



GESTION DES NUTRIMENTS

CONNAISSANCES SCIENTIFIQUES À
L'INTENTION DES DÉCIDEURS

Novembre 2017



Réseau
canadien
de l'eau



TABLE DES MATIÈRES

2	REMERCIEMENTS	
3	PRÉFACE	
4	RÉSUMÉ	
6	L'EUTROPHISATION : UN DÉFI CONSTANT	
8	L'HISTORIQUE DE LA GESTION DES NUTRIMENTS EN AMÉRIQUE	
10	LE SAVOIR SCIENTIFIQUE ACTUEL RELATIF AUX MÉCANISMES DES NUTRIMENTS	
	Les sources de nutriments et les nutriments résiduels	10
	Le transport des nutriments	12
14	LES INCIDENCES DE LA SCIENCE SUR LA GESTION ADAPTATIVE	
	Établir et atteindre des objectifs par bassin versant	15
	Relier les pratiques de gestion entre diverses échelles spatiales et temporelles	16
	Se doter de nouvelles méthodes de collecte de données et de surveillance	17
20	Conclusion	
21	Références	



REMERCIEMENTS

Ce livre blanc se fonde sur l'information recueillie pendant un atelier d'experts tenu les 29 et 30 mars 2016, et lors de nombreux échanges subséquents par courriel et téléconférence.

Le Réseau canadien de l'eau tient à souligner l'importante contribution de chacun des experts et le leadership dont ils ont fait preuve, et les remercie d'avoir partagé leur temps et leur expertise.

L'information dans ce rapport est basée sur les points de vue des personnes qui les expriment et ne reflète pas nécessairement les vues de leur employeur.

Nandita Basu, Ph. D.

Université de Waterloo
Waterloo (Ontario), Canada

Indrajeet Chaubey, Ph. D.

Purdue University
West Lafayette (Illinois), É.-U.

Darryl Finnigan

Ministère de l'Agriculture, de
l'Alimentation et des Affaires
rurales de l'Ontario
Guelph (Ontario), Canada

Merrin Macrae, Ph. D.

Université de Waterloo
Waterloo (Ontario), Canada

Mohamed, Ph. D.

Ministère de l'Environnement
et de l'Action en matière de
changement climatique de
l'Ontario
Toronto (Ontario), Canada

Deanna Osmond, Ph. D.

North Carolina State University
Raleigh (Caroline du Nord), É.-U.

Keith Reid

Agriculture et Agroalimentaire
Canada
Guelph (Ontario), Canada

Dave Rudolph, Ph. D.

Université de Waterloo
Waterloo (Ontario), Canada

Douglas R. Smith, Ph. D.

United States Department of
Agriculture
Temple (Texas), É.-U.

Mike Stone, Ph. D.

Université de Waterloo
Waterloo (Ontario), Canada

Rédacteur principal

Alex H.S. Chik

Réseau canadien de l'eau
Waterloo (Ontario), Canada

PRÉFACE


Les efflorescences d'algues nuisibles dans les Grands Lacs, le lac Winnipeg, le lac Saint-Charles, le lac Simcoe et de nombreux autres plans d'eau, sont source d'importantes préoccupations en matière de santé publique, d'environnement et d'économie. Ces efflorescences algales, nourries par l'excès de nutriments dans l'eau, peuvent affecter le traitement de l'eau potable, la pêche commerciale et le tourisme. En 2011 et 2014, les efflorescences algales toxiques dans le lac Érié ont causé des interruptions de service évaluées respectivement à quelque 71 millions USD et 65 millions USD (Bingham, Sinha et Lupi, 2015).

Des organismes gouvernementaux comme Environnement et Changement climatique Canada, le ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario et l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA) ont la responsabilité d'établir des objectifs, de surveiller la mise en œuvre et le suivi et d'évaluer les résultats de la gestion des nutriments. Des décisions doivent être prises et pour ce travail il est essentiel de disposer d'une formulation claire de l'état actuel des connaissances scientifiques, incluant les limites et incertitudes, afin d'orienter les décisions.

En mars 2016, le Réseau canadien de l'eau a tenu un atelier d'experts en vue de mettre à jour le modèle conceptuel canadien concernant les sources et le transport des nutriments. Les connaissances scientifiques présentées dans ce livre blanc sont tirées de cette discussion d'experts ainsi que des recherches citées en référence et visent à aider les décideurs en matière de mesures de gestion des nutriments.

Pendant l'atelier, la discussion a principalement porté sur le phosphore comme principal macronutriment limitant dans les bassins d'eau douce. Cependant, les sources de nutriments résiduels et les événements de charges de nutriments qui ont des incidences sur les pratiques de gestion des nutriments s'appliquent également à l'azote et à d'autres nutriments qui peuvent aussi avoir une influence ou un effet limitant sur l'état global de l'écosystème. Selon certaines études (Harpole et coll., 2011), l'azote et le phosphore pourraient aussi agir comme nutriments co-limitants de la production primaire, c'est-à-dire que les apports d'un nutriment pourraient avoir des incidences sur le cycle de l'autre nutriment.

Si les discussions dans le cadre de cet atelier ont porté sur les incidences terrestres des nutriments sur les systèmes d'eau douce et sur le phosphore comme facteur clé, il est bon de souligner l'influence de l'azote sur les milieux estuariens et marins — lesquels se situent souvent à la confluence de nombreux bassins versants d'eau douce (Conley et coll., 2009; Paerl, 2009; Xu, Paerl, Qin, Zhu et Gao, 2010).



Le Réseau canadien de l'eau est le « transmetteur de connaissances scientifiques » de confiance pour le secteur de l'eau au Canada. Lorsque des décideurs demandent « qu'est-ce qu'en dit la science? », nous formulons ce qui est connu et inconnu d'une façon qui habituellement éclaire les décisions à prendre.



RÉSUMÉ

« [...] les défis de la gestion des nutriments et du contrôle de l'eutrophisation témoignent de la science dite "post-normale", qui se caractérise par d'importantes incertitudes, des interventions de gestion requises d'urgence et des enjeux décisionnels de taille »

[Traduction]

(Jarvie, Sharpley, Withers et coll., 2013, p. 295).

En mars 2016, le Réseau canadien de l'eau a invité un groupe d'éminents chercheurs internationaux pour discuter pendant deux jours de l'état des connaissances actuelles sur les sources, le devenir et le transport des nutriments dans les systèmes d'eau douce. Leurs échanges ont permis au Réseau canadien de l'eau de regrouper ces connaissances scientifiques en vue d'informer les personnes responsables des décisions en matière de gestion des nutriments.

Les nutriments provenant d'activités telles que l'agriculture, du traitement des eaux usées et du ruissellement des eaux pluviales en milieu urbain se retrouvent éventuellement dans nos plans d'eau, où ils ont un effet sur la santé publique, l'environnement et l'économie. Au Canada, les sources ponctuelles de phosphore ont été largement réduites au cours des 50 dernières années, et plus récemment, les efforts se sont concentrés sur les sources non ponctuelles de ce nutriment (sources diffuses). Toutefois, les chercheurs et spécialistes ont remarqué que les réactions de l'écosystème auxquelles on s'attendait suite à ces réductions n'ont pas totalement eu lieu ou encore qu'elles n'ont été que temporaires, comme l'illustre bien le retour des algues bleues dans le lac Érié.

Récemment, les recherches se sont penchées sur les sources résiduelles de nutriments dans les systèmes aquatiques et terrestres, et comment elles contribuent au comportement et aux réactions de l'écosystème telles que les efflorescences algales. Dans bon nombre de bassins versants, l'agriculture est la source diffuse prédominante de nutriments, mais des sources rurales autres qu'agricoles, des sources urbaines, les dépôts atmosphériques et des nutriments mobilisés provenant autant de sources résiduelles que de sources diffuses, contribuent également à l'apport général de nutriments. Il s'avère essentiel

de prendre en compte et de gérer de façon efficace les sources résiduelles et diffuses de nutriments pour être en mesure de développer des politiques et pratiques efficaces de gestion des nutriments.

Quelles sont les informations pertinentes que l'on peut dégager des connaissances scientifiques en constante évolution?

- **Les événements météorologiques extrêmes et les voies d'écoulement préférentielles peuvent être les facteurs dominant le transport du phosphore.** Le transport des nutriments associés aux sédiments est encore considéré comme étant le principal mécanisme de charge du phosphore dans les plans d'eau en général. Puisqu'il y a augmentation de la fréquence et de la gravité des événements hydrologiques, on reconnaît de plus en plus l'importance probable de ces événements en ce qui concerne les charges totales dans les plans d'eau — que ce soit par le biais du ruissellement de surface ou par d'autres voies d'écoulement préférentielles souterraines. Les recherches à ce sujet mettent en évidence le fait que l'efficacité globale de diverses pratiques de gestion peut être fortement influencée non pas par la façon dont elles tiennent compte des conditions moyennes, mais par leur capacité à gérer les flux de nutriments pendant ces événements extrêmes de courte durée.
- **Les nutriments résiduels peuvent avoir un effet considérable sur la façon dont les systèmes réagissent aux mesures de gestion.** Les nutriments résiduels (issus d'activités passées) et qui sont déjà présents dans les écosystèmes terrestres et aquatiques (par exemple, dans le sous-sol et dans les lits des rivières et des lacs) peuvent avoir un effet de contrôle sur la réaction des systèmes. Cela peut compliquer, masquer ou prévenir les résultats attendus des mesures de gestion des nutriments qui sont axées uniquement sur les apports en cours ou sur ce qui se passe sur le terrain. Les nutriments résiduels sont de plus en plus considérés comme étant une des principales raisons de l'échec des mesures de gestion pour atteindre les résultats souhaités ou durables.

- **Les délais entre les mesures de gestion et la réaction de l'écosystème peuvent être très longs.** La plupart des pratiques de gestion des nutriments en agriculture ont pour but de retenir les éléments nutritifs dans la couche de sol où se produit la croissance et où les végétaux peuvent les absorber, ce qui minimise leur perte dans des plans d'eau adjacents. La rétention des nutriments sur les terres peut varier fortement et elle est influencée par le type, l'ampleur, le moment et l'endroit d'application des nutriments. Le délai entre l'application terrestre de phosphore et le moment où l'élément arrive dans un plan d'eau peut être court lors de tempêtes, ou lorsque le déplacement est accéléré par des voies d'écoulement préférentielles. Dans d'autres cas, selon l'endroit où le phosphore s'accumule dans le réseau, les recherches semblent indiquer que cela peut prendre des mois ou même des dizaines d'années entre le moment d'application terrestre et l'impact ultime dans un plan d'eau. La connaissance de ce fait influence donc la réflexion quant à la façon idéale de définir le succès des mesures de gestion des nutriments et quant au meilleur endroit pour l'évaluer.
- **Le phosphore réactif soluble est susceptible de contribuer largement aux efflorescences algales.** Bien que le phosphore réactif soluble ne constitue qu'une mince proportion de la charge totale, on croit de plus en plus que son occurrence ou son transport dans les plans d'eau contribue de façon importante à certains impacts, comme les efflorescences algales. D'où l'importance d'en tenir compte dans les paysages terrestres où il y a une forte infiltration des précipitations ou beaucoup de ruissellement en surface, surtout s'il y a présence d'éléments comme des tuyaux de drainage qui créent des voies d'écoulement préférentielles permettant un transport encore plus rapide vers les rivières et autres cours d'eau adjacents. Le fait de bien comprendre à quels endroits il peut y avoir présence ou transport de phosphore réactif soluble permettrait de porter plus d'attention à ces flux prioritaires dans les systèmes de gestion.

Même si nous en connaissons de plus en plus sur le transport des nutriments et leurs impacts sur les systèmes aquatiques, les recherches en cours confirment néanmoins la complexité et la forte variabilité inhérentes aux systèmes naturels. Il en résulte d'importantes incertitudes au moment de prédire comment les systèmes réagiront aux mesures de gestion. Une bonne gestion des nutriments, bien qu'elle soit bonifiée par les nouvelles connaissances, requiert une approche qui reconnaît la réalité des considérations complexes à l'échelle du bassin versant, qui s'y adapte et accepte les inévitables incertitudes et inconnues. Cette perspective inscrit clairement la gestion des nutriments au sein de la gestion intégrée des bassins versants, et souligne la nécessité d'une approche de gestion adaptative efficace.

