



Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique

LE PHOSPHORE : CADRE CANADIEN D'ORIENTATION POUR LA GESTION DES RÉSEAUX HYDROGRAPHIQUES

Le phosphore (P, noCAS 7723140, masse atomique 30,97376) est un non-métal 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 phosphates de calcium, dont fait partie l'apatite, phosphate tricalcique impur, sont une source importante de phosphore. Le phosphore est un élément nutritif essentiel à tous les organismes vivants. La matière vivante en renferme environ 0,3 % de sa masse sèche (Horne et Goldman, 1994). Son rôle dans le métabolisme est majeur. C'est le moins abondant des macronutriments et souvent le premier à limiter la productivité biologique (Wetzel, 2001). Les eaux renfermant de faibles concentrations de phosphore (c'est-à-dire non anthropisées) hébergent typiquement une vie aquatique relativement diversifiée et abondante, autonome, se prêtant à diverses utilisations de l'eau. Cependant, de fortes concentrations de phosphore peuvent porter préjudice aux écosystèmes aquatiques (Chambers *et al.*, 2003).

Les présentes recommandations s'inspirent d'une approche axée sur un cadre de travail conciliant les paramètres de non-toxicité du phosphore et pouvant être intégrée dans les stratégies de gestion en vigueur. Le cadre offre une approche par paliers, selon laquelle les concentrations de phosphore ne devraient pas i) excéder des intervalles prédéfinis d'intervention; ii) excéder de plus de 50 % les valeurs de référence. Les intervalles d'intervention se fondent sur l'intervalle des concentrations de phosphore dans l'eau définissant l'état trophique local de référence. Si leur limite supérieure est dépassée, ou est susceptible de l'être, une nouvelle évaluation est exigée. Lorsque, d'après l'évaluation, le milieu subira probablement un changement non souhaité, il faut prendre une décision de gestion.

Le phosphore dans le milieu aquatique

Dans les réseaux hydrographiques, le phosphore se présente sous trois formes : minéral, organique particulaire, organique en dissolution (soluble). Les végétaux aquatiques ont besoin d'assimiler des phosphates minéraux, typiquement sous forme d'ions

orthophosphate (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. 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 adsorbé sur elles (Wetzel, 2001). Ce phosphore entre ensuite dans le circuit du recyclage à la faveur de la minéralisation et de la décomposition.

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). Dans les milieux pauvres en phosphore, le renouvellement de PO_4^{3-} est extrêmement rapide, ce qui rend sa mesure difficile. La filtration de l'échantillon d'eau avant l'analyse de PO_4^{3-} peut entraîner une surestimation du phosphore biodisponible (Fisher et Lean, 1992). Les méthodes classiques de mesure de PO_4^{3-} surestiment en général les concentrations de phosphate (Hudson *et al.*, 2000). Vu ces limites, le PT est généralement recommandé comme étant une mesure valable du phosphore des eaux de surface (Wetzel, 2001).

Dans la plupart des lacs, le phosphore est normalement l'élément nutritif limitant de la croissance des algues. Cependant, dans certaines régions (lacs et cours d'eau de prairie), on constate de plus en plus que l'azote est l'élément nutritif le plus important. La fourchette des concentrations de PT dans les eaux naturelles non polluées est très large, de $< 1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, dans les eaux « ultra-oligotrophes », à $> 200 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, dans les eaux fortement eutrophes; cependant, la plupart des eaux douces non polluées en renferment entre 10 et $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Wetzel, 2001). Les concentrations de phosphore dans les eaux douces sont généralement les plus basses dans les régions montagneuses de socle (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.

