

# Colloque sur le phosphore

---

Une gestion  
éclairée !

## LE PHOSPHORE EN MILIEU AQUATIQUE DANS LES AGROÉCOSYSTÈMES

**Sylvie Blais**, biol., conseillère en sciences et spécialiste des cyanobactéries et  
**Michel Patoine**, agr. et ing., M. Sc.  
Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSÉE) du ministère de l'Environnement  
du Québec (MENV)  
michel.patoine@menv.gouv.qc.ca

Co-auteurs : Marc Simoneau et Yvon Richard, biol.  
Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSÉE) du ministère de  
l'Environnement du Québec (MENV)

M<sup>me</sup> Sylvie Blais est biologiste, conseillère en sciences et spécialiste des cyanobactéries et M. Michel Patoine est agronome et ingénieur spécialisé sur les questions agricoles à la Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSÉE) du ministère de l'Environnement du Québec (MENV). Leurs travaux s'orientent principalement vers le développement des relations entre des paramètres agricoles, comme le phosphore des sols et la qualité des cours d'eau. Ce sujet a fait l'objet d'un article diffusé en 2002 dans la revue *Vecteur environnement* dont M. Patoine est co-auteur. Il a également apporté sa collaboration scientifique à la revue de littérature sur les pertes de phosphore à la ferme et le développement de relations mathématiques supportant le logiciel LOPHOS pour un article dans le numéro de septembre 2002 de la revue *Vecteur environnement*. M. Patoine a effectué des études d'impacts environnementaux du Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole (RRPOA) et des modifications relatives à la fertilisation phosphatée. Il a aussi rédigé un document de réflexion sur la capacité des sols du territoire québécois à supporter les élevages.

# LE PHOSPHORE EN MILIEU AQUATIQUE DANS LES AGROÉCOSYSTÈMES

## Introduction

---

Le contrôle du phosphore (P) en agriculture est apparu comme une préoccupation de nature environnementale dès la fin des années 1970. Les interventions ont toutefois porté essentiellement sur l'entreposage des fumiers et le contrôle des ajouts de cheptels dans les zones aux prises avec des surplus de fumiers. Le *Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers* (PAAGF), mis sur pied en 1988, est venu consolider les actions déjà entreprises. Au début des années 1990, le phosphore accumulé dans les sols agricoles a été identifié comme une cause probable de la contamination des rivières en milieu rural (Patoine et Simoneau, 2002). Ce constat a amené le MENV à modifier sa réglementation depuis 1996 pour permettre le contrôle de la fertilisation phosphatée (minérale et organique) et la prise en charge des fumiers par des organismes de gestion des fumiers (OGF). Depuis 1997, l'outil à la base de la réglementation est le plan agroenvironnemental de fertilisation (PAEF) réalisé par un agronome.

Les agronomes sont de plus en plus interpellés par les problématiques agroenvironnementales et en particulier par l'impact du phosphore sur la qualité de l'eau et la santé. Les responsabilités qu'ils doivent assumer les obligent à être adéquatement informés sur ces questions. Cette conférence vise à fournir aux intervenants du secteur agricole, principalement aux agronomes, une information à jour sur le devenir du phosphore dans le milieu aquatique et ses impacts sur ce milieu, sur l'usage de l'eau et sur la santé. Elle vise aussi à mieux documenter les apports agricoles, l'effet des interventions d'assainissement et les relations permettant d'évaluer ou de prédire la contribution des sources agricoles au phosphore mesuré en milieu aquatique.

## Devenir du phosphore dans le milieu aquatique

---

Le phosphore est présent naturellement dans le milieu aquatique à de faibles concentrations, soit de l'ordre de 5 à 15 µg P total/l en moyenne. Il provient notamment du lessivage des roches, du drainage des forêts, de l'érosion des sols et des excréments des animaux sauvages. L'activité humaine (rejets d'eaux usées municipales et industrielles, agriculture, aquiculture, etc.) peut faire augmenter ces concentrations de façon importante, soit jusqu'à 10 fois de plus.

Les apports en P sont soit ponctuels (rejets directs), soit diffus (ruissellement, érosion et lessivage). Le P apporté sous forme diffuse est retenu par les bandes riveraines, les rigoles et les fossés. Ces milieux peuvent eux aussi devenir une source de P s'ils deviennent saturés en cet élément.

Les formes organiques et inorganiques de P sont présentes dans le milieu aquatique et subissent diverses transformations de natures biologique et chimique. Les organismes vivants comme le phytoplancton, le zooplancton et les bactéries utilisent le P sous ces deux formes pour assurer leurs fonctions vitales et peuvent excréter du P organique. Leur activité est plus importante en été, lorsque les conditions sont favorables à leur croissance (nutriments, température, lumière, etc.). Le P organique peut, à son tour, être minéralisé ou adsorbé sur les sédiments en suspension. Des échanges se produisent également entre la colonne d'eau et les sédiments du fond. Ces échanges sont régis par les saisons, le climat, l'hydrologie et les spécificités du milieu aquatique. Le débit joue un rôle important dans le transport du phosphore.

Le phosphore est généralement mesuré sous les formes dissoute et particulaire ou totale. La forme dissoute est considérée biodisponible alors qu'une fraction seulement du P particulaire peut être utilisée par les organismes vivants (Sharpley *et al.*, 1995). La chlorophylle *a* est aussi mesurée en été par le MENV pour évaluer l'importance de la biomasse algale. Elle est généralement corrélée avec le P total, plus fortement dans les lacs ( $r = 0,95$ ;  $n = 46$ ; Dillon et Rigler, 1974) qu'en rivières ( $r_{\text{SPEARMAN}} = 0,53$ ;  $P < 0,0001$ ;  $n = 109$  pour la Boyer).