On s'attardera davantage à prioriser et à évaluer l'efficacité des mesures de gestion des nutriments par rapport à leur incidence sur les conditions régionales ou les conditions du bassin versant. Cette approche régionale ou par bassin versant exigera de nouvelles stratégies de surveillance, de modélisation et de gestion, de même que des techniques pour intégrer les observations et prédictions à des échelles temporelles et spatiales pertinentes, de sorte que tout cela puisse servir à orienter les décisions de gestion.

Le Réseau canadien de l'eau constate qu'il est de plus en plus nécessaire de mieux intégrer et coordonner cette science dans l'avenir, et de continuer à encadrer ce que l'on sait et ce que l'on ignore encore de façon à bien éclairer ces décisions complexes..



L'EUTROPHISATION : UN DÉFI CONSTANT

Les nutriments dans les engrais, le fumier des terres agricoles, les rejets d'eaux usées des usines de traitement et le ruissellement des eaux pluviales dans les paysages urbains se retrouvent dans les eaux de surface par diverses voies, et peuvent y favoriser la prolifération des algues toxiques ou nuisibles. La décomposition de ces efflorescences algales libère des quantités d'oxygène dissout dans l'eau, ce qui affecte alors d'autres organismes aquatiques. Ce processus est connu sous le nom d'eutrophisation.

L'eutrophisation peut nuire à la qualité et à la salubrité de l'eau potable. Un exemple frappant de cela est l'efflorescence algale qui a couvert plus de 5 000 km² de la surface du lac Érié en 2015, menant à la diffusion d'un avis de ne pas boire l'eau pour 500 000 foyers de Toledo dans l'État d'Ohio et de l'île Pelée en Ontario. Les rapports d'efflorescences d'algues nuisibles ou nocives sont en hausse partout au Canada, et les collectivités en bordure de plans d'eau, comme le lac Winnipeg au Manitoba, le lac Saint-Charles au Québec et le lac Simcoe en Ontario, sont confrontées à des changements dans la qualité de l'eau, des fermetures de plages et des diminutions de la pêche commerciale.

Divers programmes gouvernementaux de gestion de nutriments ont été mis en œuvre au Canada depuis les 50 dernières années, mais les réactions de l'écosystème à la gestion des nutriments sont rarement directes ou immédiates, et elles sont souvent assujetties à divers degrés d'incertitude. Plusieurs facteurs contribuent à la complexité du problème, dont :

- Les besoins alimentaires mondiaux croissants
- Les changements dans les pratiques agricoles et l'utilisation du territoire, comme l'urbanisation
- Les conditions hydrologiques qui changent constamment
- L'augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements hydrologiques attribuables aux changements climatiques
- Des processus biogéochimiques couplés ayant des effets variés selon l'échelle
- Les réactions diverses et changeantes de l'écosystème



Au Canada, les directives de gestion des nutriments sont habituellement conçues par des organismes réglementaires et elles sont mises en œuvre par des praticiens, tels les producteurs agricoles et les gestionnaires de l'utilisation du territoire. Les organismes réglementaires se servent de cadres politiques, de règlements et de directives pour établir des objectifs et les critères qui définissent les approches, puisqu'ils en surveillent la conformité, pleinement informés des progrès de la science.

Au Canada, la compétence fédérale est dictée par la Loi sur les pêches dont la mise en œuvre revient à Environnement et Changement climatique Canada. La Loi interdit le dépôt de substance nocive dans les eaux où vivent les poissons. Cependant, malgré le potentiel connu qu'ont les nutriments de nuire à la qualité de l'eau, ceux-ci ne sont pas directement désignés comme substances nocives telles que définies par le *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées de la Loi sur les pêches*.

La première responsabilité de la réglementation sur la gestion des nutriments en agriculture et de l'application de cette réglementation revient habituellement aux ministères provinciaux ou territoriaux de l'Agriculture ou de l'Environnement, ou des deux. Les activités de gestion d'autres effets non agricoles sur la qualité de l'eau, comme ceux attribuables aux eaux usées ou aux rejets d'eaux pluviales urbaines, sont habituellement administrées par les ministères de l'Environnement (y compris les autorités de conservation), mais cela varie selon la province ou le territoire. Dans le cas des Grands Lacs et autres plans d'eau limitrophes, ce sont les compétences provinciales et américaines qui sont impliquées.

Quant aux actions visant à rehausser la qualité de l'eau par le biais d'efforts de gestion des nutriments, elles se limitent rarement à un seul palier de gouvernement. Partout au Canada, des programmes sont mis en œuvre à de multiples échelons. En Ontario, par exemple, on compte :

- Des plans et stratégies de gestion des nutriments à la ferme;
- Des règlements municipaux sur les nutriments, comme ceux mis en œuvre dans certains comtés du sud-ouest de l'Ontario¹;
- Des stratégies à l'échelle des bassins versants, comme la Stratégie de réduction du phosphore pour le lac Simcoe et les plans d'action domestique en cours d'élaboration pour le bassin du lac Érié;
- De la réglementation provinciale, comme la Loi de l'Ontario sur la gestion des éléments nutritifs (Règl. de l'Ont. 267/03) et la Loi de l'Ontario sur la protection des Grands Lacs (2015);
- Des ententes internationales, comme l'Accord sur les Grands Lacs entre le Canada et les États-Unis.

Ces directives ont toutes une même intention, soit celle d'améliorer la qualité de l'eau par le biais de la gestion des nutriments. Toutefois, les objectifs et les mesures à chaque échelon sont adaptés aux différents usages du bassin versant, en tenant compte de divers éléments scientifiques pour déterminer les priorités et les options.

À mesure qu'évoluent nos connaissances scientifiques et nos pratiques en gestion des nutriments, il nous faudra adapter nos politiques, nos pratiques, nos outils et nos mesures. En présentant clairement l'état actuel et à jour de la science, incluant les limites et les incertitudes potentielles, cela aidera les législateurs et les praticiens à mieux comprendre les questions scientifiques qui se posent et à s'assurer de la pertinence des connaissances scientifiques dans un contexte décisionnel.

¹La Loi de l'Ontario sur la gestion des éléments nutritifs (Règl. de l'Ont. 267/03) a préséance sur les règlements municipaux s'ils portent sur le même sujet.



L'HISTORIQUE DE LA GESTION DES NUTRIMENTS EN AMÉRIQUE

Le rôle des nutriments en excès dans le processus d'eutrophisation des écosystèmes aquatiques a été clairement démontré. Le phosphore est depuis longtemps, et encore aujourd'hui, considéré comme l'élément nutritif limitant pour la production primaire dans la majorité des systèmes d'eau douce (Hecky et Kilham, 1988; Howarth et Marino, 2006; Schindler, Carpenter, Chapra, Hecky et Orihel, 2016). Au cours des 50 dernières années, la réduction du phosphore a été au centre de la gestion des nutriments pour atténuer la diminution de la qualité de l'eau (Figure 1). Des efforts pour réduire les sources ponctuelles de phosphore ont été consentis dans le monde entier (Carpenter et coll. 1998; Scavia et coll., 2014; Thornton, Rast, Holland, Jolanki et Ryding, 1999). Le Canada a été un des premiers pays à limiter la quantité de phosphore dans les détergents à lessive et il a depuis élargi sa réglementation pour y inclure d'autres détergents (Commission mixte internationale [CMI], 1972).

Puisque les efforts se sont concentrés principalement sur la réduction des apports en phosphore provenant de sources ponctuelles et étant donné la facilité relative à contrôler ces sources, les sources non ponctuelles (ou diffuses) représentent maintenant une portion de plus en plus grande de la charge de phosphore dans les plans d'eau récepteurs (Crowder et Young, 1988; Scavia et coll., 2014; Schultz, Gregory et Engelstag, 1993). En conséquence, les récents efforts de gestion des nutriments ont évolué vers des stratégies plus globales qui visent autant des charges provenant de sources ponctuelles que de sources diffuses. Cependant, malgré les succès des efforts de réduction du phosphore provenant de sources ponctuelles et non ponctuelles, les améliorations écologiques attendues n'ont souvent pas été constatées ou n'ont été que temporaires (Jarvie, Sharpley, Spears, et coll., 2013; Lemke et coll., 2011; Sharpley, Kleinman, Flaten et Buda, 2011).

Bien qu'il soit clair que l'enrichissement en matières nutritives joue un rôle majeur dans l'eutrophisation et que la réduction des nutriments dans les écosystèmes aquatiques est nécessaire pour rétablir les états antérieurs de l'écosystème (Carpenter et coll., 1998), le contrôle de ces flux de nutriments peut ne pas suffire. Des facteurs additionnels (comme des processus biogéochimiques complexes) qui ne sont pas simplement liés aux concentrations de nutriments et qui ne sont pas entièrement bien compris peuvent empêcher l'obtention de résultats positifs. En comprenant mieux le rôle de ces autres processus dans l'atteinte des résultats souhaités, cela aidera les décideurs à mieux prioriser les solutions de gestion des nutriments et à cerner les possibilités de faire progresser la gestion des nutriments..

La gestion des nutriments dans le lac Érié

Dans les années 1960, le lac Érié a été déclaré « mort » à cause de la croissance algale explosive et de l'hypoxie qui a mené à un déclin important des espèces aquatiques indigènes. Au cours des 20 années suivantes, on a utilisé les relations empiriques entre la charge totale en phosphore et la *chlorophylle a* (Vollenweider, 1976) pour établir des cibles visant à inverser les impacts de l'eutrophisation. Les efforts de nettoyage se sont concentrés sur les principales sources ponctuelles, incluant l'élimination des détergents à base de phosphate, que l'on a estimé compter pour 50 % de tous les apports de phosphore dans le lac, excluant l'afflux provenant du lac Huron (CMI, 1970).

Toutefois, malgré l'atteinte des objectifs de 1978 pour la qualité de l'eau des Grands Lacs en ce qui concerne la charge annuelle totale ciblée pour le phosphore, les efflorescences d'algues ont repris au cours des sept dernières années, avec des impacts écologiques et économiques importants. Lors de cas graves survenus en 2011 et 2014, les interruptions de service ont été évaluées à près de 71 millions \$ US et 65 millions \$ US respectivement (Bingham et coll., 2015).

Selon certaines études, l'azote pourrait être l'élément nutritif limitant pour la production primaire dans certains environnements (Chaffin, Bridgeman et Bade, 2013). D'autres études suggèrent qu'il y a eu augmentation de formes de phosphore plus biologiquement disponibles provenant de sources diffuses (Jarvie et coll., 2017; Joosse et Baker, 2011; Kane, Conroy, Richards, Baker et Culver, 2014; Richards, Baker, Cumrine et Stearns, 2010) ou provenant d'un cycle interne de nutriments (Michalak et coll., 2013; Nürnberg, LaZerte, Loh et Molot, 2013).

Selon de récents modèles, l'ampleur des efforts de réduction des nutriments requis pour atteindre les objectifs pour l'écosystème du lac tels qu'établis à l'Annexe 4 de l'Accord de 2012 sur la qualité de l'eau des Grands Lacs (CMI, 2012) serait substantielle. C'est d'après ces efforts modélisés qu'a été recommandée la cible binationale de réduction de 40 % de la charge de phosphore dans le lac Érié (Annexe 4, équipe de travail sur les objectifs et les cibles, 2015).

1960s

- On observe une diminution importante de la qualité de l'eau dans les rivières et les lacs.

1970s

- On fait le lien entre l'enrichissement en matières nutritives et l'eutrophisation.
- Les études font le lien entre le phosphore et la qualité de l'eau et indiquent aussi qu'il est également important de contrôler l'azote, surtout dans les systèmes estuariens.
- Les organismes gouvernementaux commencent à mettre en place des mesures pour réduire le phosphore provenant de sources ponctuelles.

1980s

- L'Organisation mondiale de la santé publie des directives pour la réutilisation des eaux usées.
- Le Canada réglemente la teneur en phosphore des détergents à lessive
- On conçoit des plans d'action corrective (PAC) et des plans de gestion des lacs dans les secteurs préoccupants.

