

Agriculture et pollution diffuse dans le bassin versant de la baie Missisquoi

***Les enjeux de la recherche***

**Mémoire sur la situation des lacs au Québec en regard des cyanobactéries**

Présenté à la

Commission des Transports et de l'Environnement

Par

S.-C. Poirier<sup>1</sup>, M. Chikhaoui<sup>1</sup>, C. Gombault<sup>1</sup>, J. K. Whalen<sup>1</sup>, C. Madramootoo<sup>1</sup> et A. Michaud<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Centre Brace pour la gestion des ressources hydriques, Université McGill, St-Anne-De-Bellevue, Québec, Canada*

<sup>2</sup> *Institut de Recherche et Développement en Agroenvironnement, Québec, Québec, Canada*



20 septembre 2010

## Objectifs du présent mémoire

Ce court mémoire se veut un appui à la présentation donnée à cette commission et vise à commenter les efforts scientifiques relatifs aux enjeux de **l'efficacité des interventions**, de **l'importance des rejets agricoles et des fertilisants**, ainsi que de la **gestion des rives, du littoral et des plaines inondables**. Ce travail se veut un complément de connaissance aux mémoires remis par *l'INRS (CTE-012M)* et le *Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique (CTE-012M)* qui ont produit des rapports que nous considérons justes et bien vulgarisés. Les objectifs de ce travail sont de:

- 1- Permettre une meilleure compréhension de la problématique de l'apport des nutriments de source agricole vis-à-vis de la prolifération des cyanobactéries dans les lacs.**
- 2- Faire part des avancées et des limitations de la recherche scientifique dans les champs de recherche de la pollution diffuse agricole.**
- 3- Recommander la commission sur certains besoins de recherche à l'égard de ces proliférations de cyanobactéries.**

Ce mémoire se focalisera essentiellement sur l'expertise développée par les professeurs Chandra Madramootoo et Joann K. Whalen, membres du Centre BRACE (U. McGill) avec l'aide de leurs étudiants gradués. Nous nous limiterons aux liens entre la pollution diffuse agricole et les efflorescences de cyanobactéries. La plupart des résultats cités ont été acquis dans le bassin de la baie Missisquoi, en Montérégie Est. Les travaux de suivi de la qualité des eaux de bassins versants agricoles ont été le fruit d'une collaboration entre Aubert Michaud (IRDA), Richard Lauzier (MAPAQ), Martin Mimeault et Marc Simoneau (MDDEP) ainsi que la corporation du bassin versant de la baie Missisquoi et la coopérative de solidarité du bassin versant de la rivière aux Brochets. Nous remercions la collaboration des agriculteurs qui ont donné accès à leurs terres ainsi que le Centre d'expertise hydrique du Québec (MDDEP) pour les données d'hydrométrie du ruisseau Ewing.

## 1. Identification et quantification des cyanobactéries

Comprendre la dynamique des cyanobactéries est essentiel. Les cyanobactéries ne produisent pas toutes de toxines. Certaines espèces produiront soit une hépatoxine, une mycotoxine et/ou autre. La production de ces toxines a été documentée comme étant le résultat d'un remplacement successif d'une multitude de génotypes d'algues bleu-vert qui diffèrent dans la production de toxines (Huisman *et al.*, 2005). Par exemple, jusqu'à 71 variantes de la toxine microcystine existent à différents niveaux de dangerosité pour la santé. L'identification et la quantification des cyanobactéries demeurent fastidieuses et limite l'acquisition des connaissances. Les méthodes reconnues sont basées sur des observations et du comptage à l'aide du microscope. Les protocoles sont lents. Par conséquent, les données permettant un suivi en continu de la prolifération algal en relation avec les apports de nutriments demeurent jusqu'à maintenant limitées. Nous remercions l'expertise du MDDEP qui assure ce travail.