## **Impacts du phosphore sur le milieu aquatique, l'usage de l'eau et la santé**

---

### **Impacts sur le milieu aquatique**

Le phosphore est souvent l'élément qui contrôle la productivité primaire des lacs et des rivières. Lorsque les concentrations en phosphore sont proches des concentrations naturelles, les algues et les plantes aquatiques se développent normalement. Ces dernières assurent alors de nombreuses fonctions essentielles au fonctionnement de l'écosystème aquatique (Mainstone et Parr, 2002). En excès, le phosphore provoque l'eutrophisation des lacs (Sharpley *et al.*, 1995).

En rivière, les algues qui se développent sur les surfaces dures comme les roches, les débris ligneux et les feuilles des plantes submergées forment ce qu'on appelle le périphyton. Il est à la

base de la chaîne alimentaire. Les organismes de fond tels les larves des insectes aquatiques s'en nourrissent, soit en le raclant ou en le broyant. Ces invertébrés constituent la ressource alimentaire de la majorité des espèces de poissons (Reynolds, 1992). En ce qui a trait aux plantes aquatiques, elles augmentent la qualité de l'habitat des invertébrés et du poisson car elles leur servent souvent de sites de ponte, de croissance, de repos et de refuge contre les prédateurs, en plus de recycler, comme les algues, les éléments nutritifs (Fox, 1992).

L'augmentation des concentrations de phosphore, suite à des activités anthropiques comme l'épandage d'engrais, peut entraîner l'eutrophisation de la rivière. Ce phénomène d'eutrophisation se traduit par une croissance excessive du périphyton et des plantes aquatiques submergées dans les tronçons où l'intensité lumineuse, essentielle à la photosynthèse, n'est pas amoindrie par une trop forte turbidité. Aux tronçons de cours d'eau de faible profondeur, les algues et les plantes aquatiques peuvent recouvrir complètement le lit de la rivière. La rivière Boyer, qui draine un bassin fortement occupé par l'agriculture, est un exemple type de ce phénomène. Au printemps, le périphyton forme d'épais tapis au fond de la rivière. Ce colmatage diminue la qualité des sites de frai de l'éperlan arc-en-ciel et explique en partie sa disparition (Laflamme *et al.*, 1997). De plus, il s'agit souvent d'algues filamenteuses qui peuvent être toxiques. Elles sont peu recherchées par les invertébrés aquatiques, ce qui réduit la niche alimentaire du milieu (Reynolds, 1992).

L'excès de périphyton et de plantes submergées peut également créer de grande fluctuation journalière des concentrations en oxygène. En milieu non turbulent, pendant les journées chaudes et par temps nuageux, la photosynthèse peut devenir inférieure à la respiration, causant un déficit en oxygène et une mortalité massive des poissons (Fox, 1992). Cette hypothèse a été soulevée pour expliquer la mort de grand nombre de carpes dans le fleuve Saint-Laurent à l'été 2001.

Le ruisseau Saint-Georges, tributaire de la rivière L'Assomption, constitue un autre exemple d'eutrophisation, mais cette fois par les plantes aquatiques flottantes comme les lentilles d'eau (Richard et Giroux, en préparation). Celles-ci profitent des secteurs où la vitesse du courant est pratiquement nulle pour recouvrir complètement la rivière, comme cela se produit fréquemment dans les petits tributaires agricoles à faible pente. Sous ce couvert de plantes, le milieu devient anoxique à cause de la faible turbulence et de la réduction de la diffusion de l'oxygène à partir

de l'atmosphère. L'absence de lumière diminue également la photosynthèse donc la production d'oxygène par les organismes autotrophes aquatiques. Les invertébrés et les poissons ne peuvent alors combler leur besoin respiratoire. Leur biodiversité s'en trouve par conséquent fortement réduite (Miranda et Hodges, 2000).

### **Impacts sur les usages de l'eau**

La détérioration de la qualité de l'eau affecte plusieurs usages liés à la ressource (Chapman, 1996). En plus d'affecter les habitats fauniques et de modifier la composition des communautés biologiques, l'eutrophisation accélérée des lacs et des rivières qui découle de l'enrichissement des eaux en éléments nutritifs, notamment le P, entraîne une dégradation de l'aspect visuel des cours d'eau accompagnée parfois de problèmes d'odeurs. Les cours d'eau deviennent alors moins attrayants pour la pratique des activités récréatives nécessitant un contact primaire (baignade) ou secondaire avec l'eau (activités nautiques). Par ailleurs, la prolifération des algues filamenteuses et l'envahissement du milieu aquatique par les plantes aquatiques peuvent nuire à l'alimentation en eau des municipalités et des industries en colmatant les filtres qui protègent les conduites d'eau. La détérioration de la qualité générale de l'eau brute d'approvisionnement et l'apparition de certains types d'algues (cyanobactéries) peuvent également compliquer le traitement de l'eau en vue de la rendre potable et affecter ses propriétés organoleptiques.

### **Cyanobactéries et leurs impacts sur la santé**

#### Fleurs d'eau de cyanobactéries : de quoi s'agit-il ?

Les cyanobactéries, aussi appelées algues bleu-vert, présentent à la fois les caractéristiques des bactéries et celles des algues. Elles font partie de la communauté phytoplanctonique de plusieurs milieux aquatiques. Elles deviennent problématiques si leurs populations s'accroissent de façon démesurée. Les proliférations de cyanobactéries s'appellent fleurs d'eau (bloom). Des problèmes de fleurs d'eau, surtout en milieux lacustres, sont de plus en plus rapportés au MENV (Blais, 2002a). Une fleur d'eau peut former une écume de surface ou présenter plusieurs apparences dont, entre autres, un déversement de peinture, une soupe de brocoli ou une purée de pois. La couleur peut être verte, gris-bleu, bleu-vert ou, plus rarement, rougeâtre. Au toucher, l'aspect est quelquefois visqueux. Les nouvelles fleurs d'eau peuvent sentir le gazon

fraîchement coupé; les plus vieilles peuvent dégager des odeurs similaires à des ordures en décomposition.