1990s

- On en apprend davantage sur la nature saisonnière et spécifique au site des impacts du phosphore et de l'azote.
- On développe un indice du phosphore comme outil pour identifier les terres agricoles susceptibles à la perte de phosphore
- L'Environmental Protection Agency des États-Unis met sur pied le CAFO, une stratégie unifiée pour l'exploitation intensive d'engraissement du bétail.

2000s

- On adopte de plus en plus d'approches intégrées de gestion des ressources hydriques et d'approches écosystémiques holistiques.
- On exige des CAFO pour effectuer l'évaluation de la perte de phosphore pour les applications réglementées de nutriments.
- En 2015, une efflorescence algale nuisible de 5 000 km² se développe dans le lac Érié.
- L'EPA et Environnement et Changement climatique Canada établissent des cibles précises de qualité de l'eau dans le cadre de l'Accord sur la qualité de l'eau des Grands Lacs. Cela inclut une réduction ciblée de 40 % du phosphore total entrant dans les bassins de l'ouest et du centre du lac Érié, et des cibles similaires pour certains tributaires du lac Érié.

Figure 1. Gestion des nutriments en Amérique du Nord au fil des décennies
Adapté de Gumbo, 2005; Lory et Nelson, 2015





LE SAVOIR SCIENTIFIQUE ACTUEL RELATIF AUX MÉCANISMES DES NUTRIMENTS

Les sources de nutriments et les nutriments résiduels

Un des champs de recherche en cours dans bon nombre de bassins versants est la détermination des contributions relatives de différentes formes de nutriments provenant de sources ponctuelles et diffuses et le moment de leur libération. Au cours des 50 dernières années, on a fait de grands progrès dans la gestion des sources ponctuelles puisqu'elles étaient relativement faciles à identifier, quantifier et réduire, comparativement aux sources plus diffuses. Il existe encore des occasions non négligeables de mieux comprendre les impacts et les solutions de contrôle des sources diffuses. Davantage de recherches récentes se sont d'ailleurs attardées à cette question.

Dans bon nombre de bassins versants, on présume que c'est l'agriculture qui est la source prédominante de nutriments après les sources ponctuelles urbaines (Puckett, 1995). Cependant, les sources rurales non agricoles et les dépôts atmosphériques contribuent aussi à l'apport de nutriments dans les systèmes aquatiques (Anderson et Downing, 2006; Yang, Qin, Hu, Luo et Song, 2007). Dans certains endroits, les sols et sédiments naturellement riches en phosphore peuvent aussi contribuer de façon importante à cet apport (Porder, Vitousek, Chadwick, Chamberlain et Hilley, 2007). Il semble de plus en plus évident que ces diverses sources diffuses contribuent largement aux charges de nutriments dans les plans d'eau récepteurs et qu'elles continueront à faire l'objet des efforts de gestion dans un proche avenir.

Les engrais chimiques et le fumier contiennent du phosphore et d'autres éléments nutritifs qui sont utilisés en agriculture pour favoriser la croissance des cultures, mais la rétention du phosphore dans les champs et l'absorption de ce nutriment par les végétaux dépendent du type, de l'ampleur, du moment et de l'endroit de l'application. Des facteurs associés à la croissance et à la récolte des cultures ont également une influence. Quand l'apport de phosphore excède la demande des végétaux, le phosphore qui n'est pas utilisé par les cultures peut être mobilisé durant des événements hydrologiques et d'autres perturbations du paysage, et transporté vers des plans d'eau récepteurs. Cette source diffuse de nutriments en excès contribue à l'eutrophisation. Les concentrations de phosphore dans la solution du sol qui sont essentielles à la croissance des cultures sont d'environ un à deux ordres de grandeur supérieurs aux concentrations alléguées dans le développement inacceptable d'algues dans les eaux de surface

(Daniel, Sharpley, & Lemunyun, 1998). En conséquence, les impacts liés à la réduction des sources diffuses de phosphore, le cas échéant, devraient normalement être de nature progressive plutôt que radicale.

Récemment, on s'est attardé à mieux comprendre comment, quand et sous quelle forme les sources de phosphore sont mobilisées, surtout lorsqu'elles sont introduites dans l'environnement par le biais d'activités humaines, comme l'application d'engrais. Les estimations de l'absorption des nutriments par les cultures, couplées aux tentatives de quantification des nutriments perdus dans l'écoulement en surface, donnent à penser que les estimations actuelles ne tiennent pas pleinement compte du devenir de tous les nutriments appliqués dans le paysage. Des hypothèses actualisées au titre des éléments de l'équilibre des nutriments pourraient être nécessaires, comme des estimations de l'absorption des nutriments qui reflètent l'adoption de nouvelles variétés de cultures. Les chercheurs cherchent donc maintenant davantage à estimer la teneur en phosphore des sédiments, des sols et du sous-sol à une plus grande profondeur, là où se sont accumulés les nutriments résiduels ou des « bassins » de nutriments provenant d'apports faits dans le passé.

L'étude réalisée en 2015 par l'International Plant Nutrition Institute offre un aperçu à jour des teneurs en phosphore dans les sols cultivés en Ontario. Selon les analyses de la teneur en phosphore dans le sol, les chercheurs ont établi que 28 % des sols ont une teneur optimale pour la croissance des cultures, et que 36 % ont une teneur en deçà du niveau optimal et pourraient bénéficier d'une application additionnelle de phosphore. Le reste des sols analysés, une autre proportion de 36 %, ont des teneurs en phosphore très élevées ou excessives, de sorte qu'une application additionnelle de phosphore aurait, le cas échéant, peu d'incidence sur le rendement des cultures. Dans ces sols, cela pourrait prendre jusqu'à au moins 25 ans avant de voir les réserves excessives de phosphore revenir à des niveaux optimaux pour le rendement des cultures. Bien que certains bassins de nutriments réagissent plus rapidement aux changements dans les pratiques de gestion (p. ex., pertes de phosphore attribuables à l'épandage en surface contrées par l'épandage souterrain du phosphore), d'autres pourraient réagir beaucoup plus lentement (p. ex., accumulation de phosphore dans les sols). Même si l'effet du phosphore résiduel est depuis longtemps reconnu dans les systèmes aquatiques comme tels

(Carignan et Kalff, 1980; Marsden, 1989), ce n'est que depuis peu que l'on étudie avec attention l'effet des nutriments résiduels sur et sous les terres adjacentes aux plans d'eau et leur transport éventuel dans les plans d'eau récepteurs.

La présence de nutriments résiduels dans les sols, les sédiments et le biote dans ces environnements, couplée à la présence de nutriments résiduels dans les systèmes d'eau souterraine et dans les plans d'eau, signifie que les stratégies de gestion qui sont axées sur le contrôle des actions terrestres actuelles peuvent avoir peu d'effets observés à court terme sur les conditions aquatiques associées aux nutriments. Par exemple, des enjeux liés à la présence de nutriments résiduels pourraient avoir sensiblement contribué au succès des stratégies de gestion des nutriments mises en place dans le bassin largement agricole de Maumee depuis la fin des années 1990, qui n'ont eu qu'une influence mineure sur les 200 kilotonnes et plus de phosphore qui se sont accumulées pendant les décennies précédentes (Powers et coll., 2016). Avant que cette énorme réserve de nutriments s'épuise, il pourrait donc y avoir encore des efflorescences algales d'importance dans le lac Érié.



Les nutriments résiduels

Cela peut prendre beaucoup de temps avant que les surplus de phosphore retenus dans les sols, les sédiments et la biomasse ne se libèrent et affectent les plans d'eau récepteurs (Dodd et Sharpley, 2015; Jarvie, Sharpley, Spears et coll., 2013; May, Defew, Bennion et Kirika, 2012; McDowell et Sharpley, 2001; Meals, Dressing et Davenport, 2010; Seo & Canale, 1999). D'après des études contrôlées en laboratoire et des études sur le terrain (Hamilton et coll., 2012; Haggard et Soerens, 2006; Kleinman et coll., 2007; Withers et coll., 2009), divers mécanismes de même que des modèles numériques ont été proposés pour appuyer les hypothèses concernant les nutriments résiduels (Basu et coll., 2010; Jarvie et coll., 2013; Powers et coll., 2016).

Les accumulations de phosphore dans ou directement sous les champs sont assez bien documentées, mais les

quantités et les formes de phosphore stockées au pied des pentes, dans les lits et les berges des cours d'eau et dans les lits des lacs demeurent très incertaines (Fox, Purvis et Penn, 2016; Miller et coll., 2014; White et Stone, 1996). Les délais avant la mobilisation et le transport vers des plans d'eau sont estimés à des années ou des décennies (Jarvie, Sharpley, Spears et coll., 2013; Sharpley et coll., 2013). En milieu agricole, la source en surface (soit les applications annuelles d'engrais) peut être bien contrôlée, mais la proportion de phosphore qui n'est pas incorporé dans la biomasse de la culture et qui est transportée par des voies souterraines, proches de la surface ou en surface contribue aux sources résiduelles de nutriments et il s'agit là d'un élément de plus en plus pertinent à prendre en compte dans la conception des activités de gestion.

Le transport des nutriments

Les mesures de gestion des nutriments en milieu terrestre se sont concentrées sur le contrôle du phosphore par le biais de la rétention du sol et des sédiments, car lors d'événements hydrologiques majeurs, le transport du phosphore vers les plans d'eau récepteurs se fait en association avec ces particules (Haygarth et coll., 2006; McDowell et Wilcock, 2004; Sharpley, Kleinman, McDowell, Gitau et Bryant, 2002). Cela signifie que les efforts de gestion doivent absolument tenir compte des tempêtes et événements météorologiques extrêmes dus aux changements climatiques qui donnent lieu à un important transport de nutriments. La hausse de la gravité et de la fréquence de ces événements exige que l'on examine davantage la façon dont ces événements plus intenses de courte durée (qui ne représentent qu'une très petite période dans le cadre temporel général de gestion) peuvent devenir un facteur déterminant dans le transport et la charge du phosphore dans son ensemble. Cela peut changer notre compréhension de l'efficacité de certaines pratiques de gestion, si leur rôle principal devient de minimiser les pertes de phosphore pendant les événements extrêmes. Le rôle majeur du contrôle des flux lors d'événements continuera de remettre en question la capacité d'atténuation des pertes de phosphore par des pratiques de gestion des nutriments. Les conditions hydroclimatiques locales demeurent un point important à considérer au moment d'évaluer les programmes de gestion des nutriments (Owens et Walling, 2002; Søndergaard, Jensen et Jeppesen, 2003; Stone et English 1993; Walling, 1983).

C'est le phosphore associé à des particules qui constitue la majeure partie de toutes les charges de phosphore qui se retrouvent dans les plans d'eau en surface. Cette association peut être une source continue de phosphore dans les systèmes aquatiques, alimentant les processus internes de charge en phosphore à plus long terme dans les lits des lacs et des réservoirs (Correll, 1998; Stone et English, 1993).

Cependant, de plus petits flux de phosphore réactif soluble peuvent avoir une incidence écologique plus immédiate en étant absorbés avec une plus grande efficacité par les algues et autres organismes.

Le concept d'un continuum d'espèces phosphorées avec des degrés variés de labilité, en lieu et place de fractions de phosphore clairement discernables sous forme dissoute ou associée à des particules, est de plus en plus reconnu (McDowell et coll., 2002; Liu et coll., 2014). Cela pourrait mener à une compréhension plus précise des mécanismes biogéochimiques qui sous-tendent en définitive l'eutrophisation. On suppose que le phosphore soluble et les formes plus labiles de phosphore qui sont lâchement liées aux particules sont en général plus biodisponibles – c'est-à-dire qu'ils sont plus facilement disponibles pour une absorption directe par les plantes et les algues (Nürnberg et Peters, 1984), leurs effets sur les fonctions écosystémiques peuvent être plus rapides. Cela, couplé aux dynamiques très saisonnières et opportunistes des processus biologiques, pourrait donner lieu à des réponses écosystémiques plus immédiates au sein des plans d'eau récepteurs.