Pour permettre de qualifier et de quantifier la présence d'algues bleu-vert, plusieurs équipes, telles que celle du Professeur Madramootoo (McGill) développent à l'aide de la biologie moléculaire une méthode fiable et rapide pour mesurer la présence de cyanobactéries toxiques. La procédure consiste à identifier un gène nécessaire et spécifique à la production d'une toxine. Suite aux résultats préliminaires du thésard Felexce Ngwa, cette méthode est apparue particulièrement efficace pour la détection des cyanobactéries les plus à risques de toxicité (ex. *Microcystis aeruginosa*). Ces efforts, couplés à des sondes de fluorescence *in vivo* (FIV), relativement abordables, placées in-situ dans les plans d'eau, pourraient permettre de suivre, dans un futur proche, l'apparition de cyanobactéries en temps réel et d'établir le lien entre la production de toxine et la qualité d'eau présente (voir mémoire INRS, CTE-012M). Cela permettrait de mieux comprendre la dynamique d'apparition des cyanobactéries et de prévenir des fleurs d'eau à caractères toxiques par le recours à différents procédés.

### **Recommandation 1**

Encourager le développement de **méthodes normalisées** pour la **détection et la quantification de cyanobactéries à l'échelle du laboratoire** (biologie moléculaire) **et du plan d'eau** (sondes).

## **2. Facteurs favorisant l'éclosion de cyanobactéries toxiques**

Comme rapporté précédemment, la difficulté de caractériser rapidement et efficacement la présence de cyanobactéries toxiques a limité l'état des connaissances en regard des facteurs contrôlant la prolifération de ces algues. Cependant, de manière générale, la présence de ces algues est fortement reliée à celle du phytoplancton et de la production en chlorophylle-a, facilement mesurée dans les cours d'eau. Nous savons que la production de cyanobactéries et plus généralement de phytoplancton est liée à la présence de trois éléments en présence variable **le carbone** (C-O<sub>2</sub>), **l'azote** (N) et **le phosphore** (P) ainsi qu'à deux facteurs environnementaux : **la température** (optimum cyanobactéries = 25°C) et **la luminosité**. Tous ces facteurs influencent à la fois la biomasse de cyanobactéries mais aussi la dominance d'une espèce et par conséquent, les concentrations de toxines. Les floraisons de cyanobactéries doivent être considérées comme une dynamique en perpétuelle évolution (Huisman *et al.*, 2005).

En ce qui concerne les nutriments, il est généralement admis que le phosphore est l'élément limitant l'eutrophisation de nos lacs. Celui-ci étant de nature peu mobile, on ne le retrouve qu'à l'état de trace dans les eaux de lacs (1-100 ug/L). Malgré une faible concentration, le P contrôle le degré d'eutrophisation des lacs. La majeure partie du P limnique se retrouve dans les sédiments et est libéré par la suite dans les eaux supérieurs (zone benthique) par différents processus, notamment par une oxydoréduction résultante d'un manque d'oxygène (conditions anoxiques) et qui changent les formes chimiques des sédiments (ex. : Fe<sup>3+</sup> → Fe<sup>2+</sup>). L'affinité du phytoplancton et des cyanobactéries pour l'N et le P est si importante que la limitation de ces nutriments se produit à des concentrations sous le seuil de détection des méthodes analytiques courantes (Huisman *et al.*, 2005). Une des conditions

souvent rapportée, favorisant la production de cyanotoxines, est le rapport N/P qui sera influencé en partie par la capacité de libération du P et de l’N des sédiments (phase solide à la phase liquide) et par leur minéralisation (formes organiques à formes inorganiques) permettant l’assimilation par le phytoplancton. Ces processus sont complexes et les méthodes d’analyse simples communément utilisées ne peuvent généralement pas fournir la précision adéquate pour une compréhension fine du cycle des nutriments.

### **Recommandation 2**

Encourager le développement de **méthodes normalisées** pour la **détection et la quantification des formes de nutriments organiques et inorganiques à l’état de trace dans les eaux douces**. Déterminer leurs impacts sur la production de cyanobactéries et de toxines.