### Impacts sur la santé publique

Les cyanobactéries peuvent produire et sécréter des toxines potentiellement nuisibles à la santé des usagers des milieux aquatiques. Les trois principales catégories de toxines sont les endotoxines du type lipopolysaccharide (problèmes notamment irritants et allergènes), les hépatotoxines (problèmes surtout au foie) et les neurotoxines (problèmes neurologiques). Les lipopolysaccharides seraient présents chez toutes les espèces de cyanobactéries. Toutefois, seulement certaines d'entre elles sont associées à un potentiel toxique par des hépatotoxines ou des neurotoxines (Chorus et Bartram, 1999).

Ailleurs au Canada ou dans le monde, la littérature scientifique rapporte des problèmes de santé humaine associés, de façons certaines ou présumées, à des cyanobactéries ou à leurs toxines dans l'eau potable ou dans les eaux récréatives. L'ingestion d'eau potable incorrectement traitée serait la cause notamment de douleurs abdominales, de diarrhées, de vomissements, de gastroentérites, d'hépto-entérites et de cancers du foie. Les diarrhées, les vomissements, les problèmes gastrointestinaux, les symptômes grippaux et les pneumonies atypiques sont des problèmes rapportés à la suite de la pratique d'activités récréatives comme la baignade (Légaré et Phaneuf, 2001). Les problèmes associés aux cyanobactéries ou à leurs toxines peuvent parfois conduire à la mort. De fait, on a compté une cinquantaine de morts (hépatite sévère) au Brésil en 1996 à la suite de traitements à l'hémodialyse. En 1998, également au Brésil, 2 000 cas de gastroentérites ont été enregistrés chez des consommateurs d'eau potable : 88 en sont morts (Chorus et Bartram, 1999).

À l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), on pense que les patients et les médecins ne font pas le lien entre la cause (cyanobactéries) et les effets (symptômes communs à d'autres causes) (Légaré et Phaneuf, 2001). Aucun problème de santé n'aurait été officiellement rapporté au Québec, probablement par manque d'observations.

Des Régies régionales de santé et des services sociaux (RRSSS) ont diffusé des avis de santé publique lors de la présence de fleurs d'eau sur des lacs. Par exemple, à la baie Missisquoi en

2001 et en 2002, un avis indiquait en outre d'éviter la baignade, la consommation de poissons et d'eau potable non traitée. Des plages ont également été fermées (Blais, 2002a; 2002b).

### Risques à la santé au Québec : données récentes en milieux aquatiques

En 2000, Chevalier *et al.* (2001) ont étudié la présence de cyanobactéries et de microcystines dans le bassin versant des rivières Yamaska, Châteauguay et L'Assomption. Les cyanobactéries y prolifèrent dans des zones calmes (sans courant), donc surtout en lacs et en réservoirs, mais aussi dans des zones calmes (méandres) de quelques rivières. Certaines proliférations en lacs affectent vraisemblablement la qualité des cours d'eau en aval. Les concentrations de microcystine-LR (hépatotoxine), mesurées dans les eaux brutes (rivières et réservoirs) et traitées (usines de traitement d'eau potable), se trouvaient de 150 à 300 fois inférieures à la norme préliminaire de Santé Canada (1,5 µg/l). Toutefois, des risques à la santé ont été identifiés. En effet, aux lacs Brome et Waterloo, la quantité abondante de cyanobactéries a dépassé à plusieurs reprises la norme de 2<sup>e</sup> niveau de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour la protection de la baignade, qui se situe à 100 000 cellules (/ml (cyanobactéries totales)).

Le MENV a compilé des données pour huit lacs entre 1999 et 2001. Des abondances de cyanobactéries et des concentrations de microcystine-LR affichaient une grande variabilité spatiale et temporelle. Pour certains échantillons, la norme pour la baignade en cyanobactéries totales (OMS) et la norme préliminaire pour l'eau potable en microcystine-LR (Santé Canada) étaient dépassées (Blais, 2002a).

En 2001, la pire situation a été observée dans la baie Missisquoi. Sur les 22 échantillons de fleurs d'eau prélevés (intégrés de la zone photique) entre le 31 juillet et le 15 octobre, 86 % dépassaient la norme de 1<sup>er</sup> niveau de l'OMS en cyanobactéries totales (20 000 cel./ml) et 77 % excédaient la norme de 2<sup>e</sup> niveau (100 000 cel./mL). La médiane était de 192 000 cel./ml et la valeur maximale de 2 700 000 cel./ml. Les échantillons d'écume étaient encore plus concentrés (Blais, 2002a; 2002b). Le niveau élevé de phosphore de la baie Missisquoi serait la cause principale des fleurs d'eau. En effet, les valeurs de phosphore total enregistrées entre mai et octobre 2001 oscillaient entre 21 µg/l et 65 µg/l, avec une concentration médiane de 42 µg/l (VDEC et NYSDEC, 2002). Selon le rapport du Groupe de travail Québec – Vermont, déposé

en juin 2000, 79 % du phosphore de sources diffuses est attribuable aux activités agricoles qui occupent seulement 26 % du bassin versant de la baie Missisquoi (LCBP, 2000).

### Autres impacts anthropiques

La détérioration de la qualité du milieu aquatique de la baie Missisquoi a aussi des répercussions récréo-touristiques et socioéconomiques. À titre d'exemple, l'avis de santé publique émis en 2001 pour la baie Missisquoi a alors conduit à la chute de fréquentation des campings et des restaurants. Depuis plusieurs années, la valeur des propriétés riveraines a diminué (Mimeault, 2002). Les fleurs d'eau causent aussi des problèmes esthétiques et organoleptiques (odeurs de décomposition, mauvais goût de l'eau potable).