La sédimentation du phosphore particulière entraîne une perte lente mais continue de l'élément par la colonne d'eau. Le phosphate précipite sous forme de sel insoluble de fer, de calcium ou d'aluminium, puis il se libère lentement. L'échange de phosphore, à l'interface du sédiment et de l'eau, est régulé par des réactions d'oxydoréduction (redox) dépendant de l'apport d'oxygène, de la solubilité du minéral et de mécanismes de sorption (Stumm et Morgan, 1996), de l'activité métabolique des bactéries et des champignons microscopiques ainsi que de la turbulence due à des phénomènes physiques ou aux organismes vivants (Wetzel, 2001). Les sédiments lacustres renferment des concentrations beaucoup plus élevées de phosphore que l'eau. En aérobiose, l'équilibre des échanges favorise nettement les sédiments; cependant, en anaérobiose, les échanges minéraux à l'interface du sédiment et de l'eau dépendent fortement des conditions redox. Le sédiment peut libérer beaucoup de phosphore 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 première réaction d'un milieu aquatique aux ajouts de phosphore est une augmentation de la productivité et de la biomasse des végétaux et des algues. Bien qu'ils puissent être souhaitables dans certains cas, ces ajouts, au-delà d'un certain point, peuvent entraîner des effets indésirables dans les milieux où l'élément est limitant, tels que : i) la diminution de la biodiversité et des modifications chez les espèces dominantes; ii) le recul des espèces vulnérables et l'accroissement des effectifs des espèces tolérantes; iii) l'augmentation de la biomasse végétale et animale; iv) l'accroissement de la turbidité; v) l'augmentation des apports de matière organique, qui mène à une sédimentation élevée; vi) la privation d'oxygène (Mason, 1991; Environnement Canada, 2004). Lorsque la croissance excessive de végétaux s'étend à certaines cyanobactéries, il peut y avoir production de toxines, qui exposent la vie aquatique, le bétail et la santé humaine à un risque accru (Chambers *et al.*, 2001).

Les motifs de préoccupation pour la qualité de vie humaine que peut susciter l'eutrophisation sont : i) le traitement difficile et coûteux de l'eau potable; ii) le goût ou l'odeur inacceptables de l'eau d'alimentation; iii) la nocivité de l'eau; iv) la baisse de la valeur esthétique et récréative de l'eau; v) la croissance de macrophytes entravant l'écoulement de l'eau et la navigation; vi) la

disparition d'espèces d'importance commerciale ou industrielle (telles que les salmonoïdes et les corégonidés) [Mason, 1991; Environnement Canada, 2004).

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

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 (Environnement Canada, 2004). 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 dans les formes présentes dans l'environnement; cependant, ses effets secondaires tels que l'eutrophisation et l'épuisement de l'oxygène sont inquiétants. Parce que les communautés aquatiques sont généralement adaptées aux conditions ambiantes, il n'est ni possible ni souhaitable d'établir ne serait-ce qu'une seule valeur recommandée pour le phosphore. Certains des effets du phosphore sont d'ordre esthétique et comprennent de ce fait un élément de subjectivité. Compte tenu que la croissance végétale considérée comme envahissante par les uns peut être souhaitable pour les autres, on n'élabore pas de recommandations pour le phosphore, mais, plutôt, un cadre d'orientation (fig. 1) compatible avec les principes des recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Ce cadre concilie les paramètres de non-toxicité des apports de phosphore et permet la gestion locale de cet élément.

Le cadre constitue une approche par paliers dans laquelle les étendues d'eau sont désignées 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 définissant la situation locale de référence. En vertu de ce mécanisme, on classe les localités aux caractéristiques semblables dans la même catégorie, peu importe si ces caractéristiques leur appartiennent naturellement ou découlent de l'influence de l'homme. Comme la condition de référence de l'étendue d'eau en question est définie au début du cadre d'orientation, le problème est facilement surmonté; les états prédéfinis, qu'ils soient

déterminés par la rétrospection ou au moyen des meilleures données disponibles, sont toujours utilisés

pour établir l'intervalle d'intervention.

