-48.
- Hutchinson, G.E. 1967. *A treatise on Limnology*. Vol. 2. Wiley, New York.

- Hutchinson, G.E., E.S. Deevey, Jr., and A. Wollack. 1939. The oxidation-reduction potentials of lake waters and their ecological significance. *Proc. Nat. Acad. Sci. Washington*. 25: 87-90.
- Hutchinson, N.J., B.P. Neary, and P.J. Dillon. 1991. Validation and use of Ontario's trophic status model for establishing lake development guidelines. *Lake and Reserv. Manage.* 7: 13-23.
- IJC (International Joint Commission). 1975. Great Lakes water quality 1974, 3rd annual report. International Joint Commission, Great Lakes Water Quality Board, Water Quality Objectives Subcommittee, Windsor, Canada.
- Jackson, T.A. and R.E. Hecky. 1980. Depression of primary productivity by humic matter in lake and reservoir waters of the Boreal Forest zone. *Can. J. Fish. Sci.* 37: 2300-2317.
- Johnes, P. 1996. Evaluation of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *J. Hydrology*. 183: 323-349.
- Johnes, P., B. Moss, and G. Phillips. 1994. Lakes - Classification and Monitoring. A strategy for the classification of lakes. R&D Project 286, note 253. National Rivers Authority, Bristol, UK.
- Johnes, P., B. Moss, and G. Phillips. 1996. The determination of total nitrogen and total phosphorus concentrations in freshwaters from land use, stock headage and population data: testing of a model for use in conservation and water quality management. *Freshwater Biol.* 36: 451-473.
- Johnson, M.G. and K.H. Nicholls. 1989. Temporal and spatial variability in sediment and phosphorus loads to Lake Simcoe, Ontario. *J. Great Lakes Res.* 15(2): 265-282.
- Jones, J.R. and R.W. Bachmann. 1976. Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. *J. Water Pollut. Control Fed.* 48: 2176-2182.
- Jones, R.I. 1992. The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. *Hydrobiologia*. 229: 73-91.
- Jones, G. and N. Armstrong. 2001. Long-term trends in total nitrogen and total phosphorus concentrations in Manitoba streams. Water Quality Management Section, Water Branch, Manitoba Conservation, Winnipeg, MB, Manitoba Conservation Report No. 2001-07. 154 p.
- Jordan, T.E., D.L. Correll, and D.E. Weller, 1997. Effects of agriculture on discharges of nutrients from coastal plain watersheds of Chesapeake Bay. *J. Environ. Qual.* 26: 631-643.

- Kalff, J. 2002. *Limnology: Inland Water Ecosystems*. Prentice-Hall, New Jersey, 592 p.
- Kamp-Nielsen, L., H. Mejer, and S.E. Jørgensen. 1982. Modelling the influence of bioturbation on the vertical distribution of sedimentary phosphorus in L. Esrom. *Hydrobiologia* 91: 197-206.
- Kelly, M.G., C.J. Penny, and B.A. Whitton. 1995. Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river water quality. *Hydrobiologia* 302: 179-188.
- Kelly, M.G. and B.A. Whitton. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.* 7: 4232-4244.
- Kennedy, R.H., W.F. James, R.H. Montgomery, and J. Nix. 1986. The influence of sediments on the nutrient status of DeGray Lake, Arkansas. In: *Sediments and Water Interactions: Proceedings of the Third International Symposium on Interactions Between Sediments and Water, Held in Geneva, Switzerland, August 27-31, 1984*. P.G. Sly (Ed.). Springer-Verlag, New York. pp. 53-62.
- Kerekes, J. 1980. Phosphorus level-trophic response relationships in lakes in the Atlantic Region National Parks. Report for Parks Canada. Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Halifax, N. S. 12p. + tables.
- Kerekes, J. 1981. Atlantic Region. Chapter I. pp. I 1-13. In: Janus, L.L and R.A. Vollenveider (Eds.). Summary report. The OECD Cooperative Programme on Eutrophication. Canadian Contribution. Scientific Series # 131. National Water Res. Inst. Inland Waters Directorate, Canadian Centre for Inland Waters, Burlington, Ont.
- Kilgour, B.W., K.M. Somers, and D.E. Matthews. 1998. Using the normal range as a criterion for ecological significance in environmental monitoring and assessment. *Ecoscience*. 5: 542-550.
- Kolkwitz, R. and M. Marsson. 1908. Ökologie der pflanzlichen saprobien. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 26: 505-519.
- Kuntz, K.W. 1980. Atmospheric bulk precipitation in the Great Lakes Basin. Scientific Series No. 115, Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Burlington, Ontario, Canada.
- LSEMS. 1985. Final report and recommendations of the steering committee. Lake Simcoe Environmental Management Strategy. Government of Ontario/ Lake Simcoe Region Conservation Authority, Newmarket, Ontario.
- LSEMS. 1995. Lake Simcoe our waters, our heritage. Lake Simcoe Environmental Management Strategy Implementation Program. Summary of Phase I and Recommendations for Phase II. Ed. B.R. Kemp, Lake Simcoe Region Conservation Authority, NORP-500-95-BRK. Newmarket, Ontario. 109p.