### Impacts sur les animaux

Duy *et al.* (2000) rapportent plusieurs empoisonnements d'animaux sauvages, domestiques ou de ferme dont certains ont conduit à la mort. Plus près du Québec, soit au lac Champlain au Vermont, des chiens sont morts après avoir consommé de l'eau ou de l'écume qui contenait des concentrations élevées de toxines de cyanobactéries (Rosen *et al.*, 2001).

En août 2002, un chien de un an et demi est mort à Venise-en-Québec peu de temps après avoir joué au bord de la baie Missisquoi, alors que ce milieu aquatique était affecté par une fleur d'eau de cyanobactéries. Les tests effectués sur le chien par deux vétérinaires ont permis de relier le décès à des problèmes hépatiques, sans identifier clairement l'ingestion d'écume de cyanobactéries comme la cause du décès (Primeau, 2002). Par contre, les espèces de cyanobactéries retrouvées dans la baie Missisquoi à l'été 2002 sont reconnues comme étant susceptibles de produire des hépatotoxines (Blais, 2002c).

### Phosphore : facteur favorable aux fleurs d'eau et aux toxines de cyanobactéries

Les proliférations de cyanobactéries sont favorisées par une interaction complexe entre plusieurs facteurs, dont la concentration élevée de nutriments, l'ensoleillement, la température élevée, le pH, la disponibilité de carbone, le faible courant ou les eaux stagnantes (Jones, 1994 dans Duy *et al.*, 2000).



Le phosphore demeure cependant un élément très important. Tout d'abord, les fleurs d'eau s'observent plus souvent dans des lacs eutrophes, dont les eaux sont plus riches notamment en N et en P. Les cyanobactéries présentent plus d'affinité avec ces nutriments que les autres algues de la communauté. Elles sont d'ailleurs capables de stocker le P dans leur cellule; cela leur permet de se multiplier efficacement et d'augmenter alors leur biomasse d'au moins 10 fois. De plus, les espèces de cyanobactéries capables de fixer l'azote atmosphérique sont avantagées lorsque le milieu aquatique est en surplus de P par rapport à leur besoin en N (Chorus et Bartram, 1999). Par ailleurs, une étude effectuée sur 13 lacs en Alberta a révélé que le P était le facteur du milieu qui présentait la corrélation la plus forte ( $r = 0,45$  ;  $P < 0,005$ ;  $n = 38$ ) avec la biomasse de *Microcystis aeruginosa*, une espèce de cyanobactéries (Kotak *et al.*, 2000). Enfin, les mesures de gestion visant la prévention des fleurs d'eau sont surtout axées sur le contrôle et la réduction des apports en nutriments, particulièrement en phosphore (Chorus et Bartram, 1999).

Quant aux toxines, les facteurs qui influencent leur production sont peu compris (Ressom *et al.*, 1994 dans Duy *et al.*, 2000) mais on sait qu'ils se rapportent, en autres, à l'intensité lumineuse, à la température, au pH et aux nutriments (Duy *et al.* 2000). Dans la même étude des lacs de l'Alberta, le P est le facteur environnemental qui présente la corrélation la plus élevée ( $r = 0,54$ ;  $P < 0,005$ ;  $n = 256$ ) avec la concentration intracellulaire de microcystine-LR (Kotak *et al.*, 2000).

### **Critères de qualité pour le phosphore**

Le critère de la qualité de l'eau pour le phosphore, applicable aux ruisseaux et aux rivières du Québec, est de 0,03 mg P total/l. Ce critère est de 0,02 mg P total/l pour les cours d'eau se jetant dans des lacs dont le contexte environnemental n'est pas problématique. Le critère applicable aux lacs permet une augmentation de phosphore de 50 % par rapport à leur concentration naturelle, sans dépasser 0,01 mg P total/l ou 0,02 mg P total/l (selon le seuil le plus près au-dessus de la concentration naturelle du lac). Ces critères visent à prévenir la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques ainsi que les modifications d'habitats et les nuisances causées par celle-ci. Bref, ils visent à éviter l'eutrophisation des milieux aquatiques (MENV, 2001).

Pour la chlorophylle a (Chl-a), aucun critère n'est retenu par le MENV mais une valeur repère inférieure à 5,7 mg Chl-a-totale/m<sup>3</sup> indique une eau de bonne qualité (Hébert, 1996).

## **Apports agricoles effets des interventions d'assainissement**

---

### **Charges de phosphore mesurées dans les cours d'eau en milieu agricole**

Gangbazo et Babin (2000) ont calculé, pour la période de 1989 à 1995, des flux annuels de phosphore total dans onze rivières en milieu agricole variant de 40 à 224 kg/km<sup>2</sup>. Les flux annuels qu'ils ont calculés pour huit rivières en milieu forestier se situaient entre 7 et 32 kg/km<sup>2</sup>, soit à des niveaux environ six à sept fois plus faibles qu'en milieu agricole. La pollution diffuse agricole a contribué en moyenne pour 70 % de la charge pour l'année 1995, alors que les sources naturelles et ponctuelles ont apporté chacune 15 % de la charge. En moyenne, 45 % du flux annuel de P (20 à 70 % selon la rivière) a été transporté sous forme dissoute et 55 % sous forme particulaire pour cette période, et ceci, tant pour les bassins agricoles que forestiers.

Pour la période de 1996 à 2000, les charges annuelles calculées dans six de ces rivières se situent entre 56 et 214 kg P total/km<sup>2</sup> (Tableau 1). La charge mesurée de mai à octobre (période de croissance des algues) représente en moyenne 25 % de la charge annuelle.

Dans ces six bassins versants, l'importance des superficies cultivées (22 % à 66 %) et des densités animales (1,4 à 4,7 UA/km<sup>2</sup>) expliquent en partie les charges élevées de P mesurées en rivière. L'apport de P des fumiers et des engrais minéraux excédentaires au prélèvement des récoltes et les niveaux élevés de richesse des sols rapportés par Patoine et Simoneau (2002) aident à mieux identifier les sources de P. La densité de population semble jouer un rôle moins important, celle-ci étant plus élevée pour les deux rivières avec les charges de P les plus faibles.