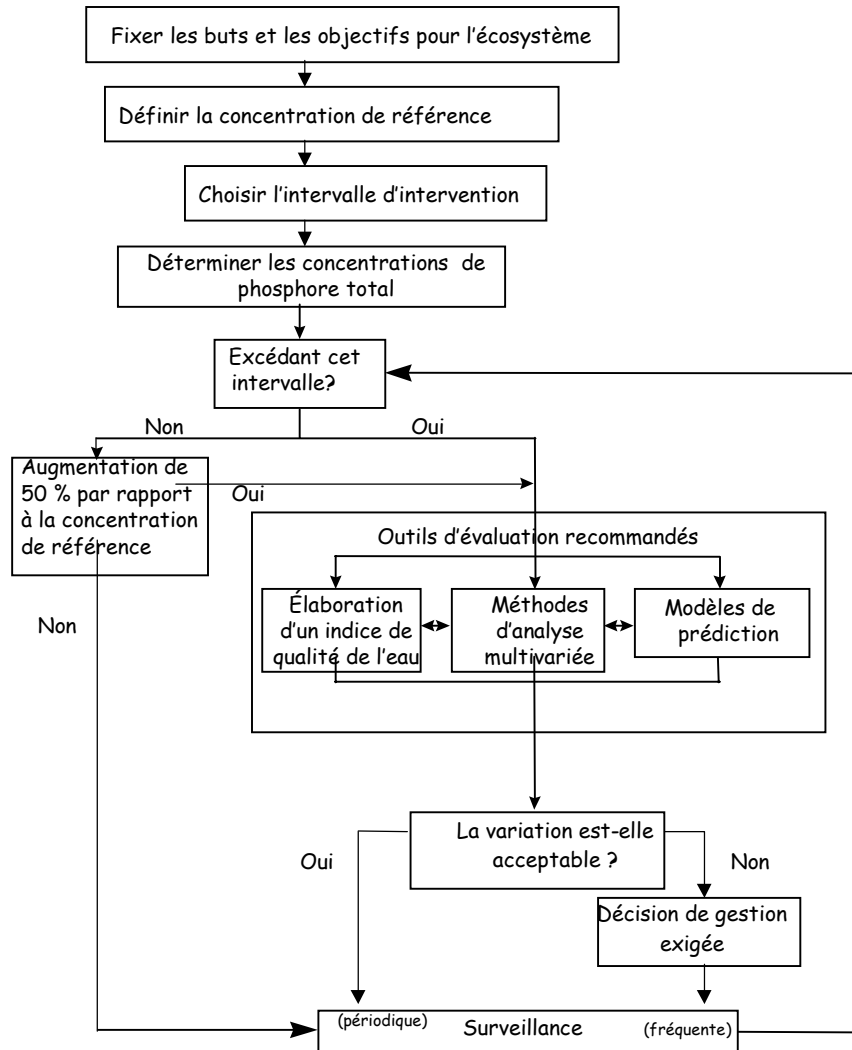


Figure 1. Cadre canadien d'orientation pour la gestion du phosphore dans les réseaux hydrographiques.

Étapes du cadre d'orientation

Établir des buts et des objectifs pour l'écosystème

La première étape consiste à fixer des buts et des objectifs pour l'écosystème (p. ex. augmenter, améliorer, protéger ou réhabiliter). 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 s'acquittent de fonctions qui ont une valeur intrinsèque et une valeur pour les utilisations et les désirs humains. Ces objectifs sont importants parce qu'ils orienteront les décisions ultérieures de gestion.

Définir les conditions de référence

L'établissement des conditions de référence est l'étape la plus importante du cadre d'orientation, parce qu'il détermine l'intervalle d'intervention de référence. 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, qui vont de l'emploi des données antérieures disponibles à la construction et à l'application de modèles de prévisions, pour estimer, en rétrospective, les concentrations de phosphore antérieures à la mise en valeur du territoire (Environnement Canada, 2004). Beaucoup de pouvoirs publics (p. ex. la Colombie-Britannique et l'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 une seule condition de référence pour l'ensemble du territoire.

Sélection des intervalles d'intervention

L'Australie, la Nouvelle-Zélande (NWQMS, 1999) et l'Environmental Protection Agency des États-Unis ou USEPA (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 se fondent sur la classification trophique de la condition de référence ou sur l'état des emplacements de référence.

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). La seule différence proposée réside dans la subdivision de la catégorie « méso-eutrophe » de l'OCDE ($10-35 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), en deux sous-catégories : mésotrophe ($10-20 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et méso-eutrophe ($20-35 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) au sens restreint. 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 $35 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de l'OCDE. Ces intervalles d'intervention sont recommandés pour les cours d'eau et les lacs.