L'existence de nutriments résiduels dans les profils de sol et sous la surface du sol implique qu'il existe des voies de transport autres que le transport conventionnel en surface en association avec les sédiments. Les paysages terrestres qui favorisent l'infiltration des précipitations et le ruissellement peuvent également augmenter la probabilité du transport du phosphore réactif soluble sous la surface du sol. Cet effet peut être encore plus important dans les secteurs où existent de fortes concentrations de phosphore et une faible capacité de sorption du phosphore dans le sol (Fuchs, Fox, Storm, Penn et Brown, 2009; Vadas, Srinivasan, Kleinman, Schmidt et Allen, 2007). On a observé des apports importants en phosphore soluble réactif dans diverses voies, surtout en dehors de la saison de végétation et pendant la fonte des neiges dans des débits latéraux d'eaux souterraines de faible profondeur et des systèmes de drainage souterrains artificiels (Buda, Kleinman, Srinivasan, Bryant et Feyereisen, 2009; Glavan, White et Holman, 2012; Heeren, Mittelste et coll., 2012; Jarvie et coll., 2017; King, Williams, Macrae et coll., 2015; King, Williams et Fausey, 2015; Macrae, English, Schiff et Stone, 2007; Mittelstet et coll., 2011; Robinson, 2015; Ruark, Kelling et Good, 2014; Smith et coll., 2015; Van Esbroeck, Macrae, Brunke et McKague, 2016). Dans quelques cas, les concentrations de phosphore dans les débits de base des eaux souterraines et des sources peuvent à elles seules dépasser les cibles environnementales établies pour les eaux de surface (Glavan et coll., 2012).

On pense également que les cycles de gel et dégel qui sont courants dans les climats froids comme ceux du Canada joueraient un rôle important dans la libération et le transport des nutriments par le biais des perturbations des sols ou de la croissance des plantes (Bechmann, Kleinman, Sharpley et Saporito, 2005; Kreyling, Beierkuhnlein, Pritsch, Schloter et Jentsch, 2008; Wang, Liu, Zhao, Wang et Yu, 2007). Il y a un changement de la fréquence, de la durée et de l'ampleur de ces cycles dû aux changements climatiques (Henry, 2008). On a avancé la possibilité que les changements climatiques puissent aggraver la livraison des nutriments dans les plans d'eau douce par le biais de processus comme celui-ci, et qu'ils puissent aussi modifier l'équilibre global des nutriments dans les écosystèmes terrestres et aquatiques. .



Les tuyaux de drainage

Les réseaux de tuyaux de drainage sont largement utilisés dans les terres agricoles pour abaisser et contrôler le niveau de la nappe phréatique. Le phosphore appliqué comme fumier ou engrais est généralement intégré et retenu dans les horizons supérieurs du sol situés au-dessus des tuyaux de drainage. Le transport du phosphore dans ces environnements sera contrôlé par la nature de l'événement hydrologique et la perméabilité du sol – quand l'intensité des précipitations est supérieure à la capacité d'absorption du sol, il y a ruissellement hortonien. Toutefois, la présence de voies d'écoulement préférentielles verticales peut exacerber le transport du phosphore à partir des horizons supérieurs du sol jusqu'aux systèmes de drainage souterrains artificiels comme les tuyaux de drainage.

Lorsque les débits d'eau sont élevés, ces tuyaux peuvent alors agir comme des voies rapides d'écoulement des réserves de nutriments du sous-sol jusqu'aux plans d'eau en surface (Heeren, Fox et coll., 2012; King, Williams et Fausey, 2015; Macrae et coll., 2007). Il importe de cerner les voies d'écoulement préférentielles sous la surface, comme celles qui favorisent le transport du phosphore vers les milieux

munis de drainage, grâce à des programmes de surveillance conçus pour évaluer le rendement des pratiques de gestion des nutriments mises en œuvre.

Au moment d'évaluer l'efficacité des pratiques de gestion des nutriments, la contribution relative des tuyaux de drainage dans le transport souterrain devrait être examinée en même temps que d'autres sources et voies d'écoulement potentielles. Le fait de négliger d'autres sources et voies d'écoulement potentielles sans disposer de données ou d'observations à l'appui peut mener à des conclusions erronées (Holman et coll., 2010; 2008; Jarvie et coll., 2014) qui peuvent être mal représentées dans les modèles. Cela peut ultimement compromettre les efforts de modélisation pour évaluer l'efficacité des pratiques de gestion.

LES INCIDENCES DE LA SCIENCE SUR LA GESTION ADAPTATIVE

Les progrès de la science concernant le comportement du phosphore dans un environnement particulier nous ont permis de mieux comprendre de façon générale les processus qui sont importants à considérer pour la gestion des nutriments. Ces connaissances nous aident à mieux déterminer les mesures de gestion prioritaires à élaborer de même que les mesures d'évaluation de leur efficacité par rapport à des objectifs préalablement établis. Mais elles confirment aussi l'importante complexité et la grande variabilité inhérentes aux systèmes naturels, de même que les inévitables inconnues scientifiques qui demeurent.

Il en résulte des incertitudes dans la compréhension de la façon dont fonctionnent avec exactitude divers systèmes et dans les prédictions des comportements futurs en réponse aux mesures de gestion des nutriments. Il est donc nécessaire d'adopter une approche de gestion adaptative, une approche qui reconnaît ces incertitudes et qui va de l'avant tout en étant assez souple pour s'ajuster aux nouvelles connaissances par la pratique et l'observation.

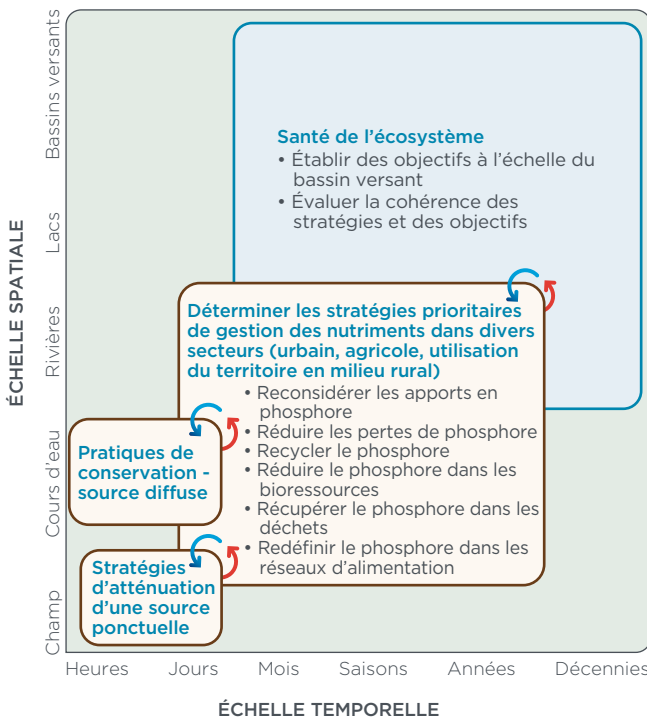
La gestion adaptative se fonde sur la démarche suivante :

- 1 — Faire les choix de gestion les plus raisonnables pour une échelle donnée ou un site donné, d'après ce que l'on comprend et ce que l'on connaît à ce jour;
- 2 — Prédire les conditions qui résulteront de ces mesures de gestion;
- 3 — Surveiller le comportement du système dans le temps en rapport aux attentes;
- 4 — Modifier les actions au besoin, en réponse à ce qui est observé.

Les actions de gestion, tout comme leurs effets, se produisent à différentes échelles et sur des périodes variables, ce qui ajoute à la complexité de l'analyse. Par conséquent, pour atteindre les résultats visés pour l'écosystème, les cadres de gestion adaptative doivent reconnaître les interactions qui existent entre différentes échelles temporelles et spatiales. Ces cadres doivent également être appuyés par des politiques cohérentes aux divers niveaux et paliers de gestion des nutriments. Cet aspect est nécessaire pour cerner et mettre en œuvre les outils appropriés aux diverses échelles et pour déterminer des cibles adéquates et des mesures d'évaluation destinées à ces échelles (Figure 2).

Il s'agit là d'un aspect complexe de la gestion adaptative auquel sont confrontés les gestionnaires de ressources et les responsables de la réglementation et dans plusieurs domaines autres que celui de la gestion des nutriments. C'est d'ailleurs un élément dont on tient de plus en plus compte dans les programmes visant à élaborer des cadres de gestion et de réglementation des effets cumulatifs ou des cadres de gestion intégrée des ressources par bassin versant. À cet égard, il n'y a pas de réponses scientifiques faciles ou de consensus sur les meilleures approches à prendre, mais les discussions sont nombreuses sur les façons d'optimiser l'utilisation de la science pour guider le développement de cadres de travail intégrés et efficaces (Réseau canadien de l'eau, 2016).

Figure 2. Gestion adaptative des nutriments à diverses échelles temporelles et spatiales. Les flèches rouges indiquent la propagation des effets des pratiques de gestion mises en œuvre à de petites échelles aux échelles spatiales et temporelles supérieures. Ces répercussions sont évaluées pour s'assurer qu'elles sont cohérentes aux objectifs et stratégies en place aux échelles supérieures (les flèches bleues). À mesure que les incidences de la gestion des nutriments se propagent aux échelles supérieures, l'incertitude associée à leur effet sur les résultats visés s'accroît.



Établir et atteindre des objectifs par bassin versant

Un bassin versant fournit une échelle et une base de planification logique et pratique pour réaliser une gestion intégrée des eaux et des terres. Il est donc cohérent de définir des objectifs généraux pour des cadres de gestion adaptative des nutriments à l'échelle du bassin versant. Les cadres d'analyse conçus à cette échelle permettent une évaluation scientifique spatialement explicite et axée sur les processus afin de guider la prise de saines décisions de gestion (Montgomery, Grant et Sullivan, 1995).

Habituellement, ce sont des caractéristiques hydrologiques, écologiques et biogéochimiques, de même que des données socioéconomiques, hydroclimatiques et agroécologiques qui servent à définir la gamme des objectifs de gestion à atteindre (par exemple, le pourcentage de réduction des charges de phosphore dans un lac, les réductions des efflorescences algales, ou l'atteinte d'une abondance d'espèces aquatiques ou de la biodiversité). Ces objectifs sont pertinents pour un bassin versant en particulier et sont considérés comme réalisables au sein d'un secteur précis. Les données écologiques et économiques peuvent servir à justifier le choix des objectifs en appuyant les estimations de la valeur économique totale attribuée à l'amélioration de la qualité de l'eau (Nelson et coll., 2015). Les facteurs sociologiques sont également importants pour cerner les valeurs et déterminer les objectifs.

Puisque la compréhension du comportement du bassin versant évolue à la lumière des récentes connaissances scientifiques – et dans le cadre d'une approche de gestion adaptative – il se peut qu'il soit nécessaire d'adapter le choix et la priorisation des stratégies de gestion des nutriments en fonction de l'atteinte d'objectifs plus généraux pour le bassin versant. La réduction des apports en phosphore dans les plans d'eau en diminuant les charges maximales quotidiennes ou annuelles provenant de sources ponctuelles s'est avérée un outil important et pratique lorsque l'enrichissement en nutriments provient de sources ponctuelles bien caractérisées, facilement quantifiables et bien contrôlées. Cependant, que la réduction des impacts des sources ponctuelles ait donné des résultats positifs, les recherches et résultats ont démontré que cet outil à lui seul est souvent insuffisant pour atteindre les objectifs. Les impacts de sources plus diffuses sont maintenant reconnus et leur importance de mieux en mieux comprise. Cela met en lumière l'importance d'inclure la gestion des sources diffuses pour atteindre les objectifs à l'échelle du bassin versant et permet de se questionner sur le moment où les actions de gestion axées sur les sources ponctuelles atteindront un point de réaction décroissante.

Le cadre de travail dit des « 5 R » (voir l'encadré correspondant) permet de prioriser de façon plus globale et intégrée les stratégies de gestion des nutriments entre les différents secteurs d'un bassin versant. Ce cadre de travail est utile pour coordonner de nombreuses activités au sein d'un système complexe et pour établir des pistes plus claires pour atteindre les objectifs communs pour le bassin versant..