**Tableau 1 : Charges estivales et annuelles de phosphore mesurées dans six bassins versants agricoles au cours de la période de 1996 à 2000**

<b>Bassin versant (no BQMA)</b>	<b>Superficie<sup>1</sup> (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Charge annuelle<sup>2</sup> (kg P total/ km<sup>2</sup>)</b>	<b>Charge estivale<sup>2</sup> (kg P total/ km<sup>2</sup>)</b>	<b>Occupation du territoire<sup>3</sup></b>
Chibouet (03030038)	159 (122)	93p	31	66 % en culture 1,8 UA/ha en culture 18 habitants/ km <sup>2</sup>
De L'Achigan (05220005)	647 (625)	58	13	22 % en culture 1,4 UA/ha en culture 63 habitants/ km <sup>2</sup>
Saint-Esprit (05220006)	208 (209)	56	11	48 % en culture 1,2 UA/ha en culture 44 habitants/ km <sup>2</sup>
Beaurivage (02340034)	709 (691)	104	16	26 % en culture 3,1 UA/ha en culture 22 habitants/ km <sup>2</sup>
Bras d'Henri (02340051)	137 (148)	214	46	41 % en culture 4,7 UA/ha en culture 18 habitants/ km <sup>2</sup>
Boyer (02300001)	195 (210)	152	49	52 % en culture 1,6 UA/ha en culture 31 habitants/ km <sup>2</sup>

1 Superficie du bassin versant à la station de mesure des débits et, dans le cas des valeurs entre parenthèses, à la station d'échantillonnage pour la qualité de l'eau.

2 Les charges annuelle (1<sup>er</sup> janvier 1996 au 31 décembre 2000) et estivale (1<sup>er</sup> mai au 31 octobre) ont été calculées avec le logiciel FLUX, v. 5,0 (Walker, 1996) en utilisant la méthode de l'estimateur par ratio de Beale retenue dans l'étude de Gangbazo et Babin (2000). Elles sont exprimées par rapport à la superficie à la station de débit.

3 Source : Statistique Canada (1996). L'unité animale (UA) équivaut à 1 vache, 5 porcs, 5 veaux, 125 poules, etc.

### **Tendances dans l'évolution du phosphore dans les cours d'eau en milieu agricole**

L'étude réalisée par Gangbazo et Painchaud (1999) sur l'incidence des politiques et des programmes d'assainissement agricole sur la qualité de l'eau pour la période 1988-1995 avait montré une réduction significative des concentrations de phosphore total (25 à 40 %) dans quatre des six cours d'eau étudiés (rivières Beaurivage, Bras d'Henri, Chibouet et Saint-Esprit), mais des concentrations finales trois à sept fois supérieures au critère de qualité. L'absence de réduction dans les deux autres cours d'eau (rivière de l'Achigan et ruisseau des Anges) était expliquée en partie par les interventions d'assainissement agricole et municipal déjà réalisées avant 1988, qui avaient conduit alors à des baisses importantes de phosphore.

L'étude des tendances mise à jour pour les cinq rivières où le suivi de la qualité de l'eau s'est poursuivi et pour la rivière Boyer montre, pour la période 1996-2001, une réduction du P total partout sauf dans la Chibouet (Tableau 2). Les taux de changement sont toutefois non significatifs au seuil de 10 % et inférieurs à ceux de la période 1988-1995. Pour la période

complète (1988-2001), les concentrations de P total ont diminué de façon significative ( $P < 0,05$ ), sauf pour la rivière De l'Achigan. Les concentrations médianes annuelles et estivales de P total pour la période 2000 à 2001 demeurent toutefois deux à trois fois plus élevées que le critère de qualité de l'eau, et les concentrations de chlorophylle a (Chl-a) totale sont élevées, ce qui montre la nécessité de poursuivre les efforts d'assainissement.

L'introduction, entre 1988 et 2001, de systèmes de déphosphatation des eaux usées municipales en été n'explique qu'une faible partie des baisses des concentrations de P observées. La quantité de P enlevée des eaux usées rejetées par la municipalité de Saint-Étienne-de-Lauzon, à partir de 1991, correspond à 6 % de la charge estivale mesurée dans la rivière Beauvillage. L'enlèvement du P des eaux usées de Saint-Agapit, deux ans plus tard, correspond à environ 3 % de cette charge. L'importance de la réduction de P (en % de la charge estivale mesurée en rivière), suite à l'ajout de la déphosphatation des eaux usées, est moindre dans les autres bassins versants (Saint-Esprit en 1999 : 5 %; De L'Achigan en 1989 : 2%; Boyer en 2001 : moins de 1 %; Chibouet et Bras d'Henri : aucune déphosphatation).

**Tableau 2 : Taux de changement de la qualité de l'eau mesurés dans six cours d'eau en milieu agricole au Québec**

Bassin versant (no BQMA)	Taux annuel de changement <sup>1</sup> ( $\mu\text{g P total/l}$ )			Médiane de la période 2000 à 2001		
	Période <sup>2</sup> 1988-1995 (1990-1995)	Période 1996-2001	Période <sup>2</sup> 1988-2001 (1990-1995)	P total ( $\mu\text{g /L}$ )		Chl-a totale ( $\text{mg/m}^3$ )
				Année	Mai-Oct.	Mai-Oct.
Chibouet (03030038)	- 15,2**	+ 1,6 <sup>ns</sup>	- 12,9**	109	106	6,3
De L'Achigan (05220005)	- 2,2 <sup>ns</sup>	- 3,0 <sup>ns</sup>	- 1,3 <sup>ns</sup>	81	77	7,7
Saint-Esprit (05220006)	- 5,9**	- 4,5 <sup>ns</sup>	- 4,5**	86	96	12,5
Beauvillage (02340034)	- 7,8**	- 2,0 <sup>ns</sup>	- 5,8**	51	56	5,5
Bras d'Henri (02340051)	- 11,0*	- 3,3 <sup>ns</sup>	- 7,5**	109	80	8,4
Boyer (02300001)	(- 17,7)**	- 4,8 <sup>ns</sup>	(- 10,5)**	100	75	8,6