L'intervalle d'intervention est la fourchette souhaitée de concentrations pour le phosphore; le dépassement de sa limite supérieure, qui signale un éventuel problème d'environnement, déclenche la tenue d'enquêtes approfondies. Les variables physico-chimiques naturelles de la qualité de l'eau (p. ex. salinité, pH, éléments nutritifs) varient de façon inhérente à l'intérieur des types d'écosystèmes et entre ces derniers : la méthode préférée de détermination des intervalles d'intervention est donc d'utiliser des emplacements de référence semblables, de qualité, pour déterminer les concentrations naturelles. Ces intervalles sont ensuite répartis en catégories selon l'état trophique de l'emplacement de référence (tableau 1). Cette approche fournit un intervalle d'intervention qui s'applique au type et à l'emplacement de l'écosystème. Ces limites du phosphore permettent aux gestionnaires de définir l'endroit où se trouvent les étendues d'eau de leur ressort et de définir un intervalle d'intervention pour chacune d'elles.

Tableau 1. — Intervalle d'intervention contre le 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

La sélection des bons intervalles d'intervention et des bonnes conditions de référence peut profiter de l'élaboration et de l'application d'une approche écorégionale (Environnement Canada, 2004). Les écorégions fournissent un moyen de classer écologiquement des régions distinctes, chacune pouvant être considérée comme un système discret, constitué de secteurs possédant des formes de terrains, des sols, une végétation, un climat, une faune, une hydrographie, etc. semblables. 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 ainsi que contribuer à l'élaboration et à l'évaluation améliorées des intervalles d'intervention.

Déterminer la concentration actuelle de phosphore

Dans les conditions normales, le PT est la seule mesure significative de la concentration de phosphore dans l'eau (Wetzel, 2001). Le PT peut s'exprimer au moyen d'une seule mesure prise au moment du renversement printanier des eaux ou comme la moyenne de plusieurs observations saisonnières; ce peut être une estimation d'une zone précise (p. ex. la zone euphotique) ou une approximation pour un lac entier. Il importe de prélever un nombre convenable d'échantillons pour se faire une idée juste des concentrations de PT dans l'écosystème. Il faudrait accorder une attention particulière aux emplacements recevant des apports variables de phosphore ou présentant des différences morphologiques et hydrologiques marquées (Environnement Canada, 2004).

Comparer les concentrations actuelles ou prévues à celles de l'intervalle 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 d'incidences, dans le passé ou dans l'avenir. 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 de l'étendue d'eau et à la réhabilitation de cette dernière. Si l'intervalle d'intervention n'est pas dépassé, le risque d'incidence est jugé faible.

Comparer les concentrations actuelles ou prévues à celles des conditions de base

En raison de la nature générale des valeurs d'intervention et de la taille de certains des intervalles définis du phosphore, on prend une deuxième précaution en évaluant les effets possibles du phosphore. Au cas où la valeur d'intervention n'aurait pas été dépassée, la question qui se pose désormais concerne le degré d'augmentation des concentrations de phosphore par rapport à la concentration de base. Une augmentation allant jusqu'à 50 % est considérée comme acceptable (OMOE, 1997). Dans les grands lacs, une augmentation

de 50 % devrait être appliquée aux régions les plus sensibles (p. ex. embouchure d'un cours d'eau, sources ponctuelles, zone littorale) plutôt que d'en établir une moyenne sur tout le lac. Le critère de l'augmentation de 50 % s'applique aussi aux réseaux fluviaux. Il importe de reconnaître que la limite d'augmentation de 50 % dans les lacs où la concentration de phosphore est déjà élevée (jusqu'à $12 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) peut ne pas protéger ces derniers contre les baisses de la concentration d'oxygène en dissolution. 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. 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 on n'exige que la surveillance des emplacements en question. 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.

Outils d'évaluation recommandés

Les options d'évaluation recommandées actuellement en usage au Canada, aux États-Unis et dans d'autres parties du monde sont présentées en détail dans Environnement Canada (2004). Schématiquement, les outils se rangent dans les trois catégories suivantes :

- i) Un indice de qualité de l'eau peut remplacer la concentration de phosphore, parce qu'il peut fournir une valeur simple, représentative de l'état actuel de l'écosystème, y compris du taux de variation par rapport à la condition de référence (p. ex. Johns *et al.*, 1994).
- ii) Les méthodes d'analyse multivariée peuvent aussi aider à comparer les conditions actuelles aux conditions de base, et on peut représenter le degré de détérioration dans l'espace et dans le temps (Reynoldson et Day, 1998; Kilgour *et al.*, 1998; OMOE, 1999).
- iii) On peut appliquer le modèle de prévision à la gestion du phosphore. Par exemple, on a utilisé avec succès les modèles *Lakeshore Capacity* (Dillon et Rigler, 1975) et le modèle de reconstruction des concentrations de phosphore à partir des données paléocéologiques (Dixit *et al.*, 1999) pour estimer les concentrations de base du phosphore et pour évaluer l'ampleur du changement et sa vitesse.

