

LA GESTION DU PHOSPHORE DANS LES TERRES SATURÉES

Par
Sarah Pomerleau

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement durable en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Monsieur Michel Perron

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Septembre 2013

SOMMAIRE

Mots clés : agriculture, eutrophisation, phosphore, règlement, saturation en phosphore.

L'objectif de cet essai est de trouver des solutions afin de réduire l'impact des parcelles saturées en phosphore sur l'eau de surface au Québec. En 2000, la Commission sur la gestion de l'eau indiquait dans son rapport que le secteur agricole est celui parmi les trois secteurs (agricole, industriel et municipal) qui empêche de tirer pleinement profit des investissements consentis pour prévenir la pollution des cours d'eau au Québec.

Le risque environnemental du phosphore est relié à l'eutrophisation des eaux de surface et sa dangerosité est évaluée par sa concentration ou sa saturation dans le sol.

La gestion du phosphore dans les sols saturés nécessite au préalable une bonne compréhension de son comportement dans les sols. Celui-ci est influencé par plusieurs facteurs, tels que la teneur et la saturation en phosphore du sol, la texture du sol, le bilan des apports en phosphore, le drainage souterrain, le travail du sol ainsi que les conditions climatiques. Bien que l'exportation du phosphore hors du profil de sol soit influencée par l'ensemble de ces facteurs, il demeure que le moteur du transport du phosphore est l'hydrologie. L'analyse de règlements et de la situation de la baie Missisquoi a permis de trouver des pistes de solutions possibles. Cependant, compte tenu des multiples interactions entre les différents facteurs, il n'a pas été possible d'analyser séparément chacun de ces facteurs quant à leurs impacts sur l'exportation du phosphore d'un sol saturé vers un cours d'eau. Néanmoins, certaines de ces solutions semblent plus propices à diminuer les impacts des parcelles saturées sur la qualité de l'eau de surface :

- interdire les épandages de déjections animales liquides sur des parcelles saturées en eau;
- favoriser le travail réduit du sol;
- favoriser l'implantation de culture intercalaire;
- limiter les apports en phosphore sur une base annuelle à une quantité inférieure à la quantité exportée par les récoltes.

La conclusion de l'essai démontre que des travaux de recherche supplémentaires, réalisés sur des parcelles saturées en phosphore, seraient nécessaires afin de parfaire nos connaissances quant aux déplacements du phosphore dans les sols et hors de ceux-ci.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier mon directeur d'essai Michel Perron pour avoir accepté de superviser sa réalisation ainsi que pour ses conseils.

Je souhaite remercier mes parents. Merci d'avoir constaté mon problème de langage, trouvé les ressources et pour toutes les heures passées en rendez-vous ou à superviser des exercices. Sans leur implication et leurs encouragements, mon parcours académique n'aurait pas été le même.

Je souhaite également remercier mes proches et amis qui m'ont encouragé à finaliser ce travail.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	1
1 COMPORTEMENT DU PHOSPHORE DANS LES SOLS AGRICOLES.....	4
1.1 Cycle du phosphore	4
1.1.1 Cycle du phosphore dans les systèmes agricoles	5
1.2 Méthode d'estimation du phosphore disponible des sols	7
1.3 Les facteurs source de phosphore	8
1.4 Les facteurs transport du phosphore	10
1.4.1 Hydrologie	10
1.4.2 Pratiques agricoles	13
1.4.3 Propriétés du sol.....	14
1.5 Outils pour réduire le risque de contamination des eaux de surface.....	15
1.5.1 Indices de saturation en phosphore (ISP).....	15
1.5.2 Indices du risque du phosphore (IRP).....	16
2 RÉGLEMENTATIONS AGRICOLES BASÉES SUR LE PHOSPHORE.....	18
2.1 Québec	18
2.1.1 Règlement sur la prévention de la pollution des eaux par les établissements de production animale (1981-1997).....	19
2.1.2 Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole (1997-2002).....	19
2.1.3 Règlement sur les exploitations agricoles (REA) (2002-)	20
2.2 Ontario	22
2.2.1 Règlement 267/03	23
2.3 Manitoba.....	25
2.3.1 <i>Nutrient management regulation</i> (2008-)	26
2.4 Suisse	28
2.4.1 Ordonnance sur la réduction des risques liés aux produits chimiques	28
2.4.2 Loi fédérale sur la protection des eaux	30
2.4.3 Ordonnance sur les produits chimiques	31
2.5 Synthèse des réglementations étudiées	31
3 ÉTUDE DE CAS – BAIE MISSISQUOI.....	33
3.1 Description du territoire de bassin versant de la baie Missisquoi.....	33

3.2	Partenariat entre le Vermont et le Québec	36
3.2.1	Québec	37
3.2.2	Vermont	43
3.3	Synthèse des efforts	44
4	PRINCIPALES SOLUTIONS ET ANALYSE.....	45
4.1	Analyse des apports en phosphore en fonction des réglementations étudiées.....	45
4.1.1	Outil indice-phosphore de l'Ontario	46
4.1.2	Stratégies de fertilisation relatives à l'indice de saturation en phosphore des sols de l'OAQ	50
4.2	Modifications aux pratiques agricoles	54
4.2.1	Fertilisation	54
4.2.2	Mesures d'atténuation.....	57
4.3	Recommandations.....	60
	CONCLUSION	62
	RÉFÉRENCES.....	64
	BIBLIOGRAPHIE	72
	ANNEXE 1 – ABAQUES DU REA.....	73
	ANNEXE 2 – DESCRIPTION DE LA GRILLE DE CRITÈRES	74

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	Distances à respecter au Manitoba pour les zones tampons	27
Tableau 4.1	Comparaison de trois scénarios selon l’outil indice-phosphore de l’Ontario	48
Tableau 4.2	Évaluation des solutions	55