### **3. Charges internes et externes des lacs et formes des nutriments**

Afin de permettre des interventions ciblées, efficaces et économiques, il est primordial de distinguer les charges de P internes (provenant du lac) des charges externes (provenant du bassin versant) dans le cycle des cyanobactéries. Ces deux charges peuvent agir soit de manière indépendante, soit en synergie sur la prolifération des algues bleu-vert (Burger *et al.*, 2008). Pour modéliser de manière adéquate les fleurs d’eau, il est primordial d’établir des bilans en regard de la forme des nutriments, de la quantité entrant et sortant des lacs, du cycle de ces nutriments et de leur biodisponibilité dans le lac. Jusqu’à présent, les modèles de charge interne/externe se concentrent seulement sur la forme totale du P ( $P_{total}$ ) comme source de nutriments au phytoplancton, sans discrimination de sa forme chimique (dissoute/particulaire ; organique/inorganique) qui influence pourtant sa biodisponibilité. Cette méthode a l’avantage de simplifier les analyses et le débat mais fournit des informations incomplètes pour la recommandation de Bonnes Pratiques Agroenvironnementales (BPA) en amont, afin de cibler l’impact des bassins versants sur les périodes de floraisons de cyanobactéries. Il existe un écart temporel évident entre les apports externes et les efflorescences. Entre 50% et 60% des charges exportées en P d’origine agricole se produisent durant la période de fonte des neiges

(Gangbazo *et al.*, 1997; Jamieson *et al.*, 2003) alors que la problématique des cyanobactéries se produit essentiellement entre juillet et octobre. Du  $P_{\text{total}}$  exporté des bassins versants agricoles, entre 50% et 70% est considéré directement assimilable au phytoplancton (Michaud *et al.*, 2009), le reste pouvant être considéré comme non actif. À quelle période et sous quelle forme le P agricole contribue-t-il à la prolifération des cyanobactéries sont des questions qui méritent des réponses plus précises pour nos interventions.

### **Recommandation 3**

Encourager le développement des **modèles normalisés de charges internes/externes qui prendront en compte le P et l’N biodisponibles** afin de cibler les sources temporelles spécifiques.

## **4. Charges externes en P et N de la pollution diffuse agricole**

L’agriculture intensive représente une source non-négligeable d’apport en P et N au cours d’eau. Elle a été fortement corrélée à la concentration en P des rivières du Québec (Patoine et Simoneau, 2002). Deux phénomènes contribuent à ces charges. La richesse des sols en P et le risque de transport (Beaudin *et al.*, 2008). La problématique d’une trop grande richesse des sols agricoles en P a été adressée par la mise en application du Règlement sur les Exploitations Agricoles (REA) qui encadre la gestion, la méthode et la quantité de fertilisants (phosphore) appliquée aux champs. Néanmoins, le REA n’intègre aucun facteur de transport du P vers les cours d’eau. Il est généralement admis que l’érosion due au ruissellement des eaux de pluie à la surface des champs est la cause première des charges exportées en P provenant de champs en cultures annuelles conventionnelles (maïs, soya, céréales...). Entre 50% et 90% du P exporté de champs en maïs est lié aux sédiments des sols (Poirier *et al.*, 2009). Ainsi, la majeure partie des recommandations de BPA se concentre sur la réduction de sols érodés dans les eaux de surface (avaloirs aux champs, mise en place d’une bande riveraine (1-10 m), enrochement des berges, bandes arbustives...). Toutefois, ces mesures ne permettent qu’une réduction partielle de l’érosion (Duchemin et Majdoub, 2004).