- LSRCA. 1998. Maskinoge River Remedial strategy. Lake Simcoe Regional Conservation Authority. Newmarket, Ontario.
- Lamontagne, S., R. Carignan, P. D'Arcy, Y.T. Prairie, and D. Paré. 2000. Element export in runoff from eastern Canadian Boreal Shield drainage basins following forest harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2):118-128.
- Lehman, J.T. 1980. Nutrient recycling as an interface between algae and grazers in freshwater communities. In: *Evolution and Ecology of Zooplankton Communities*. Kerfoot, W.C. (Ed.), University Press of New England.
- Lijklema and Hieltjes. 1982. A dynamic phosphate budget model for a eutrophic lake. *Hydrobiologia*. 91: 227-233.
- Line J.M., C.J.F. Ter Braak and H.J.B. Birks. 1994. WACALIB version 3.3 - a computer program to reconstruct environmental variables from fossil assemblages by weighted averaging and to derive sample-specific errors of prediction. *J. Paleolimnol.* 10: 147-152.
- MENV (Ministère de l'Environnement). 2001. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement, Québec. 430 p.
- Manitoba Conservation. 2000. Manitoba water quality standards, objectives, and guidelines. Manitoba Conservation Report 2000-03.
- Marsden, M.W. 1989. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. *Freshwat. Biol.* 21: 139-162.
- Mason, C.F. 1991. *Biology of Freshwater Pollution*. 2nd Ed. Longman Scientific and Technical. Longman Group UK Limited. 351 p.
- MacMillan, W. 1978. Laurel Creek Watershed Land Use Survey. Grand River Conservation Authority, Cambridge, Ontario, Canada.
- McCormick, P.V. and J. Cairns Jr. 1994. Algae as indicators of environmental change. *J. Appl. Phycol.* 6: 509-526.
- McEachern, P., E.E. Prepas, J.J. Gibson, and W.P. Dinsmore. 2000. Forest fire induced impacts on phosphorus, nitrogen, and chlorophyll a concentrations in boreal subarctic lakes of northern Alberta. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2):73-81.
- McGarrigle, M.L. 1993. Aspects of eutrophication in Ireland. *Annals of Limnol.* 29: 355-364.
- Meybeck, M. 1982. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.* 282: 401-450.

- Meyer, J.L. 1979. The role of sediments and bryophytes in P dynamics in a headwater stream ecosystem. *Limnol. Oceanogr.*, 24: 365-75.
- Molot, L.A. and P.J. Dillon. 1991. Nitrogen:phosphorus ratios and the prediction of chlorophyll in phosphorus-limited lakes in central Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 140-145.
- Molot, L.A., P.J. Dillon, B.J. Clarke and B.P. Neary. 1992. Predicting end-of-summer oxygen profiles in stratified lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 2363-2372.
- Mortimer, C.H. 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *J. Ecology.* 29: 280-329.
- Mortimer, C.H. 1971. Chemical changes between sediment and water in the Great Lakes. *Limnol. Oceanogr.* 16: 387-404.
- Moss, B. 1988. *Ecology of Freshwaters, Man and Medium.* Blackwell Scientific, Oxford.
- Moss, B. 1998. Shallow lakes biomanipulation and eutrophication. *Scope newsletter #29, Oct. 1998.*
- Moss, B., P. Johnes, and G. Phillips. 1996. The monitoring of ecological quality and the classification of standing waters in temperate regions: a review and proposal based on a worked scheme for British waters. *Biol. Rev.* 71: 301-339.
- Moss D., M.T. Furse, J.F. Wright, and P.D. Armitage. 1987. The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biol.* 17: 42-52.
- NWQMS (National Water Quality Management Strategy). 1999. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality.
- Nicholls, K.H. 1995. Some recent water quality trends in Lake Simcoe, Ontario: implications for basin planning and limnological research. *Can. Water Res. J.* 20: 213-226.
- Nicholls, K.H. 1997. A limnological basis for a Lake Simcoe phosphorus loading objective. *Lake Reserv. Manage.* 13: 189-198.
- Nicholls, K.H. 2001. Phosphorus loading to Lake Simcoe, 1990-1998: Highlights and preliminary interpretation in historical and ecological contexts.
- Nicholls, K.H., R.J. Steedman, and E.C. Carney. 2003. Changes in phytoplankton communities following logging in the drainage basins of three boreal forest lakes in northwestern Ontario (Canada), 1991-2000. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60:43-54.
- Nordin, R.N. 1985. Water quality for nutrients and algae. Ministry of the Environment, Province of British Columbia.