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

Al	Aluminium
BAPE	Bureau d'audiences publiques sur l'environnement
CBVBM	Corporation bassin versant baie Missisquoi
CMGLC	Comité mixte sur la gestion du lac Champlain
CMI	Commission mixte internationale Canada et États-Unis
CPVQ	Conseil des productions végétales du Québec inc.
CRAAQ	Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec
DSP	Degré de saturation en phosphore
FADQ	Financière agricole du Québec
Fe	Fer
ha	Hectare
ISP	Indice de saturation en phosphore
IRCE-P	Indicateur du risque de contamination de l'eau par le phosphore
IRDA	Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc.
IRP	Indice de risque du phosphore
kg	Kilogramme
LEaux	<i>Loi fédérale sur la protection des eaux</i>
LGEN	<i>Loi de 2002 sur la gestion des éléments nutritifs</i>
LPE	<i>Loi sur la protection des eaux</i>
M-3	Mehlich-3
MAAARO	Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario
MAAO	Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MENV	Ministère de l'Environnement
MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux
OBVBM	Organisme de bassin versant de la baie Missisquoi
OAQ	Ordre des agronomes du Québec
OChim	<i>Ordonnance sur les produits chimiques</i>
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Économique

ODEP	Outil de diagnostic des exportations de phosphore
OEaux	<i>Ordonnance sur les protections des eaux du 28 octobre 1998</i>
ORRChim	<i>Ordonnance sur la réduction des risques liés aux produits chimiques</i>
PAEF	Plan de fertilisation agroenvironnemental
Pi	Ion orthophosphate
PGEN	Plan de gestion des éléments nutritifs
Po	Phosphore organique
ppm	Partie par million
SGEN	Stratégie de gestion des éléments nutritifs
REA	<i>Règlement sur les exploitations agricoles</i>
RRPOA	<i>Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole</i>
t	Tonne
u. a.	Unité animale
UGBF	Unité de gros bétail-fumure

LEXIQUE

Adsorption	Phénomène de rétention, réversible, d'une substance (particules, molécules, ions) à l'interface de deux phases non miscibles (Majorel et autres, 2002).
Biocénose	Ensemble des êtres vivants présents dans un espace homogène et bien délimité, appelé biotope (Majorel et autres, 2002).
Biotope	Aire géographique de dimensions variables, possédant des caractéristiques écologiques précises et offrant des conditions constantes ou cycliques aux espèces qui s'y trouvent (la biocénose) (Majorel et autres, 2002).
Désorption	Phénomène inverse de l'adsorption correspondant au passage dans la phase liquide des espèces chimiques retenues sur la phase solide du sol (Majorel et autres, 2002).
Lessivage	Transport vertical ou latéral de particules de sol dans le profil vers des horizons sous-jacents ou situés en aval (Majorel et autres, 2002).
Lixiviation	Transport dans le sol, par convection, d'une substance dissoute (soluté), résultant des mouvements de la phase liquide du sol (Majorel et autres, 2002).
Rétroversion	Phénomène pendant lequel les phosphates adsorbés ou précipités évoluent sur le plan chimique vers des formes de plus en plus stables (Giroux et Royer, 2007).
Sorption	Pénétration et fixation d'une substance dans le sol (Majorel et autres, 2002).

INTRODUCTION

Le Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) a eu le mandat de réaliser une consultation publique sur la gestion de l'eau au Québec en 1998 (ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2002a). Dans son rapport, le BAPE indique que l'un des objectifs de la Commission sur la gestion de l'eau est de prévenir et de réduire les pollutions d'origine agricole, urbaine et industrielle. La Commission indique aussi qu'elle estime que le secteur agricole est le secteur qui empêche de tirer pleinement profit des investissements consentis pour prévenir et réduire la pollution dans les cours d'eau (BAPE, 2000). La Commission recommandait au gouvernement de réaliser une révision majeure du programme d'assainissement agricole (ministère de l'Environnement (MENV), 2003). C'est dans cette optique que le *Règlement sur les exploitations agricoles* (REA) a été adopté en 2002 par le gouvernement provincial et par le fait même le REA venait moderniser le *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole* (RRPOA) datant de 1997. Le REA a pour objet d'assurer la protection de l'environnement, particulièrement celle de l'eau et du sol, contre la pollution causée par certaines activités agricoles (REA, 2012). L'élément fertilisant qui est encadré par le REA est le phosphore.

Le risque environnemental de toute substance est le produit de sa dangerosité par l'exposition des organismes à cette substance (Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), 2010). Le risque environnemental du phosphore est relié à l'eutrophisation des eaux de surface et sa dangerosité est évaluée par sa concentration ou sa saturation dans le sol (CRAAQ, 2010). L'exposition du phosphore est quant à elle associée à sa dispersion dans l'environnement par divers mécanismes de transport (CRAAQ, 2010). Il est maintenant connu que le phosphore présent dans les sols peut être mobilisé et redistribué dans le profil et que dans certains cas il peut en sortir (Frossard et autres, 2004).

Une quantité excessive de phosphore dans les eaux de surface peut être dommageable pour l'environnement (Beudin et autres, 2008a). En effet, en conditions naturelles le phosphore est le facteur limitant la croissance des algues, incluant les cyanobactéries, et des plantes aquatiques. C'est-à-dire que lorsqu'il est absent du milieu, la synthèse de nouveaux tissus par l'organisme vivant est interrompue et conséquemment l'organisme ne peut plus croître (ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2005). Lorsque le phosphore

est présent dans les écosystèmes aquatiques et disponible aux organismes, il favorise l'eutrophisation qui peut s'accompagner de plusieurs effets négatifs sur les usages de l'eau tels que l'augmentation de la croissance des plantes aquatiques, l'augmentation de la biomasse d'algues, la diminution de la transparence de l'eau, les problèmes de goût, d'odeur et de traitement de l'eau, la diminution de la concentration d'oxygène dans l'eau, l'augmentation de l'incidence des mortalités chez les poissons, la perte de diversité biologique et la diminution de la valeur esthétique des plans d'eau (MDDEP, 2005).