Recours au cadre des 5 R pour prioriser les stratégies de gestion des nutriments dans un bassin versant

Le cadre des 5 R aborde les stratégies de gestion des nutriments d'une façon systémique. Cette démarche peut aussi être utilisée pour prioriser et coordonner les stratégies de gestion des nutriments dans divers contextes d'utilisation. L'accent sur des stratégies précises dépendra de l'utilisation concernée dans le bassin versant (par exemple, activités agricoles, traitement municipal des eaux usées, transformation des aliments, etc.)

- **Reconsidérer** les apports en phosphore (exemple : faire correspondre les applications de phosphore aux besoins des cultures)
- **Réduire** les pertes de phosphore (exemple : réduire les pertes provenant des systèmes septiques en milieu rural)
- **Recycler** le phosphore (exemple : appliquer du fumier ou des biosolides au lieu d'engrais chimiques)
- **Récupérer** le phosphore dans les déchets (exemple : envisager des technologies de récupération du phosphore)
- **Redéfinir** le phosphore dans les réseaux d'alimentation (exemple : réduire les déchets alimentaires et réduire le phosphore dans les additifs et agents de conservation des aliments)

Pour plus d'information sur la façon dont diverses stratégies peuvent être coordonnées au sein d'un bassin versant : Schoumans, Bouraoui, Kabbe, Oenema et van Dijk, 2015; Withers et coll. 2015.

Relier les pratiques de gestion entre diverses échelles spatiales et temporelles

Décider de l'échelle à laquelle les actions sont requises pour obtenir les résultats écosystémiques souhaités demeure un défi majeur. Il est difficile de relier les grands objectifs et cibles d'ensemble pour le bassin versant à des actions de gestion faisables, mesurables et pratiques mises en œuvre à de plus petites échelles (des fermes individuelles, par exemple) pour s'assurer que ces actions contribuent bel et bien aux objectifs globaux. Une des tâches importantes de cet enjeu est donc de déterminer des cibles de nutriments qui soient appropriées et efficaces et conçues en fonction des évaluations qui se font dans le bassin versant et qui serviront de jalons efficaces pour aider à l'atteinte des objectifs globaux. Il faut développer des mesures pertinentes à de nombreuses échelles (spatiales et temporelles), les mettre en pratique et les surveiller, y compris des solutions novatrices possibles pour les relier entre elles. La mesure idéale pourrait inclure des contrôles imbriqués entre divers échelons du cadre de travail et qui sont nécessaires pour appuyer la gestion itérative et adaptative des nutriments. Par exemple, les cibles de charge saisonnière à l'échelle du champ ont des incidences sur la qualité de l'eau des ruisseaux et ces effets peuvent être liés à l'occurrence d'efflorescence algale dans le plan d'eau récepteur concerné.

Des études ont suggéré des cibles de qualité de l'eau fondées sur le régime d'écoulement comme façon novatrice de déterminer des cibles de charge. La distribution de cibles de qualité de l'eau qui varient dans l'espace et le temps, et que l'on adapte pour refléter l'importance changeante des facteurs, peut faciliter l'inclusion de la variabilité et de l'incertitude (McClain et coll., 2003; Poole et coll., 2004). Les seuils établis devraient tenir compte des mécanismes spécifiques qui contrôlent les impacts des nutriments, par opposition aux relations purement empiriques (Collins et coll., 2011) qui sont souvent très spécifiques au site ou au milieu. L'aspect saisonnier des conditions biotiques, hydroclimatiques et des actions de gestion est de plus en plus considéré comme étant une base importante pour changer les pratiques et les cibles. Par exemple, dans de nombreux écosystèmes le biote (y compris les efflorescences d'algues nocives) peut réagir davantage à des conditions hydroclimatiques saisonnières (comme la température, la lumière du soleil) ou à des charges saisonnières de nutriments qui incluent des formes de nutriments plus biodisponibles.

Les modèles numériques informatisés sont de plus en plus utilisés pour intégrer les effets et les interactions de divers facteurs à diverses échelles spatiales et temporelles. Bien que de tels modèles aient été largement servis à l'évaluation des contributions relatives des sources et des voies de transport,

il demeure difficile de résoudre les questions de pertinence de l'échelle et d'avoir accès à des séries appropriées de données de terrain de qualité en quantité suffisante pour soutenir le développement, l'étalonnage et la validation de ces modèles complexes (Arhonditsis et Brett, 2004, Loucks et coll., 2005). Avec l'amélioration continue de la capacité prédictive de ces modèles grâce à une meilleure compréhension des mécanismes et une précision accrue des méthodes d'analyse en laboratoire et sur le terrain, il y a encore énormément de possibilités de recourir aux modèles actuels pour déterminer des hypothèses, développer des scénarios et analyser leur sensibilité. Un autre usage novateur de ces modèles est leur utilisation accrue pour identifier les « points chauds » qui semblent plus susceptibles de diffuser des charges de nutriments, d'après les contrôles topographiques et hydroclimatiques.

Un autre aspect auquel on accorde de plus en plus d'importance, que ce soit pour la gestion des nutriments ou pour les stratégies plus globales à l'échelle du bassin versant, est celui de la pertinence de réaliser simultanément de multiples activités et actions. On a longtemps cru que la mise en œuvre de nombreuses pratiques de gestion optimales (PGO) déboucherait sur une gestion plus efficace des nutriments. Bien que de nombreux praticiens croient en l'hypothèse de l'additivité et que cet effet additif est soutenu par de nombreux modèles (Francesconi, Smith, Heathman, Wang et Williams, 2015; Her, Chaubey, Frankenberger et Smith, 2016; Smith et coll., 2015), les pratiques de gestion appliquées doivent être adaptées en fonction de la source dominante et des conditions de transport dans chaque champ. La plupart des efforts de conservation n'ont pas jusqu'ici tenu compte des conditions existantes ou ont introduit, par leur mode de déploiement, des facteurs confusionnels quant aux interactions source/transport. Par exemple, on a découvert qu'en général, l'adoption de méthodes de culture sans labour réduisait avec efficacité et de façon simultanée le ruissellement du phosphore total et des sédiments. Toutefois, certaines études ont montré une augmentation de la perte de phosphore soluble dans les sols qui ne sont pas labourés (Smith et coll., 2015). Un examen approfondi des facteurs dominants permettra la détermination de pratiques de gestion appropriées tout en éliminant le traitement de symptômes que pourrait avoir causés la mise en œuvre de pratiques de gestion inappropriées. S'il y a un grand nombre de rapports documentant l'efficacité relative des PGO individuelles, beaucoup moins de travaux ont été réalisés pour quantifier les interactions entre les PGO et déterminer quels effets sont cumulatifs, synergiques ou antagonistes et quelles sont leurs incidences non souhaitées sur les nutriments non visés.

Se doter de nouvelles méthodes de collecte de données et de surveillance

Que ce soit pour appuyer les études en laboratoire, les études sur le terrain ou les exercices de modélisation, la production ou la collecte de séries de données appropriées pour évaluer l'impact des actions non locales sur le comportement du bassin versant s'avère particulièrement difficile en gestion des nutriments. Les actions de gestion des nutriments sont habituellement réalisées de façon distincte et individuelle d'après les besoins d'établissements ou les décisions de professionnels (comme les agriculteurs), plutôt que dans le cadre d'un programme de gestion coordonné à l'échelle de tout le bassin versant. De ce fait, l'étendue et la mise en œuvre de ces pratiques individuelles de gestion à l'échelle du champ ou du terrain ne sont pas coordonnées de façon à soutenir des évaluations à plus grande échelle. De plus en plus et lorsqu'il est possible de le faire, les chercheurs tentent d'associer les études faites à l'échelle du terrain et celles réalisées à l'échelle des sous-bassins ou des bassins versants dans le but de modéliser les comportements de systèmes plus vastes. Ces modèles permettront de développer et de tester des théories (concernant les nutriments résiduels par exemple) et d'arriver à mieux comprendre les processus associés aux répercussions des pratiques de gestion des nutriments sur des cycles géochimiques complexes (McDonnell et coll., 2007).

La prochaine étape de recherche consistera à concevoir des modèles hiérarchiques aux échelles imbriquées et des études sur le terrain qui fourniront des données sur les milieux aquatiques et terrestres à partir de la bordure du champ jusqu'au cours d'eau et y inclure les transformations dans le cours d'eau de même que les nutriments résiduels. De tels modèles permettraient d'examiner les liens critiques et d'améliorer le pouvoir de prédiction des modèles, aidant ainsi à la conception et à la mise en œuvre de pratiques de gestion optimales des nutriments.

Le choix d'échelles temporelles et spatiales appropriées est aussi important pour concevoir des stratégies de surveillance efficaces pour les études du bassin versant. La présence possible de phosphore résiduel et sa grande incidence sur les délais entre les mesures de gestion et leurs effets sur le milieu aquatique ont poussé les chercheurs à s'intéresser davantage à l'aspect pratique d'une surveillance sur une plus longue période

et à la nécessité d'avoir des séries de données à plus long terme. De nombreuses études existantes utilisent des échelles temporelles de courte durée (de saisonnières à annuelles) qui ne sont pas suffisantes pour cerner des tendances et des facteurs de causalité à l'échelle du bassin versant. Étant donné nos connaissances actuelles du phosphore résiduel, il se peut que l'évaluation du rendement et de l'efficacité des pratiques terrestres de gestion des nutriments ne se fasse pas de façon adéquate (Dougherty, Fleming, Cox et Chittleborough, 2004; Sharpley et coll., 2002).

Les difficultés de mesure des débits sous la surface et des formes et flux de phosphore sont des obstacles majeurs pour estimer avec précision la réduction des nutriments associée aux pratiques de gestion, surtout dans les voies d'écoulement plus profondes (Heathwaite et Dils, 2000). Les voies d'écoulement préférentielles, qui changent selon les conditions hydrologiques variées, peuvent être exacerbées par les changements climatiques. Cela peut créer une certaine confusion supplémentaire et affaiblir les efforts de conception et d'interprétation des programmes de surveillance (Buda et coll., 2009; Fuchs et coll., 2009; Simard, Beauchemin et Haygarth, 2000).

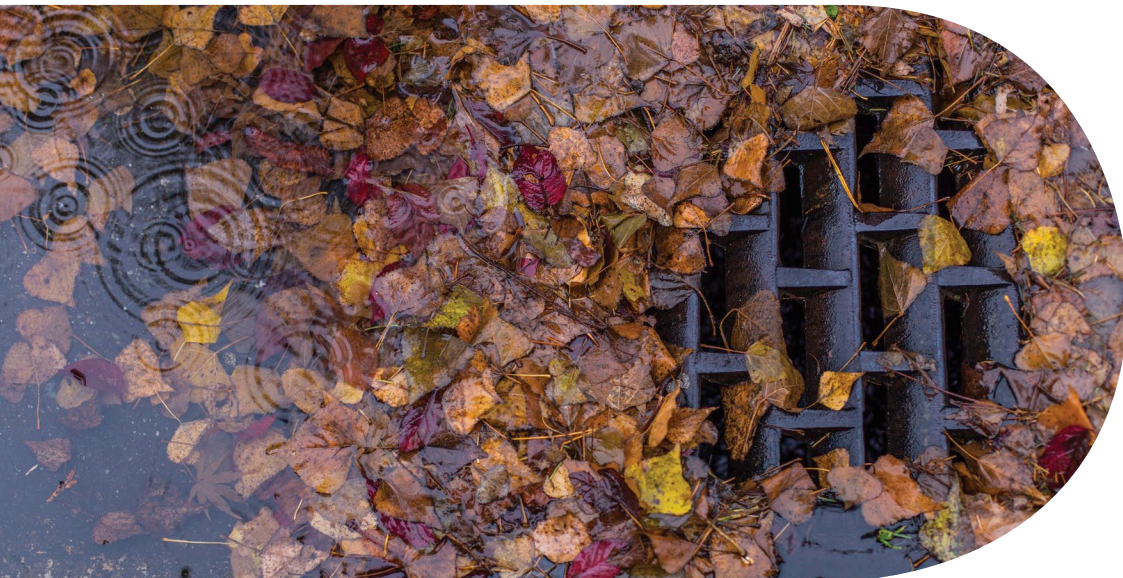
Les progrès techniques en matière de surveillance et de modélisation numérique donneront lieu à la conception d'outils pour recueillir des données plus précises pour quantifier le rendement des mesures de gestion des nutriments. De tels progrès amélioreront également la capacité de production de séries de données plus exactes pour décrire les systèmes et les prédictions des modèles. Dans de nombreux cas, des données « incertaines » ou des connaissances qualitatives sont essentielles pour vérifier les analyses et la précision des données (Seibert et McDonnell, 2002). Les données incertaines peuvent provenir de connaissances qualitatives basées sur des études en laboratoire ou sur le terrain, et de faits anecdotiques rapportés par des praticiens, des propriétaires terriens et des agriculteurs. Même s'il requiert souvent beaucoup de temps et de ressources, le processus d'obtention de divers points de vue et perspectives permet une vérification réaliste des contraintes du système et une occasion de valider des hypothèses. Il favorise aussi une culture d'intendance.