Cependant, Il ne faut pas limiter les exportations du P aux eaux de surface. L'écoulement par le drainage artificiel peut aussi jouer un rôle important. L'équipe du Professeur Madramootoo a démontré que **les drains agricoles pouvaient compter jusqu'à 40% du P exporté au cours d'eau (contre 60% pour le ruissellement de surface)** (Enright et Madramootoo, 2004; Jamieson *et al.*, 2003). Des concentrations allant jusqu'à 1.2 mg/L de  $P_{total}$  pour des champs en cultures annuelles conventionnelles (maïs, soya) et jusqu'à 2.4 mg/L de  $P_{total}$  pour des champs en prairie (foin) (Michaud et Poirier, 2009) ont été mesurées. Ces concentrations dépassent de plus de 40 fois la concentration recommandée pour les eaux de surface (30  $\mu\text{g/L } P_{total}$ ). Le P est reconnu comme peu mobile dans les sols où il s'accumule dans la couche supérieure (0-20 cm), ce qui rend surprenant de telles observations; bien qu'elles demeurent en accord avec de précédents travaux sur le territoire québécois (Beauchemin *et al.*, 2003). Ces résultats s'expliquent par la présence probable d'écoulement hydraulique préférentiel (effet produit par les macropores et fentes) dans les sols par opposition à l'écoulement hydraulique matriciel (effet éponge). Si des méthodes de mitigation permettent de diminuer le transfert du P par ruissellement de surface (Voir programme Prime-vert), les méthodes pour diminuer le transfert de P par les drains demeurent limitées et peu étudiées. Jusqu'à présent les meilleurs modèles hydrologiques agricoles utilisés par nos groupes de recherche tels que le Soil & Water Assessment Tool (SWAT) et DRAINMOD sont insuffisamment documentés pour bien quantifier les exportations de nutriments par les drains artificiels. En considérant que la diminution du ruissellement de surface par les BPA conduira à augmenter le ruissellement souterrain par les drains, il est primordial de déterminer l'impact de l'écoulement du drainage artificiel sur les cours d'eau et de produire des modèles adéquats pour la mise en place des BPA. Il existe donc un biais entre ce qui pourrait être attendu des BPA et les réductions effectives de P mesurées sur un bassin versant, dû en partie au transfert du P de surface vers les eaux de drains.

#### **Recommandation 4**

Assurer la **normalisation de modèles hydrologiques d'exportation de P** provenant des champs agricoles qui incluent à la fois les processus de d'écoulement de surface et d'écoulement des drains (préférentiel/matriciel).

Par conséquent, l'implantation de BPA nécessite un suivi au niveau du bassin versant pour valider les effets bénéfiques attendus. Dans le bassin agricole du ruisseau Castor, suite à l'implantation, en 1999, de BPA pour contrôler l'érosion (bandes riveraines de 10 m, avaloirs, réparation des berges...), une diminution encourageante de l'ordre de 25% du  $P_{\text{total}}$  exporté a été enregistrée dans les plus hauts débits par l'équipe de Aubert Michaud (Michaud *et al.*, 2005). En écoulements plus faibles, alors que les flux sont dominés en partie par l'écoulement des drains, les effets des interventions en amont n'ont pas démontré d'effets significatifs sur la qualité d'eau. Ces résultats encouragent l'implantation de mesures de mitigation du P, mais questionnent aussi la nécessité de recourir à d'autres stratégies d'intervention notamment pour contrôler les charges provenant des drains dont le contenu est fortement lié au niveau de P dans les sols agricoles.

Comme le suivi des eaux à l'exutoire d'un bassin versant agricole est un mélange de trois contributions majeures : surface, drains et résurgence de la nappe phréatique, il est important de développer des protocoles de traçage des écoulements pour distinguer chacune des contributions sur l'exportation des nutriments. Grâce des indicateurs géochimiques tels que la conductivité électrique et la teneur en calcium des eaux, des travaux préliminaires réalisés en collaboration entre l'IRDA et le centre BRACE, ont permis d'estimer de manière acceptable, la dominance des écoulement dans un bassin versant (Poirier *et al.*, 2010). Ainsi, l'écoulement par les drains peut constituer jusqu'à 68% des flux d'un bassin versant agricole mais variera d'une année à l'autre en fonction des conditions climatiques (Michaud *et al.*, 2009). D'autre part, cette méthode mérite d'être approfondie puisqu'elle a le potentiel de valider les modèles hydrologiques de ruissellement agricoles et d'exportation des nutriments (ex. SWAT, DRAINMOD, ODEP).

### **Recommandation 5**

**Assurer et normaliser un protocole de suivi de la qualité d'eau des bassins versant agricoles** en regard de la qualité et des sources contributives aux écoulements (surface/drains afin de permettre la modélisation et la validation des scénarios de BPA instaurées.