La prolifération de cyanobactéries peut entraîner la libération de toxines nocives pour la santé lorsque celles-ci se dégradent (Beaudin et autres, 2008a). Les effets potentiels de ces toxines varient selon le type, la concentration et le mode de contact. Un contact direct et prolongé lors d'activités aquatiques ou nautiques peut entraîner une irritation de la peau (ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS), 2013). L'ingestion de l'eau contenant des cyanobactéries peut causer des symptômes mineurs, tels que la diarrhée, des nausées et des vomissements ou des effets plus graves au niveau du foie et du système nerveux (MSSS, 2013).

Au Québec, la concentration en phosphore dans la majorité (65 %) des cours d'eau en milieu agricole est supérieure au critère d'eutrophisation, soit 0,03 mg/l (MDDEFP, 2002b). Le phosphore retrouvé dans les cours d'eau en milieu agricole provient principalement des fertilisants, dont les déjections animales, les engrais minéraux ainsi que le phosphore déjà présent dans les sols cultivés (MDDEFP, 2002b).

Il y a eu une surfertilisation de certaines parcelles en culture au Québec et celles-ci se sont enrichies en phosphore. Lorsque le niveau de saturation du sol en phosphore, exprimé par le rapport phosphore sur aluminium, de ces parcelles dépasse les seuils environnementaux celles-ci sont dites saturées en phosphore. Le REA indique des niveaux de saturation du sol en phosphore au-delà desquels, les recommandations de fertilisation des agronomes doivent faire en sorte de diminuer les niveaux de saturation du sol en phosphore sous les seuils réglementaires. Il s'agit d'un objectif de résultat, toutefois les moyens pour y parvenir ne sont pas décrits dans le REA.

L'objectif général de l'essai est de trouver des solutions afin de diminuer l'impact des parcelles saturées en phosphore sur l'eau de surface au Québec. Pour ce faire, il sera nécessaire de :

1. décrire le comportement du phosphore dans les sols;

2. réaliser une synthèse de réglementations agricoles basées sur le phosphore;
3. analyser le cas de la baie Missisquoi;
4. comparer, à l'aide de critères, différentes solutions;
5. recommander les solutions retenues.

Ces cinq étapes constituent les objectifs spécifiques de l'essai et ils participent à l'atteinte de l'objectif général.

La recherche documentaire effectuée pour atteindre ces objectifs est basée sur une méthodologie qui retient les sources crédibles, reconnues et récentes. Les informations proviennent d'articles de périodiques, de sites gouvernementaux et d'instituts de recherches reconnus.

L'essai est divisé en quatre parties. Le premier chapitre résume le comportement du phosphore dans les sols agricoles et il présente différents outils développés afin de réduire le risque de contamination des eaux de surface. Le second chapitre est consacré à la comparaison de diverses approches réglementaires basées sur le phosphore qui viennent encadrer les épandages de matières fertilisantes. La situation de la baie Missisquoi qui fait l'objet d'une entente entre le Québec et le Vermont sera étudiée dans le troisième chapitre. Le dernier chapitre est l'analyse de différentes solutions pour réduire l'impact des parcelles saturées en phosphore. Une conclusion terminera l'essai.

1 COMPORTEMENT DU PHOSPHORE DANS LES SOLS AGRICOLES

Le phosphore est un élément chimique non métallique abondant dans la nature (Beaudin, 2006). En effet, il se retrouve à la onzième position parmi les constituants de la croûte terrestre (Beaudin et autres, 2008a). Il figure parmi les cinq éléments essentiels à la croissance des végétaux, soient le carbone, l'hydrogène, l'oxygène, l'azote et le phosphore (Beaudin, 2006). Il n'est pas seulement indispensable aux végétaux, mais également aux humains et aux animaux (Beaudin et autres, 2008a). Le phosphore est un élément essentiel à la vie puisqu'il entre dans la constitution des tissus où il tient un rôle important dans l'entreposage et les transferts d'énergie (Beaudin et autres, 2008a).

Le phosphore élémentaire solide se présente sous trois formes allotropiques, soit le phosphore blanc, le phosphore rouge et le phosphore noir. Ce dernier représente la forme la plus stable (Beaudin, 2006). Dans l'environnement, le phosphore est habituellement retrouvé sous forme de phosphate, un type de phosphore noir (Beaudin, 2006).

1.1 Cycle du phosphore

Le cycle du phosphore se distingue des autres importants cycles biogéochimiques (azote, soufre, carbone, oxygène et eau) par le fait qu'il ne comporte pas de composante gazeuse en quantité significative et qu'il n'affecte presque pas l'atmosphère (Beaudin et autres, 2008a).

La majorité du phosphore terrestre provient de l'altération des phosphates de calcium des roches de surface, principalement de l'apatite (Beaudin, 2006). Les sols contiennent une grande quantité de phosphore, pouvant excéder de 15 à 150 fois les besoins des végétaux. Toutefois, seulement une partie est accessible aux plantes et aux organismes vivants, cette partie est appelée phosphore biodisponible (Beaudin et autres, 2008a). Ce phosphore assimilable est partiellement absorbé par les plantes puis transféré aux animaux par leur alimentation. Ces derniers en utilisent une partie dans leur processus physiologique et rejettent l'autre partie dans leurs déjections (Beaudin, 2006). Le phosphore, ainsi rejeté, peut être en partie transporté vers les cours d'eau et les océans où des organismes vivants l'assimileront, il peut sédimenter au fond des océans, sous forme de particules ou d'organismes morts ou il peut servir de fertilisant aux plantes (Beaudin, 2006). Le phosphore sédimenté se transformera en roches sédimentaires qui un jour seront ramenées à la surface terrestre

par le mouvement des plaques tectoniques et le phosphore pourra alors être remis en circulation par l'altération des roches; le cycle recommencera (Beaudin, 2006).