L'ÉVOLUTION DES PARADIGMES DE LA GESTION DES NUTRIMENTS – QUE FAUT-IL SAVOIR MAINTENANT?

Puisque nos connaissances et notre compréhension évoluent, certains paradigmes et hypothèses concernant la gestion des nutriments doivent être mis à jour.

PARADIGME ACTUEL	ÉVOLUTION DU CONSENSUS	CE QUE LES DÉCIDEURS DOIVENT SAVOIR
La mise en œuvre de pratiques de gestion des nutriments améliore de façon directe et immédiate la qualité de l'eau.	La présence de nutriments résiduels dans les écosystèmes terrestres et aquatiques peut retarder de façon substantielle l'amélioration attendue de la qualité de l'eau, d'où la nécessité de tenir compte des apports provenant d'activités passées et de mieux cerner leurs répercussions à long terme. Une compréhension spécifique au site de la source dominante de phosphore et des mécanismes de transport, ainsi que la réaction de différents bassins de nutriments à la gestion, permettent de quantifier et de gérer les pertes directes provenant de l'application de phosphore, en dépit des incertitudes liées au phosphore résiduel.	De quelles sources de nutriments tient-on compte? Quelles sont celles dont on ne tient pas encore compte? Quelles sont la variabilité et l'incertitude associées à de telles estimations? Les sources dont on ne tient pas compte constituent-elles des apports importants? Quelles sont les actions requises ou disponibles pour quantifier et réduire les apports importants non comptabilisés? Les sources diffuses ou sous la surface sont-elles des sources importantes de nutriments? Comment surveille-t-on les réserves de phosphore résiduel dans les milieux terrestres et aquatiques? Combien de temps cela prendra-t-il avant que se dissipent tous les nutriments résiduels?



PARADIGME ACTUEL

ÉVOLUTION DU CONSENSUS

CE QUE LES DÉCIDEURS DOIVENT SAVOIR

Le phosphore est transporté sur les sédiments par des voies d'écoulement en surface pendant des événements hydrologiques importants.

Les activités de gestion devraient être axées sur le ruissellement en surface et la rétention des sédiments. L'efficacité des PGO devrait être évaluée en fonction de leur aptitude à limiter cette voie de transport.

Le phosphore peut être mobilisé par des événements hydrologiques atypiques, comme des événements de gel et dégel. De plus en plus d'éléments probants indiquent qu'une proportion importante du phosphore transporté dans des plans d'eau récepteurs proviendrait des charges saisonnières.

Même si le phosphore soluble ne constitue qu'une plus faible proportion de la charge totale de phosphore, sa forme chimique et le moment de sa présence peuvent accroître la vulnérabilité des eaux réceptrices aux efflorescences d'algues.

Les évaluations des PGO qui ciblent les voies de transport en surface et qui ne tiennent pas compte des incidences des voies d'écoulement préférentielles et autres voies souterraines de transport peuvent donner des résultats trompeurs.

Qu'en est-il du devenir et du transport du phosphore sous la surface et au-delà de la limite du champ?

Comment les programmes de surveillance au champ peuvent-ils être utilisés pour quantifier et caractériser les charges de phosphore (y compris les espèces) en bordure du champ et lier ceci à leur impact sur les plans d'eau récepteurs?

Comment peut-on saisir du mieux possible l'ampleur, la forme et le moment de l'apport des nutriments à l'aide de programmes de surveillance et comment peut-on utiliser cette information au moment de décider quels efforts de réduction des nutriments sont à prioriser?

Quels sont les facteurs et mécanismes qui influencent l'ampleur, la forme et le moment de l'apport en nutriments qui auront éventuellement des impacts à court terme sur l'écosystème, par rapport à ceux qui auront des impacts à long terme?

Comment peut-on incorporer des connaissances qualitatives aux modèles pour en vérifier la « réalité »?

Comment peut-on utiliser les études sur le terrain en association avec des exercices de modélisation aux fins d'évaluation des PGO?

Les effets des PGO sont cumulatifs.

La mise en œuvre de nombreuses POB peut avoir des effets synergiques ou des effets antagonistes. En tentant d'atteindre des objectifs pour un secteur en particulier, il se peut que des effets involontaires se produisent dans un autre secteur.

Toute PGO individuelle, couplée aux conditions hydroclimatiques, biotiques et géochimiques différentes à chaque site, peut avoir un rendement très différent, selon le milieu dans lequel elle est mise en œuvre.

Comment les nombreuses actions de gestion interagissent-elles entre elles?

Comment peut-on concevoir de meilleures études sur le terrain pour vérifier les prédictions modélisées des incidences cumulatives?

Comment et où les PGO sont-elles les plus efficaces?

Comment évalue-t-on l'efficacité des PGO individuelles?

Quelles interactions entre PGO sont cumulatives, synergiques ou antagonistes?

Quelles sont les conséquences involontaires des PGO sur les nutriments non visés?

Comment peut-on associer aux modèles des essais faits en laboratoire et sur le terrain, pour mieux comprendre les interactions entre les PGO?



CONCLUSION

Ce n'est pas d'hier que nous savons que l'accumulation excessive de nutriments dans nos lacs et rivières peut causer des conditions qui mènent à la dégradation et à l'eutrophisation de nos plans d'eau. C'est dans les années 1960 que l'on a d'abord reconnu le problème de dégradation. Le lien avec les nutriments (tout particulièrement le phosphore en tant que principal coupable) a été établi dans les années 1970, ce qui a mené à la mise en place des premières mesures de gestion des nutriments dans les années 1980. Au cours de la dernière décennie, les scientifiques et les praticiens ont appris beaucoup sur le cycle et le transport des nutriments et sur le rapport entre ce transport et les réactions de l'écosystème, comme les efflorescences algales.

On reconnaît désormais la prédominance des sources diffuses (non ponctuelles) de nutriments dans les bassins versants provenant d'activités agricoles et des apports ruraux et urbains, tout comme l'accumulation au fil des décennies des nutriments dans les écosystèmes terrestres et aquatiques. Il est donc justifié de devoir mieux tenir compte de ces sources et de mieux les gérer. Il y a eu plusieurs avancées dans le domaine de la gestion des nutriments au cours des 10 à 15 dernières années. Voici les principaux constats issus de la recherche collective qui sont particulièrement pertinents pour l'élaboration de politiques et de pratiques efficaces de gestion des nutriments :

- Les événements météorologiques extrêmes et les voies d'écoulement préférentielles peuvent être des éléments dominants du transport du phosphore.
- Les nutriments résiduels peuvent avoir une incidence très importante sur la façon dont les systèmes réagissent aux actions de gestion.
- Les délais entre les actions de gestion et les réponses de l'écosystème peuvent être très longs.
- Le phosphore réactif soluble peut être un élément clé contribuant aux efflorescences algales.

Ces connaissances sur les charges de phosphore ont une conséquence majeure : le constat qu'il est nécessaire de considérer gestion et les conditions à l'échelle de l'ensemble du bassin versant et que la gestion des nutriments doit être directement incluse au cadre de gestion intégrée du bassin hydrographique. Même si le retrait des nutriments en excès est une des composantes essentielles de la remise en état de l'écosystème, ces actions à elles seules peuvent ne pas suffire. Le fait de cibler des secteurs préoccupants, bien que cela soit nécessaire au début, ne serait donc pas suffisant pour atteindre les objectifs à l'échelle du bassin versant.

Si les études ciblées visant à déterminer l'efficacité de diverses PGO à l'échelle locale demeurent importantes, les décideurs devront de plus en plus recourir aux connaissances scientifiques pour appuyer les décisions plus complexes telles que :

- Quels sont les cadres de travail et les objectifs efficaces à l'échelle du bassin versant?
- Comment peut-on lier les pratiques de gestion locales aux objectifs du bassin versant?
- Qu'est-ce que la mesure de réussite pour l'évaluation d'une PGO dans le contexte des objectifs généraux du bassin versant?
- Quelle sorte de surveillance est requise pour évaluer si les programmes de gestion fonctionnent bien ou non? Que devrait-on mesurer, à quel endroit et pendant combien de temps?

C'est l'appui scientifique à ce genre de questions qu'il faudra obtenir au moment de développer les cadres de gestion adaptative qui permettront de faire progresser la gestion des nutriments. Ces questions sont semblables à celles soulevées pour d'autres composantes de la gestion des bassins versants. On ne pourra toutefois par y répondre uniquement par le biais d'études individuelles ou par la recherche scientifique à elle seule. Le Réseau canadien de l'eau reconnaît que les nouvelles connaissances scientifiques doivent s'accompagner de discussions continues et d'une présentation claire de ce qui est connu et inconnu, afin de bien informer le processus décisionnel, à tous les échelons et au-delà des limites administratives, pour en arriver à améliorer la santé de l'écosystème.