## **5. Les interventions non-agricoles (marais filtrants)**

Les transferts de nutriment des champs agricoles aux cours d'eau ne pourront pas entièrement être contrôlés à l'échelle de la parcelle, du fait de la limite des procédés de captage du P diffus de surface d'une part (Duchemin and Majdoub, 2004), et de la contribution du drainage souterrain qui nécessite une évacuation au cours d'eau d'autre part. L'utilisation de marais filtrants le long du parcours d'un ruisseau apparaît comme une solution pertinente afin de diminuer la charge en nutriments des ruisseaux agricoles avant de rejoindre les lacs. Un système expérimental sur le ruisseau Wallbridge (bassin versant de la baie Missisquoi) a été mis en place entre 2003 et 2005, par l'équipe du Professeur Madramootoo. Les résultats encourageants ont démontré une capacité de réduction de la charge en N ( $\text{NO}_3^-$ ) de 18% du  $P_{\text{total}}$  de 41% (Kroeger *et al.*, 2009). Il est à noter que la mesure de l'efficacité du marais a été limitée en partie par sa conception du fait d'un retour d'eau du ruisseau à l'entrée et à la sortie. Les lois régissant les cours d'eau qui interdisent d'entraver le libre parcours de l'eau n'ont pas permis de construire le marais selon les règles de l'art, notamment pour retenir les eaux en période de décrue. Nous sommes toutefois convaincus que ce type d'application pourrait être une solution efficace si une démarche d'encadrement par le MDDEP était mise en place afin de faciliter les démarches administratives et la mise en place des installations en respect avec à la biodiversité des milieux aquatiques.

## **6. Les scénarios du futur**

Bien que les modèles hydrologiques agricoles nécessitent un certain raffinement, les effets potentiels des changements climatiques (CC) sur l'hydrologie et l'apport de nutriments à la baie Missisquoi ont été simulés au moyen du couplage du modèle hydrologique SWAT (Soil and Water Assessment Tool) avec les données de prédiction du modèle régional climatique canadien (MRCC). Ces travaux ont été réalisés par Colline Gimbeault suite à une collaboration

entre McGill, l'IRDA et le groupe Ouranos. Les périodes retenues ont été de 1971 à 2000 pour la validation des modèles et de 2041 à 2070 comme période de prédiction. Les résultats préliminaires ont révélé une augmentation des apports annuels en eau de 7 à 12%, un accroissement du flux annuel de P de 5 à 14% et un flux accru de N de l'ordre de 3 à 17%. Les hydrographes prédits ont témoigné de périodes de fonte des neiges plus longues et de pics de crue atténués en avril (hausse des températures hivernales). Les flux de N et P attendus sont moindres en été et rehaussés à l'automne. Globalement, les changements climatiques ne pourront qu'aggraver le problème de pollution diffuse en augmentant les risques de lessivage des nutriments durant l'hiver lorsque le sol est particulièrement vulnérable.

#### **Recommandation 6**

Étant donné que la majeure partie des BPA utilisent des couverts végétaux pour limiter l'érosion agricole, il y a lieu de **planifier des interventions et des BPA qui sauront limiter les pertes durant la période de fonte des neiges.**

## **Conclusions**

À moins de limiter radicalement les activités agricoles dans les bassins versants touchés par les cyanobactéries, celles-ci sont là pour rester. Le contrôle de la pollution diffuse doit prendre forme à différentes échelles d'intervention : à **l'échelle du champ**, à **l'échelle du bassin versant (rivière)** et finalement, à **l'échelle du lac. Les structures de gestions doivent avoir la capacité d'agir à ces différents niveaux d'intervention avec les pouvoirs et les moyens financiers adéquats.**

Pour bien modéliser les floraisons de cyanobactéries et les relier à la gestion des bassins versants, il faut développer des outils adéquats (rapides et abordables) pour le monitoring des charges en nutriments (N et P) et leur biodisponibilité en relation avec leur impact sur l'activité biologique des algues bleu-vert. Ainsi, une modélisation adéquate permettra de cibler de manière précise les scénarios d'intervention à adopter.