L'équilibre naturel du cycle du phosphore a été considérablement modifié par des activités humaines au cours des derniers siècles (Beaudin et autres, 2008a). Les sources de phosphore liées aux activités anthropologiques sont celles qui contribuent le plus à l'accroissement des quantités de phosphore retrouvées dans l'environnement (Beaudin, 2006). Les sources ponctuelles de phosphore d'origine urbaine, comme les effluents d'usines, les rejets d'égouts, des usines de filtration des eaux usées et des fosses septiques ont longtemps été une source majeure de pollution des eaux de surface (Beaudin, 2006). Au cours des dernières décennies, des efforts importants ont été fournis et mis en place afin de diminuer ces rejets ponctuels de phosphore au Québec (BAPE, 2000). Ce sont maintenant les sources diffuses de phosphore, particulièrement celles d'origine agricole, qui sont principalement responsables des apports en phosphore dans les eaux de surface (Beaudin, 2006).

1.1.1 Cycle du phosphore dans les systèmes agricoles

La dynamique du phosphore dans les systèmes agricoles est représentée par un cycle simplifié du phosphore puisque l'influence des océans et des activités volcaniques n'y est pas considérée (Parent et autres, s.d.).

Le prélèvement de phosphore par une plante est régi par ses besoins, par l'activité et la morphologie de son système racinaire, par la présence de micro-organismes symbiotiques, tels que les mycorhizes, et par la disponibilité du phosphore du sol (Frossard et autres, 2004). Les besoins en phosphore et donc les prélèvements par les plantes varient selon les cultures et selon les régions (Beaudin, 2006). Les besoins en phosphore d'une plante sont déterminés par l'accumulation de matière sèche (Frossard et autres, 2004). Les plantes ne peuvent prélever du phosphore que sous forme d'ion orthophosphate (Pi), soit directement par les racines ou par les hyphes mycorhiziens qui acheminent le Pi vers les racines (Beaudin, 2006). Les besoins en phosphore sont donc comblés par l'absorption de Pi par les racines (Beaudin, 2006). La plupart des espèces végétales cultivées vivent en association avec des endomycorhizes, soient des champignons mycorhiziens (Frossard et autres, 2004). Les endomycorhizes améliorent la nutrition phosphatée des cultures particulièrement lorsque celles-ci ont un système racinaire peu efficace pour le prélèvement d'éléments nutritifs (Frossard et autres, 2004).

Un sol agricole contient entre une et trois tonnes (t) de phosphore par hectare (ha) sur les premiers 20 centimètres de profondeur (Frossard et autres, 2004). Cette quantité excède de beaucoup les besoins annuels des cultures, qui sont de l'ordre de quelques dizaines de kilogrammes (kg) par hectare (Frossard et autres, 2004). Toutefois, ce n'est pas tout le phosphore présent dans le sol qui est disponible aux plantes. Selon les connaissances actuelles, il est considéré que la très grande majorité du phosphore prélevé par les végétaux supérieurs est sous forme de Pi, surtout H_2PO_4^- et dans une moindre mesure HPO_4^{2-} , provenant de la solution du sol par voie racinaire (Frossard et autres, 2004). Les Pi en solution sont directement assimilables par les plantes et ils constituent le phosphore biodisponible (Beaudin et autres, 2008a). Toutefois, la majorité des Pi est adsorbée sur des particules de sol, généralement associée à des cations, à des oxydes ou des hydroxydes de fer (Fe) et d'aluminium (Al) et est graduellement libérée dans la solution du sol où elle sera prélevée par les racines des plantes (Beaudin et autres, 2008b). Ainsi pour qu'un Pi soit prélevé par une plante, il doit quitter la particule de sol à laquelle il est associé, être transféré dans la solution du sol, migrer ensuite par diffusion entre les particules de sol, sur une distance de quelques millimètres, pour être finalement absorbé par une racine non lignifiée ou un hyphes mycorhizien et ensuite être transporté dans la plante (Frossard et autres, 2004). Une fois dans la plante, le Pi pourra participer à l'élaboration du rendement (Frossard et autres, 2004).

Les sols contiennent également du phosphore organique (Po). Le phosphore sous forme organique est défini comme étant les formes de phosphore liées directement à un squelette carboné et les formes minérales de phosphore présentes à l'intérieur de structures biologiques vivantes ou mortes (Frossard et autres, 2004). Le Po n'est pas disponible aux racines des plantes (Frossard et autres, 2004). Les formes organiques du phosphore doivent d'abord être hydrolysées par des enzymes de la famille des phosphatases. Ces enzymes sont produites par les racines, les bactéries ou les champignons mycorhiziens. Le Po hydrolysé par ces enzymes libère du Pi qui peut, ensuite, être assimilé par les plantes (Richardson et autres, 2001).

L'identification des formes de Po est un exercice très délicat compte tenu de la complexité du sol (Frossard et autres, 2004). Il est estimé que la moitié du phosphore organique des sols est encore non identifiée (Frossard et autres, 2004). Cette méconnaissance des formes de Po dans les sols représente un des plus gros obstacles à une compréhension complète du cycle de phosphore dans les écosystèmes terrestres (Frossard et autres, 2004).

Plusieurs facteurs contrôlant l'immobilisation de Pi en Po et la minéralisation de Po en Pi dans le sol sont situés au niveau de l'horizon. Il s'agit de la végétation, de la biomasse microbienne, de la faune du sol ainsi que les propriétés du sol. Le type de sol, le climat et les pratiques agricoles sont des facteurs qui influencent de manière générale l'immobilisation et la minéralisation du phosphore (Frossard et autres, 2004).

Toutefois, l'apport naturel de phosphore biodisponible demeure insuffisant pour répondre aux besoins des cultures dans les systèmes de production agricole moderne (Beaudin et autres, 2008a). L'apport de fertilisants phosphatés organiques ou inorganiques est nécessaire afin que les besoins en phosphore des cultures soient comblés (Beaudin et autres, 2008a). Les plantes cultivées servent en partie à alimenter le bétail. Les animaux utilisent une partie du phosphore provenant de leurs aliments dans leur métabolisme pour croître et en rejettent une partie dans leurs déjections. Ces déjections animales sont ensuite utilisées comme fertilisants des cultures. Une partie du phosphore prélevé par les plantes retourne donc au sol.