RÉFÉRENCES

- Anderson, K. A. et J.A. Downing (2006). « Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, phosphorus and silicon in an agricultural region », *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 176, p. 351-374. doi:10.1007/s11270-006-9172-4
- Annex 4 Objectives and Targets Task Team (2015). *Recommended phosphorus loading targets for Lake Erie*. Rapport final au sous-comité de l'Annexe sur les éléments nutritifs du Comité exécutif des Grands Lacs. Extrait de <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/report-recommended-phosphorus-loading-targets-lake-erie-201505.pdf>
- Arhonditsis, G. B. et M.T. Brett (2004). « Evaluation of the current state of mechanistic aquatic biogeochemical modeling », *Marine Ecology Progress Series*, 271, p. 13-26. doi:10.3354/meps271013
- Basu, N. B., G. Destouni, J.W. Jawitz, S.E. Thompson, N.V. Loukinova, A. Darracq, et coll. (2010). Nutrient loads exported from managed catchments reveal emergent biogeochemical stationarity. *Geophysical Research Letters*, 37. doi:10.1029/2010GL045168
- Bechmann, M. E., P.J. Kleinman, A.N. Sharpley et L.S. Saporito (2005). « Freeze-thaw effects on phosphorus loss in runoff from manured and catch-cropped soils », *Journal of Environmental Quality*, vol. 34, p. 2301-2309. doi:10.2134/jeq2004.0415
- Bingham, M., S.K. Sinha et F. Lupi (2015). *Economic benefits of reducing harmful algal blooms in Lake Erie*. Extrait du site Web de la Commission mixte internationale : <http://ijc.org/files/tinymce/uploaded/Publications/Economic-Benefits-Due-to-Reduction-in-HABs-October-2015.pdf>
- Buda, A. R., P.J. Kleinman, M.S. Srinivasan, R.B. Bryant et G.W. Feyereisen (2009). « Effects of hydrology and field management on phosphorus transport in surface runoff », *Journal of Environmental Quality*, vol. 38, p. 2273-2284. doi:10.2134/jeq2008.0501
- Réseau canadien de l'eau (2016). *Synthesis of learnings of the Canadian Watershed Research Consortium*. Extrait de <http://www.cwn-rce.ca/assets/resources/pdf/2016-Watershed-Consortium-Report/CWN-CanadianWatershed-EN-2016-Web.pdf?u=>
- Carignan, R. et J. Kalff (1980). « Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? », *Science*, vol. 207, p. 987-989. doi:10.1126/science.207.4434.987
- Carpenter, S. R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley et V.H. Smith (1998). « Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen », *Ecological Applications*, vol. 8, p. 559-568.
- Chaffin, J. D., T.B. Bridgeman et D.L. Bade (2013). « Nitrogen constrains the growth of late summer cyanobacterial blooms in Lake Erie », *Advances in Microbiology*, vol. 3, p. 16-26. doi: 10.4236/aim.2013.36A003
- Collins, A. L., P.S. Naden, D.A. Sear, J.I. Jones, I.D. Foster et K. Morrow (2011). « Sediment targets for informing river catchment management: International experience and prospects », *Hydrological Processes*, vol. 35, p. 2112-2129. doi: 10.1002/hyp.7965
- Conley, D. J., H.W. Paerl, R.W. Howarth, D.F. Boesch, S.P. Seitzinger, et coll. (2009). « Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus », *Science*, vol. 323, p. 1014-1015. doi:10.1126/science.1167755
- Correll, D. L. (1998). « The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review », *Journal of Environmental Quality*, vol. 27, p. 261-266.
- Crowder, B. M. et C.E. Young (1988). *Managing farm nutrients: Tradeoffs for surface and ground-water quality*. Extrait du site Web de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture : <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US8935849>
- Daniel, T.C., Sharpley, A. N., et Lemunyon, J. L. (1998). « Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview », *Journal of Environmental Quality*, 27, 251-257.
- Dodd, R. J. et A.N. Sharpley (2015). « Conservation practice effectiveness and adoption: Unintended consequences and implications for sustainable phosphorus management », *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 104, p. 373-392. doi:10.1007/s10705-015-9748-8
- Dougherty, W. J., N.K. Fleming, J.W. Cox et D.J. Chittleborough (2004). « Phosphorus transfer in surface runoff from intensive pasture systems at various scales », *Journal of Environmental Quality*, vol. 33, p. 1973-1988. doi:10.2134/jeq2004.1973
- Fox, G. A., R.A. Purvis et C.J. Penn. (2016). « Streambanks: A net source of sediment and phosphorus to streams and rivers », *Journal of Environmental Management*, vol. 181, p. 602-614. doi:10.1016/j.jenvman.2016.06.071
- Fuchs, J. W., G.A. Fox, D.E. Storm, C.J. Penn et G.O. Brown (2009). « Subsurface transport of phosphorus in riparian floodplains: Influence of preferential flow paths », *Journal of Environmental Quality*, vol. 38, p. 473-484. doi:10.2134/jeq2008.0201
- Francesconi, W., D.R. Smith, G.C. Heathman, X. Wang et C.O. Williams (2015). « Monitoring and APEX modeling of no-till and reduced-till in tile-drained agricultural landscapes for water quality » *Transactions of the ASABE*, vol. 57, p. 777-789. doi:10.13031/trans.57.10332
- Glavan, M., S.M. White et I.P. Holman (2012). « Water quality targets and maintenance of valued landscape character: Experience in the Axe catchment », *UK Journal of Environmental Management*, vol. 103, p. 142-153. doi:10.1016/j.jenvman.2012.03.009

- Gumbo, B. (2005). *Short-cutting the phosphorus cycle in urban ecosystems*. Thèse de doctorat, Delft University of Technology et UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, Pays-Bas). Extrait de <http://repository.tudelft.nl/view/ihe/uuid%3A23c79071-8203-4a2f-8cb9-dc267e5776c3/>
- Haggard, B. E. et T.S. Soerens (2006). « Sediment phosphorus release at a small impoundment on the Illinois River, Arkansas and Oklahoma, USA », *Ecological Engineering*, vol. 28, p. 280-287. doi:10.1016/j.ecoleng.2006.07.013
- Hamilton, D. P., D. Özkundakci, C.G. McBride, W. Ye, L. Luo, W. Silvester et P. White (2012). *Predicting the effects of nutrient loads, management regimes and climate change on water quality of Lake Rotorua*, Environmental Research Institute Report 5, Hamilton, NZ: University of Waikato.
- Harpole, W. S., J.T. Ngai, E.E. Cleland, E.W. Seabloom, E.T. Borer, M.E.S Bracken, et coll. (2011). « Nutrient co-limitation of primary producer communities », *Ecology Letters*, vol. 14, p. 852-862. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01651.x
- Haygarth, P. M., G.S. Bilotta, R. Bol, R.E. Brazier, P.J. Butler, J. Freer, et coll. (2006). « Processes affecting transfer of sediment and colloids, with associated phosphorus, from intensively farmed grasslands: An overview of key issues », *Hydrological Processes*, vol. 20, p. 4407-4413. doi: 10.1002/hyp.6596
- Heathwaite, A. L. et R.M. Dils (2000). « Characterising phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathways », *Science of the Total Environment*, vol. 251, p. 523-538.
- Hecky, R. E. et P. Kilham (1988). « Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment », *Limnology and Oceanography*, vol. 33, p. 796-822. doi:10.4319/lo.1988.33.4part2.0796
- Heeren, D. M., G.A. Fox, D.E. Storm, P.Q. Storm, B.E. Haggard, T. Halihan et R.B. Miller (2012). « Quantification and heterogeneity of infiltration and transport in alluvial floodplains », *Biological Systems Engineering: Papers and Publications (Paper 367)*. Extrait de : <http://digitalcommons.unl.edu/biosysengfacpub/367>
- Heeren, D. M., A.R. Mittelstet, G.A. Fox, D.E. Storm, A.T. Al-Madhhachi, T.L. Midgley, et coll. (2012). « Using rapid geomorphic assessments to assess streambank stability in Oklahoma Ozark streams », *Transactions of the ASABE*, vol. 55, p. 957-968.
- Henry, H. A. (2008). « Climate change and soil freezing dynamics: Historical trends and projected changes », *Climatic Change*, vol. 87, p. 421-434. doi: 10.1007/s10584-007-9322-8
- Her, Y., I. Chaubey, J. Frankenberger et D. Smith (2016). « Effect of conservation practices implemented by USDA programs at field and watershed scales », *Journal of Soil and Water Conservation*, vol 71, p. 249-266. doi: 10.2489/jswc.71.3.249
- Holman, I. P., N.J. Howden, P. Bellamy, N. Willby, M.J. Whelan et M. Rivas-Casado (2010). « An assessment of the risk to surface water ecosystems of groundwater P in the UK and Ireland », *Science of the Total Environment*, vol 408, p. 1847-1857. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.11.026
- Holman, I. P., M.J. Whelan, N.J. Howden, P.H. Bellamy, N.J. Willby, M. Rivas-Casado et P. McConvey (2008). « Phosphorus in groundwater—an overlooked contributor to eutrophication? », *Hydrological Processes*, vol. 22, p. 5121-5127. doi:10.1002/hyp.7198
- Howarth, R. W. et R. Marino (2006). « Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography* », vol. 51, p. 364-376. doi:10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0364
- International Joint Commission (IJC). (1970). *Pollution of Lake Erie, Lake Ontario and the international section of the St. Lawrence River*. Extrait du site Web de l'Université de Windsor : <http://scholar.uwindsor.ca/ijcarchive/12>
- International Joint Commission (IJC). (1972). *Great Lakes Water Quality Agreement*. Extrait du site Web de la Commission mixte internationale : <http://ijc.org/files/publications/C23.pdf>
- International Joint Commission (IJC). (2012). *Great Lakes Water Quality Agreement*. Extrait du site Web de la Commission mixte internationale : <http://ijc.org/files/tinymce/uploaded/GLWQA%202012.pdf>
- International Plant Nutrition Institute (2015). *Soil Test Levels in North America: 2015 Summary Update*. Peachtree Corners, Georgia: IPNI.
- Jarvie, H. P., L.T. Johnson, A.N. Sharpley, D.R. Smith, D.B. Baker, T.W. Bruulsema et R. Confesor (2017). « Increased soluble phosphorus loads to Lake Erie: Unintended consequences of conservation practices? », *Journal of Environmental Quality*, vol. 46, p. 123-132. doi:10.2134/jeq2016.07.0248
- Jarvie, H. P., A.N. Sharpley, V. Brahana, T. Simmons, A. Price, C. Neal, et coll. (2014). « Phosphorus retention and remobilization along hydrological pathways in karst terrain », *Environmental Science & Technology*, vol. 48, p. 4860-4868. doi: 10.1021/es405585b
- Jarvie, H. P., A.N. Sharpley, B. Spears, A.R. Budall, L. Mays et P.J.A. Kleinman (2013). « Water quality remediation faces unprecedented challenges from “legacy phosphorus” », *Environmental Science & Technology*, vol. 47, p. 8997-8998. doi:10.1021/es403160a
- Jarvie, H. P., A.N. Sharpley, P.J. Withers, J.T. Scott, B.E. Haggard et C. Neal (2013). « Phosphorus mitigation to control river eutrophication: Murky waters, inconvenient truths, and “postnormal” science », *Journal of Environmental Quality*, vol. 42, p. 295-304. doi:10.2134/jeq2012.0085
- Joose, P. J. et D.B. Baker. (2011). « Context for re-evaluating agricultural source phosphorus loadings to the Great Lakes », *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 91, p. 317-327. doi:10.4141/cjss10005
- Kane, D. D., J.D. Conroy, R.P. Richards, D.B. Baker et D.A. Culver (2014). « Re-eutrophication of Lake Erie: Correlations between tributary nutrient loads and phytoplankton biomass », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 40, p. 496-501. doi:10.1016/j.jglr.2014.04.004
- King, K. W., M.R. Williams, M.L. Macrae, N.R. Fausey, J. Frankenberger, D.R. Smith, et coll. (2015). « Phosphorus transport in agricultural subsurface drainage: A review », *Journal of Environmental Quality*, vol. 44, p. 467-485. doi:10.2134/jeq2014.04.0163
- King, K. W., M.R. Williams et N.R. Fausey (2015). « Contributions of systematic tile drainage to watershed-scale phosphorus transport », *Journal of Environmental Quality*, vol. 44, p. 486-494. doi:10.2134/jeq2014.04.0149
- Kleinman, P. J. A., A.L. Allen, B.A. Needelman, A.N. Sharpley, P.A. Vadas, L.S. Saporito, et coll. (2007). « Dynamics of phosphorus transfers from heavily manured Coastal Plain soils to drainage ditches », *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 62, p. 225-235.