Pour ce faire, il y aura lieu de mettre en place de nouvelles **procédures normalisées** qui seront applicables pour l'ensemble des bassins versants agricoles québécois, en regard :

- 1- Du **suivi de la biodiversité des cyanobactéries** (biologie moléculaire);
- 2- Du **suivi de l'efflorescence des fleurs d'eau dans les lacs**;
- 3- Des **modèles des propriétés physico-chimiques des lacs** (température, turbidité, luminosité, zones de sédimentation, potentiel d'oxydo-réduction, apports des nutriments...);
- 4- Du **suivi des charges externes des bassins versants agricoles et de leurs sources** (eaux de surface/drains, ponctuel/diffus);
- 5- Des **modèles hydrologiques de risque de pollution diffuse agricole** qui seraient utilisés par les exploitants agricoles;
- 6- Des **modèles globaux de gestion du bassin versant basés sur la capacité support des lacs**.

## Références

- Beauchemin S., Simard R.R., Bolinder M.A., Nolin M.C., Cluis D. (2003) Prediction of phosphorus concentration in tile-drainage water from the Montreal Lowlands soils. *Canadian Journal of Soil Science* 83:73-87.
- Beaudin I., Beaudet P., Michaud A., Giroux M. (2008) Les outils de caractérisation du risque de perte de phosphore vers les eaux de surface, Fiche Technique no.4, CRAAQ, Québec.
- Burger D.F., Hamilton D.P., Pilditch C.A. (2008) Modelling the relative importance of internal and external nutrient loads on water column nutrient concentrations and phytoplankton biomass in a shallow polymictic lake. *Ecological Modelling* 211:411-423.
- Duchemin M., Majdoub R. (2004) Les bandes végétales filtrantes : de la parcelle au bassin versant. *Vecteur Environnement* 37:36-50.
- Enright P., Madramootoo C.A. (2004) Phosphorus losses in surface runoff and subsurface drainage waters on two agricultural fields in Quebec, in: R. A. Cooke (Ed.), *Proceedings of the Eight International Drainage Symposium, ASAS, St. Joseph, MI, USA*. pp. 160-170.
- Gangbazo G., Pesant A.R., Côté D., Barnett G.M., Cluis D. (1997) Spring runoff and drainage N and P losses from hog-manured corn. *Journal of the American Water Resources Association* 33:405-411.
- Huisman J., Matthijs H.C.P., Visser P.M. (2005) *Harmful cyanobacteria* Springer, Dordrecht; Norwell, MA.
- Jamieson A., Madramootoo C.A., Enright P. (2003) Phosphorus losses in surface and subsurface runoff from a snowmelt event on an agricultural field in Quebec. *Canadian Biosystems Engineering* 45:1.1-1.7.
- Kroeger A.-C., Madramootoo C.A., Enright P., Laflamme C., Francoeur-Leblond N., D'Auteuil C. (2009) Les marais filtrants : une solution pour restaurer les cours d'eau agricoles. *Agrosol* 20:4-14.
- Michaud A., Poirier S.-C. (2009) Développement et validation d'un outil d'évaluation des exportations souterraines de phosphore en sol drainé, IRDA, Québec.
- Michaud A., Lauzier R., Laverdière M.R. (2005) Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : Étude de cas du ruisseau Au Castor, tributaire de la rivière Aux Brochets, Québec. *Agrosol* 16:47-60.
- Michaud A.R., Deslandes J., Desjardins J., Grenier M. (2009) Réseau d'actions concertées en bassins versants agricoles. Rapport final de projet., Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), Québec, Québec, 155 p.
- Poirier S.-C., Michaud A., Whalen J.K., Desjardins J. (2010) P modeling at the Ewing watershed outlet using the water electrical conductivity as an indicator of the surface and subsurface flow contribution Lake Champlain 2010, Burlington, VT, USA.
- Poirier S.-C., Michaud A., Desjardins J., Grenier M., Whalen J.K. (2009) Spéciation du P dans les eaux de drainage et de ruissellement dans un bassin versant agricole de la Montérégie, Association québécoise des spécialistes en science du sol, 23e Congrès annuel, St-Paulin, Québec.