1.2 Méthode d'estimation du phosphore disponible des sols

Les plantes prélèvent le phosphore par voie racinaire sous forme de Pi dissous dans la solution du sol, il est considéré que le phosphore disponible pour une culture est la quantité totale de phosphore du sol susceptible d'aboutir dans la solution du sol sous forme de Pi pendant la période équivalente à la durée de croissance de la culture (Frossard et autres, 2004). Afin d'évaluer la disponibilité du phosphore pour les cultures, il faut tenir compte de trois facteurs, soit l'intensité, la quantité et la capacité (Beaudin et autres, 2008b). Le facteur intensité représente la portion du phosphore immédiatement disponible aux plantes dans la solution du sol (Beaudin et autres, 2008b). Le facteur quantité représente, quant à lui, la portion du phosphore total présent dans le sol qui est susceptible de passer à un moment ou à un autre dans la solution du sol (Beaudin et autres, 2008b). Le facteur capacité représente l'aptitude du sol à maintenir le facteur intensité au même niveau, et ce, peu importe les circonstances (Beaudin et autres, 2008b).

Il existe trois grands groupes de méthodes pour déterminer la quantité de phosphore disponible pour les cultures : les méthodes physico-chimiques, les méthodes isotopiques et les méthodes d'extractions chimiques (Frossard et autres, 2004). Les méthodes physico-chimiques, telles que les membranes échangeuses d'anions, sont utilisées depuis le début des années 1960 et elles stimulent

l'effet de la racine de la plante qui en adsorbant le Pi en solution, diminue sa concentration en solution entraînant la désorption du Pi de la phase solide (Frossard et autres, 2004). Les méthodes isotopiques, utilisées depuis la fin des années 1940, font appel aux isotopes radioactifs du phosphore et ainsi il est possible de suivre le déplacement du phosphore dans les systèmes sol-eau ou sol-eau-plante (Frossard et autres, 2004). Les méthodes d'extractions chimiques sont cependant les plus utilisées (Beaudin et autres, 2008b). Ces dernières méthodes peuvent faire appel à des acides forts, à des concentrations diluées d'acides faibles ou à des solutions alcalines pour extraire une certaine quantité de phosphore disponible (Beaudin et autres, 2008b). La quantité extraite est ensuite corrélée avec la réponse des plantes à la fertilisation (Beaudin et autres, 2008b). Toutefois, aucun de ces grands groupes de méthodes ne fournit précisément, pour tous les types de sol et pour toutes les régions et cultures, la quantité totale de phosphore pouvant être libérée pendant la période de croissance d'une culture ainsi que sa vitesse de libération (Frossard et autres, 2004).

Au Québec, la méthode Mehlich-3 (M-3), une méthode d'extraction chimique, est utilisée dans le dosage simultané de plusieurs éléments nutritifs du sol, notamment le phosphore (P), le magnésium, le calcium, le sodium et le potassium ainsi que les oligo-éléments suivants : aluminium, cuivre, zinc, manganèse et fer (Beaudin et autres, 2008b). Depuis 1989, les laboratoires accrédités par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec utilisent cette méthode pour évaluer la quantité de phosphore disponible dans les sols (CRAAQ, 2010). Il a été démontré que la méthode Mehlich-3 est la meilleure parmi les méthodes chimiques à pH acide pour estimer la disponibilité du phosphore dans les sols acides à neutres du Québec, ce qui correspond à la majorité des sols arables de la province (Tran et Giroux, 1987).

1.3 Les facteurs source de phosphore

Les facteurs sources de phosphore décrivent les conditions qui favorisent l'accumulation de phosphore potentiellement mobile et qui peut se déplacer à l'extérieur du sol (Beaudin, 2006). Parmi les principaux facteurs sources qui ont une influence sur le phosphore biodisponible pour l'exportation vers les cours d'eau, il y a :

- la richesse ou la saturation en phosphore du sol;
- le bilan des apports en phosphore provenant de la fertilisation;
- les modalités d'application des engrais notamment la période et l'incorporation (Beaudin et autres, 2008a).

Ces facteurs sont principalement influencés par le calendrier des opérations culturales et de fertilisation (Beaudin, 2006). Le Québec est une des principales provinces productrices d'animaux d'élevage au Canada (Beaudin et autres, 2008b). Les déjections animales sont utilisées comme fertilisants des cultures. Le ratio phosphore sur azote des déjections animales dépasse celui nécessaire aux cultures et il s'avère qu'une fertilisation basée sur les besoins en azote a entraîné des bilans excédentaires au niveau du phosphore (Beaudin et autres, 2008b). L'intensification de l'agriculture et de l'élevage depuis le début des années 1950 a porté la teneur en éléments nutritifs, dont le phosphore, du sol de certaines régions à des niveaux excédant les besoins des cultures (van Bochove et autres, 2010).

Une saturation en phosphore élevée indique que les sites d'adsorption du sol par le phosphore sont occupés dans une forte proportion et témoigne que la solubilité du phosphore dans la solution du sol est élevée (Beaudin et autres, 2008b). Au Québec, les principaux sites de fixation du phosphore dans les sols sont l'aluminium et le fer, et ce, étant donné la dominance des sols acides (Beaudin et autres, 2008b).

L'effet des fertilisants sur la mobilité du phosphore est principalement lié à l'ajout de fertilisants organiques (Beaudin et autres, 2008b). Les composés organiques dans le sol entreraient en compétition avec le phosphore pour les sites d'adsorption (Beaudin et autres, 2008b). En effet, la tendance à la fixation dans les sols est moins importante dans les sols plus riches en matière organique, ayant une teneur d'au moins 4 % (Sarr et autres, 2007). L'occupation des sites de fixations par les acides organiques, libérés par la matière organique, réduit la tendance du phosphore à se fixer sur l'aluminium et le fer (Sarr et autres, 2007). Ce qui favorise la mise en solution du phosphore (Beaudin et autres, 2008b).