1 Taux de changement déterminé avec la pente de Kendall saisonnier obtenue avec le logiciel WQ STAT Plus v. 1,56. Les taux de changement des tendances significatives à la baisse (-) ou à la hausse (+) au seuil de 5 % (\*\*) et de 10 % (\*) sont présentés, ainsi que les taux de changement non significatifs (ns) au seuil de 10 % ( $P > 0,1$ ). L'hypothèse de stationnarité des débits a été vérifiée avec les données disponibles, en utilisant le logiciel FLUX v. 5,0 (Walker, 1996). Des données de débits sont manquantes pour les cours d'eau suivants : Chibouet (1988-1994), Saint-Esprit (1990-1991), Bras d'Henri (1989-1994) et Boyer (1988-1992).

2 L'étude de tendance a été réalisée avec des données de P total de août 1988 à décembre 2001, sauf pour la Boyer où le suivi de la qualité de l'eau a débuté en mai 1990.

La fermeture d'une usine agroalimentaire (Agrinove) à Saint-Agapit vers 1991, dont le rejet de P mesuré (en août 1989) représentait environ 25 % de la charge de la rivière Beaurivage, a pu avoir un effet plus important. Le rejet de l'abattoir de Saint-Charles représentait moins de 1 % de la charge de P de la Boyer avant sa fermeture en 1995.

Les interventions d'assainissement agricole et les changements dans les élevages et les pratiques culturales entre 1988 et 2001 devraient permettre d'expliquer davantage les réductions des concentrations de phosphore observées. À cette fin, nous avons documenté l'évolution des volumes entreposés et des cheptels porcins (production non contingentée) dans chacun des six bassins versants. Les quantités d'engrais minéraux phosphatés ont diminué en moyenne de 3 % par année au Québec de 1988 à 2001, mais cette information et celle pour les pratiques agricoles ne sont pas disponibles à l'échelle des bassins versants étudiés.

Dans le bassin versant de la rivière Chibouet, environ 6 000 mètres cubes de capacité d'entreposage se sont ajoutés chaque année en moyenne entre 1988 et 2001, et ont contribué à réduire la concentration de P. Le cheptel porcin a augmenté d'un peu moins de 1 % par année en moyenne.

Dans les bassins versants des rivières de L'Achigan et Saint-Esprit, les correctifs pour l'entreposage ont été plus rapides entre 1988 et 1995 (12 000 m<sup>3</sup>/an et 10 000 m<sup>3</sup>/an respectivement) et le cheptel porcin a diminué annuellement de 2,7 % et de 1,9 % respectivement en présence du moratoire. L'entreposage a davantage réduit le P de la rivière Saint-Esprit en raison de sa superficie trois fois moindre. Au cours de la période de 1996 à 2001, les correctifs plus lents pour l'entreposage (de l'ordre de 6 000 m<sup>3</sup>/an), combinés à l'augmentation du cheptel porcin consécutif à la levée du moratoire (L'Achigan :1,3 %/an; Saint-Esprit : 3,5 %/an), n'ont pas réduit de façon significative la concentration en P de ces deux rivières.

Pour les rivières Beaurivage et Bras d'Henri, la réduction plus rapide des concentrations de P entre 1988 et 1995, malgré l'augmentation du cheptel porcin (2,3 % et 1,3 % par année respectivement), peut s'expliquer par l'augmentation de capacité d'entreposage à un rythme de 35 000 mètres cubes et 19 000 mètres cubes par année respectivement. Le taux de réduction moindre des concentrations de P entre 1996 et 2001 peut être attribuable notamment à la

progression plus lente de l'entreposage (30 000 m<sup>3</sup>/an et 13 000 m<sup>3</sup>/an respectivement) et à l'accroissement plus rapide du cheptel porcin (3,4 % et 1,7 % par année respectivement).

Dans la Boyer, l'entreposage étanche de 9 000 mètres cubes additionnels par année et la réduction du cheptel porcin de 5 % par année en moyenne entre 1990 et 1996 ont permis de réduire de façon significative les concentrations de phosphore. À compter de 1996 toutefois, l'accroissement du cheptel porcin de 18 % par année contribue à annuler en partie les gains attendus de l'entreposage de 16 000 mètres cubes additionnels de fumier par année.

D'autres facteurs comme l'accumulation du phosphore dans les sols agricoles à la suite d'une fertilisation excessive, le déboisement à des fins de culture et d'élevage (Patoine et Simoneau, 2002) et, dans une moindre mesure, l'exploitation forestière (Roberge, 1996), peuvent contribuer à atténuer les gains attendus des interventions d'assainissement agricole et même détériorer davantage le milieu aquatique.

## **Relations prédictives des sources agricoles de phosphore**

### **Quantification des apports aux cours d'eau selon les sources agricoles**

Larocque *et al.* (2000; 2002) ont développé, à partir des mesures réalisées jusqu'en l'an 2000 au Québec ou dans des conditions comparables, des relations permettant de calculer le P arrivant au cours d'eau en provenance des fermes (champs ou bâtiments). Une relation significative ( $R^2 = 0,73$ ;  $P < 0,0001$ ;  $n = 69$ ) permet de calculer le P-total exporté des champs par ruissellement en fonction du P Mehlich-3 du sol, du P apporté par les fertilisants, du travail du sol et de la lame d'eau ruisselée. Elle est complétée pour tenir compte de la période et du mode d'épandage, de la pente ainsi que de la biodisponibilité du P dans les eaux de ruissellement (88 % pour les prairies et 12 à 24 % pour les autres cultures). L'effet de rétention des bandes riveraines est aussi pris en compte. Les apports de P dissous par drainage représentent en moyenne 0,1 % du P Mehlich-3 présent dans les 20 premiers cm du sol.