- OMAF. 1983. Agricultural Resource Inventory. Ontario Ministry of Agriculture and Food, Toronto, Ontario, Canada.
- OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 1979. Rationale for the establishment of Ontario's Provincial Water Quality Objectives. Ontario Ministry of the Environment.
- OMOE. 1992. Ontario's Water Quality Objective Development Process. Ontario Ministry of the Environment.
- OMOE. 1997. A lakeshore capacity strategy for Ontario. Ontario Ministry of the Environment, Standards Development Branch.
- OMOE. 1998. Rationale for a revised phosphorus criterion for Precambrian Shield lakes, Standards Development Branch, Ontario Ministry of the Environment.
- OMOE. 1999a. Objectively judging impairment with more than one index. Environmental Sciences and Standards Division, Dorset Environmental Science Centre. Technical Bulletin No. DESC-30.
- OMOE. 1999b. Lakeshore Capacity Model, Version 2.0 Software Users Manual. OMOE, Dorset Environmental Science Centre, Ontario.
- OMOE. 1999c. Lakeshore Capacity Assessment handbook for sustainable development of inland lakes. Ministry of the Environment, Ministry of Natural Resources & Ministry of Municipal Affairs and Housing.
- OMOEE. 1994. Water Management. Policies, guidelines, provincial water quality objectives of the Ministry of Environment and Energy, Ontario Ministry of Environment and Energy, Toronto. 32 p.
- Omernik, J.M. 1976. The Influence of Land Use on Stream Nutrient Levels. EPA-600/3-76-014. Corvallis Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon.
- Omernik, J.M., A.R. Abernathy, and L.M. Male. 1981. Stream nutrient levels and proximity of agriculture and forest land top streams: some relationships. *J. Soil Water Conserv.* 36: 227-231.
- Pace, M.L. 1984. Zooplankton community structure, but not biomass, influences of phosphorus-chlorophyll a relationship. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1089-1096.
- Peeters, E.T.H.M and J.J.P. Gardeniers. 1998. Ecologically based standards for nutrients in streams and ditches in the Netherlands. *Water Sci. Tech.* 37: 227-234.
- Porcella, D.B., S.A. Peterson, and D.P. Larsen. 1980. Index to evaluate lake restoration. *J. Environ. Eng.* 106: 1151-1169.
- Porter, E. 1978. Waste Management in England and Wales. Cambridge University Press, Cambridge.

- Ralston, J.G., S.M. Irwin, and D.M. Veal. 1975. Lake Simcoe basin, a water quality and use study. Ontario Ministry of the Environment, Toronto. 143p.
- Rast, W. and M. Holland. 1988. Eutrophication of lakes and reservoirs: a framework for making management decisions. *Ambio*. 17: 2-12.
- Rast, W. and G.F. Lee. 1983. Nutrient loading estimates for lakes. *J. Environ. Eng.* 109:502-517.
- Reckhow, K.H., M.N. Beaulac, and J.T. Simpson. 1980. Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: a manual and compilation of Export coefficients. EPA 440/5-80-1150, US EPA, Washington D.C.
- Rescan. 1995. Northwest Territories Diamonds Project. Environmental Impact Statement. Prepared for BHP Diamonds Inc. by Rescan Environmental Services Ltd.
- Rescan. 1999. 1998 Aquatic Effects Monitoring Program (AEMP) overview report. Prepared for BHP Diamonds Inc. by Rescan Environmental Services Ltd.
- Reavie, E.D., R. Hall, and J.P. Smol. 1995. An expanded weighted-averaging model for inferring past total phosphorus concentrations from diatom assemblages in eutrophic British Columbia (Canada) lakes. *J. Paleolimnol.* 14: 49-67.
- Reavie, E.D., R. Hall, J.P. Smol, and P.J. Dillon. 2002. Inferring long-term nutrient changes in southeastern Ontario lakes: comparing paleolimnological and mass-balance models. *Hydrobiologia* 481: 61-74.
- Reynoldson, T.B., R.C. Bailey, K.E. Day, and R.H. Norris. 1995. Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Australian J. Ecol.* 20: 198-219.
- Reynoldson, T.B. and K.E. Day. 1998. Biological guidelines for the assessment of sediment quality in the Laurentian Great Lakes. NWRI Report No. 98-232. 119p.
- Reynoldson, T.B., R.H. Norris, V.H. Resh, K.E. Day, and D.M. Rosenberg. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16: 883-852.
- Reynoldson, T.B. and M.A. Zarull. 1993. An approach to the development of biological sediment guidelines. In: *Ecological Integrity and the Management of Ecosystems*. S. Wooley, J. Kay and G. Francis (Eds.), St. Lucie Press, Del Ray Beach, Florida. pp. 177-200.
- Rigler, F.H. 1956. A tracer study of the phosphorus cycle in lake water. *Ecology* 37: 550-562.