L'application de fertilisants organiques en surface du sol contribue significativement à l'augmentation des charges solubles, majoritairement biodisponibles, de phosphore. Cette augmentation s'explique par la solubilité plus élevée de phosphore contenu dans les déjections animales, combinée avec une teneur en eau plus importante dans celles-ci et de la faible densité des particules organiques. Cette augmentation est toutefois épisodique, particulièrement celle de la fraction soluble dans le ruissellement à la suite des épandages, et elle est indépendante de la richesse en phosphore des sols (Beaudin et autres, 2008b).

La présence de ces facteurs sources n'est pas responsable à elle toute seule des exportations du phosphore vers les cours d'eau. Pour ce faire, il faut une interaction avec les facteurs transport du phosphore (Beaudin et autres, 2008a). La période s'écoulant entre l'épandage et le transport du phosphore lors d'une pluie est d'autant plus importante que le phosphore des engrais organiques nécessite du temps pour se fixer au sol (Beaudin et autres, 2008b).

1.4 Les facteurs transport du phosphore

L'hydrologie est le moteur du transport du phosphore. Celui-ci est aussi influencé par les pratiques agricoles et les propriétés du sol, mais dans une moindre mesure que par l'hydrologie. Sans mouvement de l'eau, le phosphore demeure dans le sol (Frossard et autres, 2004).

Les exportations de phosphore vers les écosystèmes aquatiques peuvent donc seulement survenir dans les zones qui combinent des facteurs sources à des facteurs de transport du phosphore. Ces zones sont appelées zones critiques et elles représentent la vulnérabilité du territoire à l'exportation du phosphore (Beaudin, 2006).

Le phosphore transféré vers les écosystèmes aquatiques provient d'un groupe de phosphore potentiellement mobile dont le volume est déterminé par les facteurs sources et par l'hydrologie, le principal facteur de transport (Frossard et autres, 2004). Les processus contrôlant le volume de phosphore potentiellement mobile peuvent être de nature chimique (désorption), physique (détachement et entraînement de particules) ou biologique (minéralisation) (Frossard et autres, 2004).

1.4.1 Hydrologie

Le mouvement du phosphore par l'hydrologie peut utiliser différents mécanismes de transfert. Le ruissellement de surface est utilisé pour décrire l'entraînement latéral du phosphore, sous forme soluble avec l'eau s'écoulant en surface du sol (Frossard et autres, 2004). Le terme écoulement subsurface est utilisé pour décrire les flux latéraux de phosphore observés entre la surface et le réseau de drainage (Frossard et autres, 2004). L'érosion est utilisée pour décrire les pertes en phosphore associés aux particules de sols qui ont été détachées de la surface et qui sont ensuite transportées sous l'action de l'eau (Frossard et autres, 2004). Lorsque l'entraînement en profondeur

du phosphore est sous forme colloïdale ou particulaire, il s'agit de lessivage. La lixiviation est le mécanisme qui entraîne le phosphore en profondeur, mais il est alors en solution (Frossard et autres, 2004).

Au niveau de la parcelle cultivée, les écoulements d'eau en surface ou en subsurface sont largement contrôlés par le relief et l'humidité du sol (Frossard et autres, 2004). Le ruissellement atteint son apogée lorsque le sol est complètement saturé et que l'eau ne peut plus s'infiltrer dans le profil (Frossard et autres, 2004). Il y a quatre principaux facteurs qui influencent le ruissellement de l'eau de pluie à la surface d'une parcelle : l'intensité des précipitations, la rugosité de la surface du champ, la capacité d'infiltration du sol et la profondeur de la nappe d'eau dans le sol (Beaudet et autres, 2008). L'impact des gouttes de pluie et le ruissellement peuvent détacher des particules de sols et elles seront alors transportées par l'eau; il y a alors érosion du sol (Frossard et autres, 2004).

Le ruissellement demeure le principal vecteur de transport du phosphore et cette dynamique est largement liée aux saisons (Beaudet et autres, 2008). La dominance des exportations de phosphore dans le ruissellement de surface s'explique notamment par le transport du phosphore attaché aux sédiments érodés ou suivant des épandages d'engrais minéraux ou organiques sans incorporation au sol (Giroux et Royer, 2006).

Le transport des particules de sol érodées s'accompagne d'un tri qui est réalisé en fonction de l'énergie hydraulique et de la taille des particules; les particules les plus grossières restent près de leur point de départ, tandis que les particules les plus fines et les plus riches en phosphore sont entraînées plus loin (Quinton et autres, 2001). Ainsi, lors de leur transport, les particules de sol sont triées et les sédiments s'enrichissent en particules fines, en matières organiques et en phosphore (Giroux et autres, 2008). Le facteur d'enrichissement des particules en phosphore est influencé par les cultures et il varie selon l'ordre suivant : sol nu < maïs-grain < soya < céréale grainée < prairie (Giroux et autres, 2008).

Lors de leurs travaux, Giroux et autres (2008) ont démontré une relation linéaire entre la concentration moyenne en phosphore total dissous des eaux de ruissellement et la saturation en phosphore des sols. La saturation en phosphore a une grande influence sur la qualité des eaux de ruissellement (Giroux et autres, 2008). Pour chaque augmentation d'un pour cent du rapport P_{M-3}/Al_{M-3} la concentration en phosphore total dissous augmente de $17,8 \mu\text{g L}^{-1}$ (Giroux et autres,

2008). Le phosphore réactif dissous, entièrement biodisponible, augmente également avec l'accroissement des teneurs en saturation en phosphore (Giroux et autres, 2008).

Lorsque le profil de sol est saturé en eau, les transferts d'eau se font par « effet piston » : les nouvelles pluies poussent les eaux de pluie plus anciennes vers le bas du profil (Frossard et autres, 2004). Dans les sols insaturés en eau et structurés, des transferts rapides d'eau et de matières peuvent survenir par écoulements préférentiels au travers des macropores, tels que les fissures, les canaux racinaires ou de vers de terre, connectés les uns aux autres vers les horizons profonds (Frossard et autres, 2004).