- Kreyling, J., C. Beierkuhnlein, K. Pritsch, M. Schloter et A. Jentsch (2008). « Recurrent soil freeze-thaw cycles enhance grassland productivity », *New Phytologist*, vol. 177, p. 938-945. doi:10.1111/j.1469-8137.2007.02309.x
- Lemke, A. M., K.G. Kirkham, T.T. Lindenbaum, M.E. Herbert, T.H. Tear, W.L. Perry et J.R. Herkert (2011). « Evaluating agricultural best management practices in tile-drained subwatersheds of the Mackinaw River, Illinois », *Journal of Environmental Quality*, vol. 40, p. 1215-1228. doi:10.2134/jeq2010.0119
- Liu, J., Yang, J. Liang, X., Zhao, Y., Cade-Menun, B. J., et Hu, Y. (2014). « Molecular speciation of phosphorus present in readily dispersible colloids from agricultural soils », *Soil Science Society of America Journal*, 78, 47-53. doi:10.2136/sssaj2013.05.0159
- Lory, J. A. et N.A. Nelson (2015). « User capabilities and next generation phosphorus (P) indices » [webinaire], dans *Waste to Worth: Spreading Science and Solutions Webinar Series*. Extrait de : <http://articles.extension.org/pages/72814/user-capabilities-and-next-generation-phosphorus-p-indices>
- Loucks, D. P., van Beek, E., Stedinger, J. R., Dijkman, J. P. M., & Villars, M. T. (2005). *Water resources systems planning and management: An introduction to methods, models and applications*. Paris: UNESCO.
- Macrae, M. L., M.C. English, S.L. Schiff et M. Stone (2007). « Intra-annual variability in the contribution of tile drains to basin discharge and phosphorus export in a first-order agricultural catchment », *Agricultural Water Management*, vol. 92, p. 171-182. doi:10.1016/j.agwat.2007.05.015
- Marsden, M. W. (1989). « Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release », *Freshwater Biology*, vol. 21, p. 139-162. doi: 10.1111/j.1365-2427.1989.tb01355.x
- May, L., L.H. Defew, H. Bennion et A. Kirika (2012). « Historical changes (1905-2005) in external phosphorus loads in Loch Leven, Scotland, UK », *Hydrobiologia*, vol. 681, p. 11-21. doi:10.1007/s10750-011-0922-y
- McDonnell, J. J., M. Sivapalan, K. Vaché, S. Dunn, G. Grant, R. Haggerty, et coll. (2007). « Moving beyond heterogeneity and process complexity: A new vision for watershed hydrology », *Water Resources Research*, vol. 43. doi: 10.1029/2006WR005467
- McDowell, R. W. et A.N. Sharpley (2001). « A comparison of fluvial sediment phosphorus (P) chemistry in relation to location and potential to influence stream P concentrations », *Aquatic Geochemistry*, vol. 7, p. 255-265. doi:10.1023/A:1015274426411
- McDowell, R. W., Condrón, L. M., Mahieu, N., Brookes, P. C., Poulton, P. R., et Sharpley, A. N. (2002). « Analysis of potentially mobile phosphorus in arable soils using solid state nuclear magnetic resonance », *Journal of Environmental Quality*, 31, 450-456.
- McDowell, R. W. et R.J. Wilcock (2004). « Particulate phosphorus transport within stream flow of an agricultural catchment », *Journal of Environmental Quality*, vol. 33, p. 2111-2121. doi:10.2134/jeq2004.2111
- Meals, D. W., S.A. Dressing et T.E. Davenport (2010). « Lag time in water quality response to best management practices: A review », *Journal of Environmental Quality*, vol. 39, p. 85-96. doi:10.2134/jeq2009.0108
- Michalak, A. M., E.J. Anderson, D. Beletsky, S. Boland, N.S. Bosch, T.B. Bridgeman, et coll (2013). « Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, p. 6448-6452. doi: 10.1073/pnas.1216006110
- Miller, R. B., G.A. Fox, C.J. Penn, S. Wilson, A. Parnell, R.A. Purvis et K. Criswell (2014). « Estimating sediment and phosphorus loads from streambanks with and without riparian protection », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 189, p. 70-81. doi:10.1016/j.agee.2014.03.016
- Mittelstet, A., D.M. Heeren, G.A. Fox, D.E. Storm, M.J. White et R.B. Miller (2011). « Comparison of subsurface and surface runoff phosphorus transport rates in alluvial floodplains », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 141, p. 417-425.
- Montgomery, D. R., G.E. Grant et K. Sullivan (1995). « Watershed analysis as a framework for implementing ecosystem management », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 31, p. 369-386. doi: 10.1111/j.1752-1688.1995.tb04026.x
- Nelson, N. M., J.B. Loomis, P.M. Jakus, M.J. Kealy, N. von Stackelburg et J. Ostermiller (2015). « Linking ecological data and economics to estimate the total economic value of improving water quality by reducing nutrients », *Ecological Economics*, vol. 118, p. 1-9. doi:10.1016/j.ecolecon.2015.06.013
- Nürnberg, G. K., B.D. LaZerte, P.S. Loh et L.A. Molot (2013). « Quantification of internal phosphorus load in large, partially polymictic and mesotrophic Lake Simcoe, Ontario », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 39, p. 271-279. doi: 10.1016/j.jglr.2013.03.017
- Nürnberg, G. et R.H. Peters (1984). « Biological availability of soluble reactive phosphorus in anoxic and oxic freshwaters », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 41, p. 757-765.
- Owens, P. N. et D.E. Walling (2002). « The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins », *Water Research*, vol. 36, p. 685-701.
- Paerl, H. W. (2009). « Controlling eutrophication along the freshwater-marine continuum: Dual nutrient (N and P) reductions are essential », *Estuaries and Coasts*, vol. 32, p. 593-601. doi:10.1007/s12237-009-9158-8
- Poole, G. C., J.B. Dunham, J.D.M. Keenan, S.T. Sauter, D.A. McCullough, C. Mebane, et coll. (2004). « The case for regime-based water quality standards », *BioScience*, vol. 54, p. 155-161. doi:10.1641/0006-3568(2004)054[0155:TCFRWQ]2.0.CO;2
- Porder, S., P.M. Vitousek, O.A. Chadwick, C.P. Chamberlain et G.E. Hilley (2007). « Uplift, erosion, and phosphorus limitation in terrestrial ecosystems », *Ecosystems*, vol. 10, p. 158-170. doi:10.1007/s10021-006-9011-x
- Powers, S. M., T.W. Bruulsema, T.P. Burt, N.I. Chan, J.J. Elser, P.M. Haygarth, et coll. (2016). « Long-term accumulation and transport of anthropogenic phosphorus in three river basins », *Nature Geoscience*, vol. 9, p. 353-356. doi:10.1038/ngeo2693
- Puckett, L. J. (1995). « Identifying the major sources of nutrient water pollution », *Environmental Science & Technology*, vol. 29, p. 408A-414A. doi: 10.1021/es00009a743

- Richards, R. P., D.B. Baker, J.P. Crumrine et A.M. Stearns (2010). « Unusually large loads in 2007 from the Maumee and Sandusky Rivers, tributaries to Lake Erie », *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 65, p. 450-462. doi:10.2489/jswc.65.6.450
- Robinson, C. (2015). « Review on groundwater as a source of nutrients to the Great Lakes and their tributaries », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 41, p. 941-950. doi:10.1016/j.jglr.2015.08.001
- Ruark, M. D., K.A. Kelling et L.W. Good (2014). « Environmental concerns of phosphorus management in potato production », *American Journal of Potato Research*, vol. 91, p. 132-144. doi:10.1007/s12230-014-9372-1
- Scavia, D., J.D. Allan, K.K. Arend, S. Bartell, D. Beletsky, N.S. Bosch, et coll. (2014). « Assessing and addressing the re-eutrophication of Lake Erie: Central basin hypoxia », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 40, p. 226-246. doi:10.1016/j.jglr.2014.02.004
- Schindler, D. W., S.R. Carpenter, S.C. Chapra, R.E. Hecky et D.M. Orihel (2016). « Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success », *Environmental Science & Technology*, vol. 50, p. 8923-8929. doi: 10.1021/acs.est.6b02204.
- Schoumans, O. F., F. Bouraoui, C. Kabbe, O. Oenema et K.C. van Dijk (2015). « Phosphorus management in Europe in a changing world », *Ambio*, vol. 44 (Suppl 2), p. 180-192. doi:10.1007/s13280-014-0613-9
- Schultz, J. J., D.I. Gregory et O.P. Engelstag (1993). *Phosphate fertilizers and the environment: A discussion paper*. International Fertilizer Development Center, Muscle Shoals, Alabama, USA.
- Seibert, J. et J.J. McDonnell (2002). « On the dialog between experimentalist and modeler in catchment hydrology: Use of soft data for multicriteria model calibration », *Water Resources Research*, vol. 38, no 11, p. 1-14. doi:10.1029/2001WR000978
- Seo, D. et R.P. Canale (1999). « Analysis of sediment characteristics and total phosphorus models for Shagawa Lake », *Journal of Environmental Engineering*, vol. 125, p. 346-350. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(1999)125:4(346)
- Sharpley, A., H.P. Jarvie, A. Buda, L. May, B. Spears et P. Kleinman (2013). « Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment », *Journal of Environmental Quality*, vol. 42, p. 1308-1326. doi:10.2134/jeq2013.03.0098
- Sharpley, A. N., P.J.A. Kleinman, D.N. Flaten et A.R. Buda (2011). « Critical source area management of agricultural phosphorus: Experiences, challenges, and opportunities », *Water Science & Technology*, vol. 64, p. 945-952. doi:10.2166/wst.2011.712
- Sharpley, A. N., P.J.A. Kleinman, R.W. McDowell, M. Gitau et R.B. Bryant (2002). « Modeling phosphorus transport in agricultural watersheds: Processes and possibilities », *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 57, p. 425-439.
- Simard, R. R., S. Beauchemin et P.M. Haygarth (2000). « Potential for preferential pathways of phosphorus transport », *Journal of Environmental Quality*, vol. 29, p. 97-105. doi:10.2134/jeq2000.00472425002900010012x
- Smith, D. R., K.W. King, L. Johnson, W. Francesconi, P. Richards, D. Baker et A.N. Sharpley (2015). « Surface runoff and tile drainage transport of phosphorus in the midwestern United States », *Journal of Environmental Quality*, vol. 44, p. 495-502. doi:10.2134/jeq2014.04.0176
- Søndergaard, M., J.P. Jensen et E. Jeppesen (2003). « Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes », *Hydrobiologia*, vol. 506, p. 135-145. doi:10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd
- Stone, M. et M.C. English (1993). « Geochemical composition, phosphorus speciation and mass transport of fine-grained sediment in two Lake Erie tributaries », dans *Developments in Hydrobiology (Vol 84): Proceedings of the Third International Workshop on Phosphorus in Sediments*, PCM. Boers, Th.E. Cappenberg & W. van Raaphorst (Eds.), Springer Netherlands, p. 17-29.
- Thornton, J. A., W. Rast, M.M. Holland, G. Jolankai, S-O. Ryding (Eds.) (1999). *Assessment and control of non-point source pollution of aquatic ecosystems. A practical approach*. Paris, France: UNESCO.
- Vadas, P. A., M.S. Srinivasan, P.J.A. Kleinman, J.P. Schmidt et A.L. Allen (2007). « Hydrology and groundwater nutrient concentrations in a ditch-drained agroecosystem », *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 62, no 4, p. 178-188.
- Van Esbroeck, C., M.L. Macrae, R.I. Brunke et K. McKague (2016). « Annual and seasonal phosphorus export in surface runoff and tile drainage from agricultural fields with cold temperature climates », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 42, p. 1271-1280. doi:10.1016/j.jglr.2015.12.014
- Vollenweider, R. A. (1976). « Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication », *Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia*, vol. 33, p. 53-83.
- Walling, D. E. (1983). « The sediment delivery problem », *Journal of Hydrology*, vol. 65, p. 209-237. doi:10.1016/0022-1694(83)90217-2
- Wang, G. -P., J.S. Liu, H.Y. Zhao, J.D. Wang et J.B. Yu (2007). « Phosphorus sorption by freeze-thaw treated wetland soils derived from a winter-cold zone (Sanjiang Plain, Northeast China) », *Geoderma*, vol. 138, p. 153-161. doi:10.1016/j.geoderma.2006.11.006
- Wang, Y. T., T.Q. Zhang, I.P. O'Halloran, C.S. Tan et Q.C. Hu (2016). « Predicting environmental soil phosphorus limits for dissolved reactive phosphorus loss », *Soil Use and Management*, vol. 32, p. 60-68. doi: 10.1111/sum.12238
- White, A. et M. Stone (1996). « Spatial variation and distribution of phosphorus forms in surficial sediments of two Canadian Shield lakes », *Canadian Geographic*, vol. 40, p. 258-265.
- Withers, P. J. A., H.P. Jarvie, R.A. Hodgkinson, E.J. Palmer-Felgate, A. Bates, M. Neal, et coll. (2009). « Characterization of phosphorus sources in rural watersheds », *Journal of Environmental Quality*, vol. 38, p. 1998-2011. doi:10.2134/jeq2008.0096
- Withers, P. J. A., K.C. van Dijk, T.S.S. Neset, T. Nesme, O. Oenema, G.H. Rubæk, et coll. (2015). « Stewardship to tackle global phosphorus inefficiency: The case of Europe », *Ambio*, vol. 44 (Suppl 2), p. 193-206. doi:10.1007/s13280-014-0614-8.
- Xu, H., H.W. Paerl, B. Qin, G. Zhu et Gao (2010). « Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China », *Limnology and Oceanography*, vol. 55, p. 420-432. doi:10.4319/lo.2010.55.1.0420
- Yang, L., B. Qin, W. Hu, L. Luo et Y. Song. (2007). « The atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus nutrients in Taihu Lake », *Oceanologia et Limnologia Sinica*, vol. 38, p. 104-110.



cwn-rce.ca