- Rigler, F.H. 1964. The phosphorus fractions and the turnover time of inorganic phosphorus in different types of lakes. *Limnol. Oceanogr.* 9: 511-518.
- Rigler, F.H. 1966. Radiobiological analysis of inorganic phosphorus in lake water. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 16: 465 - 470.
- Robertson, W.D. 1995. Development of steady-state phosphate concentrations in septic system plumes. *J. Contam. Hydrol.* 19: 289-305.
- Rodhe, W. 1949. The ionic composition of lake waters. *Ver. Internat. Verein. Limnol.* 10: 377-386.
- SERM (Saskatchewan Environment and Resource Management). 1995. Surface water quality objectives. Environmental protection and sustainable resource management. MB# 110-reprinted. Regina, SK, 15 pp.
- Salomons, W., N.M. de Rooij, H. Kerdijk, and J. Bril. 1987. Sediments as a source for contaminants? *Hydrobiologia* 149: 13-30.
- Schindler, D.W. 1978. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnol. Oceanogr.* 23: 478-486.
- Schuldt, J.A. and E. Hershey. 1995. Effect of salmon carcass decomposition on Lake Superior tributary streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 14: 259-268.
- Scott, L.D., J.G. Winter, M.N. Futter, and R.E. Girard. 2001. Annual water balances and phosphorus loading for Lake Simcoe (1990-1998). Lake Simcoe Environmental Management Strategy implementation phase II technical report No. Imp. A. 3.
- Shapiro, J. 1979. The need for more biology in lake restoration. In: *Lake restoration*. Anon Ed.), USEPA, Washington. pp. 161-167.
- Smith, V.H., G.D. Tilman and J.C. Nekola. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Enviro. Pollut.* 100: 179-196.
- Soballe, D.M. and B.L. Kimmel. 1987. A large scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes, and impoundments. *Ecology* 68: 1943-1954.
- Statistics Canada. 1976. *Census of Agriculture*. Statistics Canada, Ottawa, Ontario, Canada.
- Stumm, W. and J.J. Morgan. 1996. *Aquatic chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*. Wiley and Sons, New York. 780pp.
- Thomas, R.L. 1987. A protocol for the selection of process-oriented remedial options to control *in situ* sediment contaminants. *Hydrobiologia* 149: 247-258.
- UN. 1992. *UN convention on the protection and use of transboundary watercourses and international lakes*. United Nations.

- Vallentyne, J.R. 1974. The algal bowl – lakes and man. Ottawa, Misc. Special Publ. 22 Dept of the Environment, 185 pp.
- Vannote, R.L., L.W. Marshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell, and C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- Veale, B. 1981. Existing and future landuse activities within the Grand River basin. Grand River Conservation Authority, Cambridge, Ontario, Canada.
- Verhoff, F.H., D.A. Melfi, and S.M. Yaksich. 1982. An analysis of total phosphorus transport in river systems. *Hydrobiologia.* 91: 241-252.
- Vollenweider, R.A. 1968. The scientific basis of lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Tech. Rep. OECD, Paris, DAS/CSI/68, 27: 1-182.
- Vollenweider, R.A. 1975. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweizerische Zhurnal fur Hydrologie*, 37: 53-84.
- Vollenweider, R.A. and J. Kerekes. 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring Assessment and Control. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris. 156 pp.
- Wellman, M.C. and R.A. Park. 2000. The use of AQUATOX to develop water quality criteria for nutrients. SETAC Annual Meeting, November, 2000. Nashville.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology*. Academic Press, New York. 1006 pp.
- Winter, J.G. and H.C. Duthie. 2000. Export coefficient modeling to assess phosphorus loading in an urban watershed. *J. Am. Water Resources Assn.* 36: 1053-1061.
- Winter, J.G., P.J. Dillon, M.N. Futter, K.H. Nicholls, W.A. Scheider, and L.D. Scott. 2001. Total phosphorus and total nitrogen budgets, Lake Simcoe, Ontario (1990-1998). Environmental Monitoring and Reporting Branch, Ontario Ministry of the Environment.
- Wright, J.F., D. Moss, P.D. Armitage and M.T. Furse. 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biol.* 14: 221-256.
- Wright, C.R., K.A. Saffran, A.-M. Anderson, R.D. Neilson, N.D. MacAlpine, and S.E. Cooke. 1999. A Water Quality Index for Agricultural Streams in Alberta: The Alberta Agricultural Water Quality Index (AAWQI). Prepared for the Alberta Environmentally Sustainable Agriculture Program (AESAP). Published by Alberta Agriculture, Food and Rural Development. Edmonton, AB. 35 pp.