Une mise en garde sur ces outils d'évaluation : élaborés pour des types précis d'eau ou pour des régions particulières, beaucoup d'entre eux reposent sur des hypothèses concernant la topographie et la géologie. Bien que beaucoup de ces méthodes puissent s'adapter à la situation ou aux besoins de l'utilisateur, celui-ci doit veiller à sélectionner une approche techniquement faisable et réaliste par rapport à ses besoins. En outre, l'application de tout outil d'évaluation à la définition de la concentration de phosphore peut ne pas être exclusive et exiger l'adaptation d'une combinaison d'approches.

Décisions de gestion

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 ? »

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 du phosphore devrait comporter des stratégies et des options de gestion à court terme qui insistent principalement sur des opérations et des 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.

Références

- 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. Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité de l'eau. [Mise à jour et reprise avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg].
- Chambers, P. A., R. Kent, M. N. Charlton, M. Guy, C. Gagnon, E. Roberts, E. Grove et N. Foster, 2001. Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada. Environnement Canada, 271 p.
- Dillon, P.J. et 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.
- Dixit, S.S., J.P. Smol, D.F. Charles, R.M. Hughes, S.G. Paulsen et 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.
- Environnement Canada, 2004. *Canadian guidance framework for the management of phosphorus in freshwater systems. Scientific Supporting Document*. Bureau national des recommandations et des normes, Direction générale de la coordination et des politiques relatives à l'eau, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).
- EPA, 2000. Nutrient criteria technical guidance manual: lakes and reservoirs. US Environmental Protection Agency, Washington. EPA 822-B00-001.
- Fisher, T.R. et D.R.S. Lean, 1992. Interpretation of radiophosphate dynamics in lake waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 252-258.
- Holz, J.C. et 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.
- Horne, A.J. et C.R. Goldman, 1994. *Limnology* Second Edition. McGraw Hill Inc., New York, 576 p.
- Hudson, J.J., W.D. Taylor et D.W. Schindler. 2000. Phosphate concentrations in lakes. *Nature* 406: 54-56.
- Johnes, P., B. Moss et G. Phillips, 1994. Lakes - Classification and Monitoring. A strategy for the classification of lakes. R&D Project 286, note 253. National Rivers Authority, Bristol (Royaume-Uni).
- Kilgour, B.W., K.M. Somers et D.E. Matthews, 1998. Using the normal range as a criterion for ecological significance in environmental monitoring and assessment. *Ecoscience*. 5: 542-550.
- 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.
- MEO, 1997. A lakeshore capacity strategy for Ontario. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Direction de l'élaboration des normes.
- MEO, 1999. Objectively judging impairment with more than one index. Division des normes et des sciences de l'environnement, Dorset Environmental Science Centre. Technical Bulletin No. DESC-30.
- NWQMS (National Water Quality Management Strategy), 1999. Australian and New Zealand guidelines for fresh et marine water quality.
- Reynoldson, T.B. et K.E. Day, 1998. Biological guidelines for the assessment of sediment quality in the Laurentian Great Lakes. Rapport. 98-232 de l'INRE, 119 p.
- Stumm, W., et J.J. Morgan, 1996. *Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*. Wiley et Sons, New York, 780 p.
- Vollenweider, R.A. et J. Kerekes, 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring Assessment and Control*. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris, 156 p.
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology*. Academic Press, New York. 1006 p.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2004. Recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique : le phosphore : cadre canadien d'orientation pour la gestion des réseaux hydrographiques. Dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 2004, CCME, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
351, boul. Saint-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour exemplaires supplémentaires :

Documents du CCME
Sans frais : (800) 805-3025
www.ccme.ca

Also available in English.

© Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2004
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8