Les auteurs ont aussi quantifié les apports provenant du stockage du fumier et des eaux de laiterie de ferme. Le P apporté aux cours d'eau par les eaux de ruissellement représente en moyenne 5 % du P du fumier stocké sur une cour d'exercice et 3 % du P du fumier en amas.

Les pertes par lessivage sont environ deux fois moindres. Les pertes totales varient de 3 à 15 % pour les cours d'exercice et de 2 à 6 % pour les amas, selon les lieux et les années de mesure. L'apport des eaux de laiterie est de 0,4 kg de P par vache en lactation.

### **Relations entre l'utilisation du territoire, le sol et la contamination des rivières**

Gangbazo (2000) a développé des relations empiriques entre les utilisations du territoire et la qualité de l'eau des rivières en traitant l'information de 20 bassins versants au Québec. Ses résultats ont montré que la concentration et les flux annuels de P dissous et de P total mesurés en rivière sont significativement corrélés ( $r > 0,5$ ;  $P > 0,01$ ) avec les facteurs exprimant l'intensité de l'agriculture (% du bassin versant en culture, densité animale, % des superficies agricoles avec drainage souterrain) et avec la densité de population humaine.

Les régressions linéaires multiples ont conduit à des relations significatives ( $P < 0,01$ ) permettant de calculer les flux annuels et les concentrations médianes de P dissous et de P total. La relation pour le calcul des flux de P dissous ( $R^2 = 0,70$ ) utilise la densité animale, le pourcentage de superficie avec culture à grand interligne (maïs, soja, légumes) et la densité de population. Celle calculant le flux de P total ( $R^2 = 0,52$ ) utilise le pourcentage du territoire cultivable. Les relations pour calculer les concentrations de P dissous ( $R^2 = 0,74$ ) et de P total ( $R^2 = 0,72$ ) utilisent le pourcentage de superficie avec culture à grand interligne et à interligne étroit (céréales).

Patoine et Simoneau (2002) ont ensuite développé une relation très significative ( $R^2 = 0,78$ ;  $P < 0,0001$ ;  $n = 19$ ) entre la concentration médiane en P total des rivières et la teneur moyenne en P-Mehlich-3 des sols (agricoles et forestiers) des bassins versants. Cette relation permet de calculer une concentration médiane du P total d'une rivière en utilisant le pourcentage du bassin versant en culture et la teneur moyenne en P de ses sols. Elle permet aussi d'estimer l'effet de l'enrichissement des sols en P sur la qualité de l'eau des rivières.

## Conclusion

---

Le phosphore est un élément essentiel à la productivité des écosystèmes aquatiques. Par contre, sa présence en excès provoque des perturbations des lacs et des cours d'eau, notamment dans les zones d'écoulement lent, qui peuvent affecter les usages de l'eau et avoir un impact sur la santé. Malgré les améliorations importantes observées depuis 25 ans, les concentrations de P mesurées dans plusieurs cours d'eau et lacs du Québec demeurent à des niveaux problématiques, notamment en milieu agricole. Les sources diffuses agricoles, contribuant pour environ 70 % de l'apport de P dans plusieurs rivières, ainsi que l'enrichissement des sols et les ajouts d'élevages dans plusieurs bassins versants, peuvent expliquer ce constat.

Les interventions d'assainissement agricole doivent donc être poursuivies et appuyées sur des bases scientifiques valables. Des relations reliant les apports de P de sources agricoles et la qualité de l'eau ont été développées à cette fin et visent notamment à appuyer le travail de l'agronome. Celui-ci joue un rôle de premier plan dans l'orientation des pratiques agricoles par le biais du PAEF, des diagnostics et de la démarche agroenvironnementale qu'il identifie avec l'entreprise agricole. Il est aussi appelé à siéger sur des comités de travail et à produire des avis pour orienter le développement de l'agriculture dans le respect de l'environnement.



## Bibliographie

---

- Blais, S., 2002 (a). *La problématique québécoise des cyanobactéries : une préoccupation récente à l'étude*. Dans Concrétiser le développement durable : Recherches et réalisations, Programme final, 6<sup>e</sup> colloque annuel, Chapitre Saint-Laurent, SRA-SETAC, 6 et 7 juin 2002. 67 pages et présentation PowerPoint. Québec.
- Blais, S., 2002 (b). *Les cyanobactéries en 2000 et en 2001 dans la portion québécoise de la baie Missisquoi : impacts anthropiques et étude in situ*. Dans Le lac Champlain, à l'aube du nouveau millénaire, Lake Champlain Research Consortium. Symposium du printemps 2002, 20 au 23 mai. 59 pages et présentation PowerPoint. Saint-Jean-sur-Richelieu, Québec.
- Blais, S., 2002 (c). *Données du suivi des cyanobactéries en 2002 à la baie Missisquoi*. Direction du suivi de l'état de l'environnement. Ministère de l'environnement. Gouvernement du Québec.
- Chapman, D. (éd.), 1996. *Water Quality Assessments : A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*, 2<sup>nd</sup> ed., United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), World Health Organization (WHO), United Nations Environmental Programme (UNEP), E & FN SPON, New York, 626 p.
- Chevalier, P., R. Pilote et J.-M. Leclerc, 2001. *Risques à la santé publique découlant de la présence de cyanobactéries (algues bleues) toxiques et de microcystines dans trois bassins versants du sud-ouest québécois tributaires du fleuve St-Laurent*. Unité de recherche en santé publique (Centre hospitalier de l'Université Laval) et Institut national de santé publique, 151 p.
- Chorus, I. et J. Bartram. Ed., 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN SPON. Published on behalf of World Health Organization. New York. 416 pages.
- Dillon, P.J. et F.H. Rigler, 1974. *The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes*. Limnology and oceanography, 19(5) : 767-773.
- Duy, T. N., P. K. S. Lam, G. R. Shaw, et D. W. Connell, 2000. *Toxicology and Risk Assessment of Freshwater Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins in Water*. Rev Environ Contam Toxicol (163) : 113-186.
- Fox, A.M., 1992. *Macrophytes*, dans The Rivers Handbook, Hydrological and Ecological Principles. Calow, P. et G.E. Petts, ed., volume one : 216-233.
- Gangbazo, G., 2000. *Relations empiriques entre les utilisations du territoire agricole et la qualité de l'eau des rivières*. Vecteur Environnement, 33(2) : 42-49.
- Gangbazo, G. et F. Babin, 2000. *Pollution d l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles*. Vecteur Environnement, 33(4) : 47-57.
- Gangbazo, G. et J. Painchaud, 1999. *Incidence des politiques et programmes d'assainissement agricole sur la qualité de l'eau de six rivières – 1988-1995*. Vecteur Environnement, 32(1) : 29-36.