ANNEXE A

Équations de conversion des valeurs de phosphore total estimées selon divers régimes d'échantillonnage (source : Clark et Hutchinson, 1992)

Libre de glace c. renversement printanier $[PT]_{if} = 0,80 [PT]_{so} + 2,04$

Libre de glace c. renversement automnal $[PT]_{if} = 1,04 [PT]_{fo} - 0,15$

Libre de glace c. stratification estivale $[PT]_{if} = 1,04 [PT]_{ss} - 0,33$

Renversement printanier c. libre de glace $[PT]_{so} = 1,18 [PT]_{if} - 1,19$

Renversement automnal c. libre de glace $[PT]_{fo} = 0,88 [PT]_{if} + 0,91$

Stratification estivale c. libre de glace $[PT]_{ss} = 0,96 [PT]_{if} + 0,33$

Épilimnique c. libre de glace $[PT]_{epi} = 0,95 [PT]_{if} - 1,23$

Épilimnique c. stratification estivale $[PT]_{epi} = 0,98 [PT]_{ss} - 1,44$

if = ice free (période libre de glace)

so = spring turnover (renversement printanier)

fo = fall turnover (renversement automnal)

ss = summer stratified (stratification estivale)

epi = epilimnetic (épilimnique)

ANNEXE B

Équations pour calculer le nombre idéal d'échantillons à utiliser (source : Green, 1979)

Les équations suivantes peuvent servir à déterminer le nombre d'échantillons requis pour se situer dans les 10 % à 20 % de la moyenne à long terme (intervalle de confiance de 95 %).

$$\bar{X} * \left(\frac{\%}{100} \right) = 2 \frac{SD}{\sqrt{n}}$$

\bar{X} = moyenne à long terme

% = écart en pourcentage par rapport à la moyenne requise

SD = écart-type

n = nombre d'échantillons

Pour une estimation à 10 % près de la moyenne et où « 2 » représente t à 95 % :

$$\bar{X} * 0.10 = 2 \frac{SD}{\sqrt{n}} \quad \alpha \quad \frac{\bar{X}}{10} = 2 \frac{SD}{\sqrt{n}}$$

Isoler n :

$$\sqrt{n} = \left(20 \frac{SD}{\bar{X}} \right) \quad \text{or} \quad n = \left(20 \frac{SD}{\bar{X}} \right)^2$$

Substituer le coefficient de variation (cv) à SD/X :

$$n = (20 * cv)^2$$

Dans cette équation, le nombre « 20 » peut être remplacé par « 10 » si l'on veut obtenir des valeurs à 20 % près de la moyenne, avec un intervalle de confiance de 95 %.

ANNEXE C

Indice de la qualité de l'eau

C-1 Variables de départ (Johnes *et al.*, 1994)

Un ensemble de quatre variables explicatives sont utilisées pour déterminer l'état de référence; elles sont extrapolées à partir de bases de données facilement accessibles :

1. Temps de rétention

$$\text{Temps de rétention (a)} = \frac{\text{volume du lac (m}^3\text{)}}{\text{superficie du bassin versant (m}^2\text{) x précipitations efficaces nettes (m}\cdot\text{a}^{-1}\text{)}}$$

(Précipitations efficaces nettes = moyenne annuelle des précipitations efficaces – moyenne annuelle de l'évaporation efficace)

2. Conductivité

On peut faire une estimation de la conductivité au moyen des relevés géologiques qui font un lien entre la composition chimique des eaux de ruissellement et des eaux souterraines et le type de roche. Composition des eaux bicarbonatées standard selon la conductivité (concentrations données en mg L⁻¹ à 20°C) (Source : Johnes *et al.*, 1994; Rodhe, 1949)