Les vers de terre jouent un rôle complexe dans les transferts d'eau et de sol. L'absence de vers de terre et conséquemment de leurs canaux entraîne une diminution de l'infiltration de l'eau dans le profil du sol et entraîne donc une augmentation des exportations de phosphore par ruissellement (Frossard et autres, 2004).

Les deux principaux mécanismes par lesquels l'eau souterraine rejoint les cours d'eau sont l'écoulement latéral dans la zone non saturée en eau du sol et l'infiltration dans les zones saturées en eau du sol (Beaudet et autres, 2008). En régime d'écoulement de base, l'eau qui alimente les ruisseaux et les cours d'eau provient majoritairement de la nappe phréatique. Très peu de phosphore est apporté aux cours d'eau de cette façon puisqu'il y a peu d'apports de phosphore qui atteigne la nappe (Beaudet et autres, 2008). De plus, le temps de contact prolongé entre l'eau de la nappe et le sol favorise la fixation du phosphore au sol (Beaudet et autres, 2008).

Lors des crues provoquées par d'intenses précipitations ou par la fonte des neiges, l'écoulement souterrain contribuera de façon importante au débit des cours d'eau (Beaudet et autres, 2008). L'écoulement latéral pourra alors se développer à proximité des cours d'eau là où un gradient d'élévation est présent (Beaudet et autres, 2008). Toutefois, compte tenu de l'importance des superficies cultivées au Québec qui sont munies de systèmes de drainage artificiel souterrain, ce sont ces systèmes de drainage en milieu agricole qui contribuent le plus aux apports d'eau souterraine au réseau hydrographique (Beaudet et autres, 2008).

L'aménagement d'un système de drainage souterrain est généralement considéré comme un facteur qui contribue à la mobilité du phosphore dans le sol (Giroux et Royer, 2006). Selon les travaux de

Giroux et autres (2002a), les drains agricoles ne sont pas les principales voies d'exportation du phosphore, environ 10 % des exportations annuelles de phosphore passent par les drains agricoles. Pour leurs travaux de recherche, Giroux et autres (2002a) ont eu recours à l'échantillonnage et au comptage de l'eau des drains douze mois par année. La mesure du débit d'eau de drainage a été réalisée à l'aide d'une auge à bascule jumelée à un compteur électronique (Giroux et autres, 2002a). L'étude s'est déroulée pendant les années 1997 à 2000. Lors d'une étude, Michaud et autres (2009) ont observé que 31 % du phosphore total ont été exportés par les drains. Cette étude s'est déroulée du 1^{er} septembre au 10 décembre 2008. L'échantillonnage de l'eau des drains s'est effectué de façon ponctuelle pendant cette période (Michaud et autres, 2009). Comme mentionné précédemment, l'hydrologie joue un rôle important quant aux déplacements du phosphore dans les sols. Ces deux études se sont déroulées pendant des années différentes et au cours de saisons différentes; les conditions météorologiques ont pu influencer les résultats.

Les systèmes de drainage atténuent les exportations globales de phosphore vers les écosystèmes aquatiques puisqu'ils réduisent le volume d'eau qui ruisselle en surface (Giroux et Royer, 2006). Toutefois, les écoulements préférentiels font en sorte que, dans certaines situations impliquant des interactions entre les conditions climatiques, les propriétés du sol et des épandages d'engrais, il est possible d'observer des exportations accrues de phosphore total dissous (Giroux et autres, 2002a).

1.4.2 Pratiques agricoles

L'exportation du phosphore n'est pas seulement influencée par les pratiques agricoles touchant les facteurs sources de phosphore, tels que le bilan agronomique du phosphore sur l'exploitation et les modalités d'application des engrais, mais aussi par le travail du sol et la rotation des cultures (Frossard et autres, 2004). En effet, le travail du sol et la rotation des cultures affectent les pertes de phosphore des sols en modifiant les quantités de sol érodé et la distribution du phosphore dans l'horizon de surface (Frossard et autres, 2004). L'application d'engrais en surface, sans incorporation au sol, augmente le risque d'exportation du phosphore qui est majoritairement transporté en surface par ruissellement (Beaudin et autres, 2008b).

1.4.3 Propriétés du sol

Le transfert de phosphore sous forme dissoute est contrôlé par les réactions de sorption et de désorption des sites de fixations et par celles de minéralisation et d'immobilisation (Frossard et autres, 2004). Il existe aussi un paramètre important, le pouvoir tampon, dont il faut tenir compte pour suivre l'évolution de la saturation en phosphore des sols dans le temps (Sarr et autres, 2007).

Le pouvoir tampon est l'aptitude du sol à masquer les variations de teneur en phosphore dans la solution du sol (Frossard et autres, 2004). La capacité tampon du phosphore exprime une tendance à la fixation du phosphore dans le sol (Sarr et autres, 2007). Une capacité tampon élevée suppose une moins grande solubilité du phosphore (Sarr et autres, 2007). Pour des variations identiques en phosphore dans le sol, la solubilité en phosphore des sols ne se fera pas de la même manière puisqu'elle varie en fonction de la texture argileuse, des teneurs en aluminium et en fer et du pourcentage de matière organique qui confèrent un plus fort pouvoir tampon (Sarr et autres, 2007).

La texture du sol peut également influencer le comportement du phosphore dans le sol et son exportation vers les écosystèmes aquatiques. Selon l'étude de Michaud et autres (2009), les exportations de phosphore aux drains agricoles sont largement sous contrôle édaphique. Les mouvements de phosphore, exporté aux drains, sont en moyenne 3,4 fois plus élevés en sol argileux qu'en sol à texture plus légère (Michaud et autres, 2009). Les concentrations en phosphore total aux drains agricoles dans les sols argileux en période de crue sont en moyenne dix fois plus élevées qu'en période d'écoulement de base tandis que dans les sols à texture plus légère les concentrations sont en moyenne 4,3 fois plus élevées (Michaud et autres, 2009). Les auteurs de cette étude mentionnent que ces observations tendent à confirmer que le transport préférentiel du phosphore dans les sols argileux est relativement plus important que dans les sols légers (Michaud et autres, 2009).