Hébert, S., 1996. *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec*. Direction des écosystèmes aquatiques, Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF), 20 pages et 4 annexes.

Kotak, B. G., A. K.-Y. Lam, E. E. Prepas, et S. E. Hrudey, 2000. *Role of chemical and physical variables in regulating microcystin-LR concentration in phytoplankton of eutrophic lakes*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. (57) : 1584-1593.

Laflamme, D., I. Piché, A. Michaud, Y. Bédard, G. Trencia, R. Laroche, L. Champagne et J.-M. Gouin, 1997. *Situation environnementale du bassin de la rivière Boyer*, MEF, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation en collaboration avec Saint-Laurent Vision 2000 et le Groupe d'intervention pour la restauration de la Boyer, 2002 p.

Lake Champlain Bassin Program (LCBP), 2000. *A division of responsibility between Québec and Vermont for the reduction of phosphorus loads to Missisquoi Bay*, The Report of the Missisquoi Bay Phosphorus Reduction Task Force to the Lake Champlain Steering Committee, Grand Isle, VT.

Larocque, M., M. Patoine, O. Banton, A.N. Rousseau et P. Lafrance, 2002. *Quantification des pertes de phosphore en milieu agricole – Outil LOPHOS*. Vecteur Environnement, 35(5) : 48-56.

Larocque, M., O. Banton, A.N. Rousseau, R. Labchir, P. Lafrance, F. Granger et J. Bédard, 2000. *Évaluation des pertes en phosphore agricole à l'environnement*. Rapport final. Parde 97-4. Version corrigée et révisée en janvier 2002. Rapport INRS-Eau, Sainte-Foy, Qué. 179 p. [Outil LOPHOS disponible en ligne : <http://www.inrs-eau.quebec.ca/activites/groupe/geser/page5.html>]

Légaré, C. et D. Phaneuf, 2001. *Avis aux directions de santé publique concernant les proliférations de cyanobactéries et leurs toxines*. Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. Institut national de santé publique du Québec. 20 pages.

Mainstone, C.P. et W. Parr, 2002. *Phosphorus in rivers — ecology and management*, The Science of the Total Environment 282-283 : 25-47.

MIMEAULT, M., 2002. *Communication personnelle*. Direction régionale de la Montérégie. Ministère de l'environnement. Gouvernement du Québec.

Ministère de l'Environnement du Québec (MENV), 2001. *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*. [Disponible en ligne à : [http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/index.htm](http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm)].

Miranda, L.E. et K.B. Hodges, 2000. *Role of aquatic vegetation coverage on hypoxia and sunfish abundance in bays of a eutrophic reservoir*, Hydrobiologia, 427 : 51-57.

Patoine, M. et M. Simoneau, 2002. *Impacts de l'agriculture intensive sur la qualité de l'eau des rivières au Québec*. Vecteur Environnement, 35(1) : 61-66.

Primeau, S., 2002. *Communication personnelle*. Direction régionale de la Montérégie. Ministère de l'environnement. Gouvernement du Québec.

Reynolds, C.S., 1992. *Algae*, dans The Rivers Handbook, Hydrological and Ecological Principles. Calow, P. et G.E. Petts, ed., volume one : 195-215.

Richard, Y. et I. Giroux, en préparation. *Impact de l'agriculture sur les communautés benthiques et piscicoles du ruisseau Saint-Georges*, Québec.

Roberge, J., 1996. *Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique*. Direction des écosystèmes aquatiques. Ministère de l'Environnement et de la Faune, 68 pages et annexes.

Rosen, B.H., A. Shambaugh, I. Ferber, F. Smith, M. Watsin, C. Eliopoulos et P. Stangel, 2001. *Evaluation of Potential Blue-Green Algal Toxins In Lake Champlain*, Summer 2000 for the Lake Champlain Basin Program and the Centers for Disease Control and Prevention. USA (VT). 26 p.

Sharpley, A.N., M.J. Hedley, E. Sibbesen, A. Hillbricht-Ilkowska, W.A. House et L. Ryszkowski, 1995. *Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems*. Dans : Holm Tiessen (Ed.), *Phosphorus in the global environment – Transfers, cycles and management*. pp. 171-199.

Vermont Department of Environmental Conservation and New-York State Department of Environmental Conservation (VDCE ET NYSDEC), 2002. Long-term Water Quality and Biological Monitoring Project for Lake Champlain, Cumulative Report for Project Years 1992-2001, Prepared for Lake Champlain Basin Program, Waterbury, VT and Albany, NY.

Walker, W.W., 1996. *Simplified procedures for eutrophication assessment & prediction: user manual*. Instruction report W-96-6, USAE Waterways Experiment Station, Mississippi.