Conductance spécifique ($\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$) ($\times 10^6$)	Salinité	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
20	10,5	2,5	0,4	0,7	0,3	4,4	0,7	1,5
40	21,5	5,1	0,9	1,5	0,5	9,0	1,5	3,0
60	32,9	7,9	1,3	2,2	0,8	13,8	2,2	4,7
80	44,7	10,8	1,8	3,0	1,1	18,7	3,0	6,3
100	56,5	13,5	2,3	3,8	1,4	23,7	3,8	8,0
120	68,3	16,3	2,7	4,6	1,7	28,7	4,6	9,7
140	80,3	19,2	3,2	5,4	2,0	33,7	5,4	11,4
160	92,1	22,0	3,7	6,2	2,3	38,6	6,2	13,1
180	104,7	25,0	4,2	7,1	2,6	43,8	7,1	14,9
200	117,3	28,1	4,7	7,9	2,9	49,2	7,9	16,6
220	129,7	31,1	5,2	8,7	3,2	54,4	8,7	18,4
240	142,4	34,1	5,7	9,6	3,5	59,7	9,6	20,2
260	155,1	37,1	6,2	10,4	3,8	65,2	10,4	22,0
280	167,5	40,1	6,7	11,3	4,1	70,2	11,3	23,8
300	180,8	43,1	7,3	12,2	4,4	75,8	12,2	25,6
320	193,9	46,4	7,8	13,1	4,7	81,3	13,1	27,5
340	206,4	49,4	8,3	13,9	5,0	86,6	13,9	29,3
360	219,4	43,8	8,8	14,8	5,4	92,1	14,8	31,2
380	233,1	55,8	9,4	15,7	5,7	97,7	15,7	33,1
400	246,1	59,0	9,9	16,6	6,0	103,2	16,6	34,9

ANNEXE C (suite)

Indice de la qualité de l'eau

3. Apport d'azote total

4. Apport de phosphore total

Parmi les bases de données qu'on peut consulter pour déterminer l'apport de NT et de PT, il y a les bases de données du recensement agricole annuel. Il faut aussi tenir compte de la superficie à laquelle s'applique l'utilisation des sols dans chaque catégorie (couverture de graminées temporaire et permanente, cultures de céréales, de légumes-racines et autres, vergers, boisés, pâturage, etc.), du nombre de volailles, moutons, chèvres, bovins, porcs et chevaux, de même que de l'utilisation réelle d'engrais. En ayant recours à la documentation disponible, on peut faire une estimation de l'apport en azote et en phosphore de chaque type d'utilisation des sols, et donc, de la proportion de ces éléments nutritifs qui est lessivée ou excrétée, pour ainsi établir la quantité qui est exportée vers les cours d'eau.

ANNEXE C (suite)
Indice de la qualité de l'eau

C-2 Variables calculées (Johnes *et al.*, 1994)

Équations de régression pour les variables calculées

Variable	Équation
Moyenne annuelle de PT dans le débit entrant ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	$[P]_i = [EP]/Q$
Moyenne annuelle de NT dans le débit entrant ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	$[N]_i = [EN]/Q$
Moyenne annuelle de PT du lac ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	$[P]_e = 1,55 * ([P]_i / (1 + vt(w)))^{0,85}$
Moyenne annuelle de NT du lac ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	$[N]_e = 5,34 * ([N]_i / (1 + vt(w)))^{0,78}$
Moyenne hivernale de N oxydé total dans le débit entrant ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	$_{\text{MAX}}[N]_{wi} = 0,264 + (0,322 * [N]_i)$
Chl- <i>a</i> max. dans les lacs limités par le P ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	$_{\text{MAX}}[\text{chl}]P = 0,74 * [P]_e^{0,89}$
Chl- <i>a</i> max. dans les lacs limités par le N ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	$[\text{chl}]N = 0,073 * [N]_e^{0,87}$
Moyenne annuelle de transparence d'après le disque de Secchi (m)	$_{\text{MIN}}[\text{SEC}] = 14,7 * [P]_e^{-0,39}$
Transparence minimale d'après le disque de Secchi (m)	$[\text{SEC}] = 9,33 * [\text{chl}]^{-0,51}$
Résultat du classement des plantes	$[\text{PRS}] = 303 + (1,96 * \log[\text{cond}]) + (0,117 * \log[N]_i) - (0,094 * \log[P]_i)$
Calcium annuel moyen dans le lac ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$[\text{Ca}^{2+}] = (47,6 * (\log[\text{cond}])) - 85,2$
pH annuel moyen	$[\text{pH}] = 3,99 + (1,47 * \log[\text{cond}])$
Alcalinité totale annuelle moyenne du lac ($\text{m}\text{éq}\cdot\text{L}^{-1}$)	$[\text{Alk}] = (0,33 * [\text{cond}] - 16,5) / 61$

Où :

- Q = apport annuel moyen d'eau du bassin versant au lac ($\text{m}^3 \times 10^6$)
- [EP] = exportation annuelle totale de phosphore du bassin vers le lac (kg)
- [EN] = exportation annuelle totale d'azote du bassin vers le lac (kg)
- t(w) = temps de rétention (jours)
- [P]_i = concentration annuelle moyenne de PT dans le débit entrant ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
- [N]_i = concentration annuelle moyenne de NT dans le débit entrant ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
- [P]_e = concentration annuelle moyenne de PT dans le lac ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
- [N]_e = concentration annuelle moyenne de NT dans le lac ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
- _{MAX}[N]_{wi} = concentration hivernale moyenne de N total oxydé ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
- [chl] = concentration annuelle maximale de chlorophylle-a dans le lac ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
- _{MIN}[SEC] = transparence annuelle moyenne (disque de Secchi) (m)
- [SEC] = transparence annuelle minimale (disque de Secchi) (m)
- [cond] = conductivité annuelle moyenne du lac ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)

[PRS] = Résultat du classement des plantes
[Ca²⁺] = concentration annuelle moyenne de calcium dans le lac (mg·L⁻¹)
[pH] = pH annuel moyen
[Alk] = alcalinité totale annuelle moyenne du lac (méq·L⁻¹)

ANNEXE D

Modèle de simulation de la capacité des rivages (LCM)

D-1 Attributs du lac utilisés pour étalonner les équations dans le LCM (Hutchinson *et al.*, 1991)

Liste des attributs utilisés dans le modèle:

Attribut	Unités
Phosphore total	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Chlorophylle- <i>a</i>	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Azote total/Phosphore total	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Couleur	Échelle Hazen
Superficie du lac	ha
Macrophytes émergents	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
NO_3^-	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
NH_4^+	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Azote total Kjeldahl (NTK)	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Azote organique total = NTK - NH_4^+	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Azote inorganique total = NTK - NO_3^-	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
pH	
Carbone organique dissous	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
Volume du lac	$\times 10^6 \text{m}^3$
Profondeur moyenne	m
Profondeur maximale	m
Biomasse du phytoplancton	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Biomasse du phytoplancton corrigée en fonction des diatomées	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Profondeur de visibilité du disque de Secchi	m
Déficit d'oxygène hypolimnique	$\text{mg O}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jour}^{-1}$

ANNEXE D (suite)
Modèle de simulation de la capacité des rivages (LCM)

D-2 Modèle d'évaluation du PT et de l'état trophique dans l'étude sur la capacité des rivages (Source : Clark et Hutchinson, 1992)

Le Ontario Status Model for TP (modèle ontarien pour évaluer l'état trophique et le PT) est expliqué en détail dans le rapport final sur l'évaluation de l'état trophique de l'étude sur la capacité des rivages (Dillon *et al.*, 1986) :

$$[PT]_{if} = L(1-R_p)/0,956q_s$$

où :

[PT]_{if} = phosphore total exprimé sous forme de moyenne pour la période libre de glace
L = apport de phosphore total au lac

$$L = \frac{J_A + J_{PR} + J_N}{A_O}$$

J_A = apport de phosphore total de source anthropique
J_{PR} = apport de phosphore total provenant des précipitations
J_N = apport de phosphore total naturel provenant du bassin versant
A_O = surface du lac
R_p = phosphore total retenu par le lac

$$R_p = 7,2/(7,2 + q_s) \quad (\text{hypolimnion anoxique})$$
$$R_p = 12,4/(12,4 + q_s) \quad (\text{hypolimnion oxique})$$

où :

7,2 et 12,4 sont les vitesses de sédimentation, et

q_s = apport annuel d'eau au lac par unité de superficie (m·a⁻¹)

$$q_s = Q/A_O$$

où :

Q = volume annuel du débit sortant du lac
A_O = superficie du lac

ANEXE D (suite)
Modèle de simulation de la capacité des rivages (LCM)

D-3 Modèle de calcul de la chlorophylle Molot-Dillon (Molot et Dillon, 1991; Dillon *et al.*, 1991)

$$Chl_{if} = 0,332 PT + 0,571$$

où le PT est exprimé en moyenne épilimnique à long terme (PT_{epi})

D-4 Modèle d'évaluation de l'oxygène de Molot *et al.* (Molot *et al.*, 1992)

La concentration d'oxygène à la fin de l'été dans chaque strate (z) est déterminée ainsi :

$$\log_{10}O_2(f)_z = 1,83 - 1,91/VSA_z - 7,06/O_2(i)_z - 0,0013 PT_{so}^2$$

où : $O_2(f)$ = concentration d'oxygène à la fin de l'été à la profondeur z
VSA = ratio volume : superficie des sédiments tous les 2 m de stratification
 $O_2(i)$ = concentration d'oxygène au moment du renversement printanier à la profondeur z
 PT_{so} = concentration de phosphore total au moment du renversement printanier

La concentration de phosphore total au moment du renversement printanier est calculée directement ou déterminée strate par strate (z) comme suit :

$$\log_{10}O_2(i) = 0,99 - 5,74/A_o + 0,64/z$$

(où la distance maximale entre deux rives à travers la portion la plus profonde du lac est inférieure à 1,4 km.)

ou :

$$\log_{10}O_2(i) = 1,07 - 6,95/A_o - 0,0043z/MD$$

(où MD, distance maximale entre deux rives opposées là où le lac est le plus profond, est supérieure à 1,4 km.)

A_o = superficie du lac en km

ANNEXE D (suite)
Modèle de simulation de la capacité des rivages (LCM)

D-5 Modèle de limpidité de l'eau (profondeur de visibilité du disque de Secchi) utilisé dans le LCM (source : Clark et Hutchinson, 1992)

La profondeur moyenne (période libre de glace) de visibilité du disque de Secchi est calculée comme suit :

$$SD_{if} = -1,26DOC_{AN} - 0,065PT_{SO} - 0,039(chl a)_{AN} + 10,27$$

ou

$$SD_{if} = -1,03DOC_{AN} - 0,061PT_{SO} + 10,14$$

où :

- DOC_{AN} = COD mesuré annuel moyen
- $(chl a)_{AN}$ = chlorophylle-a annuelle moyenne
- PT_{SO} = phosphore total au moment du renversement printanier

ANNEXE E

Modélisation à l'aide du coefficient d'exportation

La modélisation est fondée sur celle décrite par Johnes (1996) et Johnes *et al.* (1996), et elle est exposée au chapitre 7, figure 7.7. On trouve les données nécessaires dans les bases de données existantes sur le débit, l'utilisation des sols et les caractéristiques du bassin versant. Le taux d'exportation d'éléments nutritifs pour chaque type d'utilisation des sols est sélectionné parmi les valeurs mesurées dans les études publiées. On sélectionne les coefficients d'exportation du phosphore en provenance des terres boisées en fonction du type de forêt (Dillon et Kirchner, 1975). Chambers et Dale (1997) présentent un sommaire des coefficients d'exportation pour des bassins versants de toute l'Amérique du Nord, notamment pour des terres à drainage agricole. L'érosion des sols et, par conséquent, la perte de phosphore total causée par le ruissellement, sont plus importantes dans les cultures en rangs que dans les autres types de culture (Winter et Duthie, 2000). Chambers et Dale (1997) donnent aussi des coefficients pour les pâturages. Reckhow *et al.* (1980) donnent une liste de coefficients d'exportation pour les zones urbaines. L'apport de phosphore dans le bassin versant par dépôts atmosphériques est décrit par Kuntz (1980). Le pourcentage des pluies annuelles totales perdues par ruissellement est évalué au moyen d'études sur le terrain. Il faudrait sélectionner de faibles coefficients d'exportation pour tenir compte de la grande proportion des aménagements résidentiels de faible et de moyenne densité (Winter et Duthie, 2000).

Des modèles empiriques simples sont créés dans des feuilles de calcul pour prévoir la charge de phosphore total (et d'azote total) transportée vers les cours d'eau en calculant la somme des exportations provenant du bassin versant :

$$L = \sum_{i=1}^n E_i A_i + P$$

où :

- L = apport d'éléments nutritifs qui atteint le cours d'eau (kg)
- E = coefficient d'exportation choisi pour la source d'éléments nutritifs i (kg·ha⁻¹)
- A = superficie du bassin versant consacré à l'utilisation des sols de type i (kg)
- P = apport d'éléments nutritifs provenant des précipitations

P est calculé ainsi : $P = daQ$

où :

- d = taux de dépôt annuel de P par unité de superficie (kg·ha⁻¹)
- a = superficie du bassin versant (ha)
- Q = pourcentage des pluies totales annuelles perdues dans les eaux de ruissellement

Q est calculé ainsi : $Q = (R/p) * 100$

où : R = ruissellement annuel moyen (mm)
 p = précipitations annuelles totales (mm)

R est calculé ainsi : $R = (F/a)*100$

où : F = volume annuel moyen de l'écoulement (10^6m^3)
 a = superficie du bassin versant (km^2)