Le comportement du phosphore dans les sols agricoles est complexe et fait interagir plusieurs mécanismes. Il a été démontré que seulement une petite partie d'un bassin versant est responsable de la majorité des exportations de phosphore vers les écosystèmes aquatiques et que ces zones sont variables dans l'espace et dans le temps (Beaudin, 2006).

1.5 Outils pour réduire le risque de contamination des eaux de surface

Des outils ont été développés afin de minimiser la pollution diffuse d'origine agricole. Le risque de contamination des eaux de surface par le phosphore est généralement estimé à partir de l'une ou l'autre des approches suivantes :

- indices de saturation en phosphore (ISP), des approches quantitatives;
- indices de risque du phosphore (IRP), des approches qualitatives (CRAAQ, 2010).

1.5.1 Indices de saturation en phosphore (ISP)

Les ISP sont des approches quantitatives qui caractérisent seulement le facteur source de la pollution diffuse du phosphore par une meilleure description du phosphore potentiellement mobile. Cette première approche est basée sur le fait que la solubilisation de phosphore augmente avec l'accumulation de phosphore biodisponible. Cette approche cherche donc à minimiser simultanément les risques agronomiques et environnementaux en les intégrant dans un même outil d'aide à la décision (CRAAQ, 2010).

Les premiers indices de la mobilité potentielle du phosphore ont été développés pour les terres acides basses frontalières de la mer du Nord et souvent surfertilisés (CRAAQ, 2010). Le degré de saturation en phosphore (DSP) a été développé en Hollande et il a servi à mettre en place un seuil de risque environnemental d'exportation en phosphore (Sarr et autres, 2007).

En Amérique du Nord, différents indicateurs agroenvironnementaux ont été proposés et ils tiennent compte de la saturation et de la solubilité du phosphore (Sarr et autres, 2007). La saturation en phosphore d'un sol est la fraction des sites de fixation occupée par le phosphore (Sarr et autres, 2007). Au Québec, le taux de saturation en phosphore, P/Al, extraits suivant la méthode Mehlich-3 est le paramètre qui est utilisé pour évaluer le risque environnemental résultant de la richesse du sol en phosphore (Sarr et autres, 2007). Cet indice tient compte à la fois des risques environnementaux d'exportation en phosphore, mais aussi des besoins agronomiques des cultures. La richesse du sol en phosphore disponible et la capacité des sols à fixer le phosphore sont ainsi simultanément prises en compte (Sarr et autres, 2007).

Au Québec, il y a trois ISP qui ont été retenus. Le premier, ISP_1 , est utilisé dans les sols minéraux et il est déterminé par le rapport du phosphore sur l'aluminium, tous deux extraits selon la méthode Mehlich-3 (CRAAQ, 2010).

$$ISP_1 (\%) = \frac{P_{M-3} (\text{mg/kg})}{Al_{M-3} (\text{mg/kg})} \times 100$$

Le deuxième, ISP_2 , est utilisé pour les sols exploités en canneberges et le fer est considéré pour tenir compte des accumulations de fer, sous forme de concrétions ferrugineuses, qui sont souvent présentes dans la couche arable des sols fortement acides voués à la culture des canneberges (CRAAQ, 2010).

$$ISP_2 (\%) = \frac{\frac{P_{M-3} (\text{mg/kg})}{31}}{\left[\frac{Al_{M-3} (\text{mg/kg})}{27} + \frac{Fe_{M-3} (\text{mg/kg})}{56} \right]} \times 100$$

Le troisième, ISP_3 , a été développé au Québec pour les sols organiques. Cet indice tient compte de la faible efficacité de la méthode Mehlich-3 à extraire le fer, en ajoutant par optimisation statistique un facteur d'amplification $\gamma = 5$ (CRAAQ, 2010).

$$ISP_3 (\%) = \frac{\frac{P_{M-3} (\text{mg/kg})}{31}}{\left[\frac{Al_{M-3} (\text{mg/kg})}{27} + 5 \times \frac{Fe_{M-3} (\text{mg/kg})}{56} \right]} \times 100$$

Les ISP ont montré un meilleur pouvoir prédictif de la performance des rendements et de la qualité des cultures que seulement la richesse en phosphore du sol (CRAAQ, 2010).

1.5.2 Indices du risque du phosphore (IRP)

Ces outils sont des modèles mathématiques qui apprécient qualitativement le risque ou les modèles hydrologiques de qualité d'eau pour prédire les exportations de phosphore dans les parcelles (Sarr et autres, 2007). L'IRP consiste à amalgamer plusieurs composantes des principaux facteurs source et

de transport du phosphore dans un indice compensatoire global relié au statut eutrophique des eaux de surface (CRAAQ, 2010).

Au Québec, l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA) et le CRAAQ, sous l'égide du comité ad hoc groupe mobilité phosphore du CRAAQ, ont mis en commun leurs ressources afin de développer un outil de gestion du risque de la mobilité du phosphore en milieu agricole (Michaud et autres, 2008). Cet outil de gestion agroenvironnementale s'intitule *Outil de diagnostic des exportations de phosphore* (ODEP). L'objectif de cet outil est de supporter le diagnostic de la vulnérabilité des parcelles au ruissellement, à l'érosion et à l'exportation de phosphore et d'évaluer l'efficacité de scénarios alternatifs de gestion (Michaud et autres, 2008). L'ODEP fait intervenir autant les notions de source de phosphore que les notions de transport de surface et souterrain du phosphore dans l'élaboration de stratégie de gestion à l'échelle de la ferme (Michaud et autres, 2008). L'utilisateur peut entrer des données de base concernant la ferme, tels que la zone climatique, le relief des champs, la pédologie, les conditions de drainage, l'aménagement des terres ainsi que la régie des sols et des cultures (Michaud et autres, 2008).

Au Canada, Agriculture et Agroalimentaire Canada a développé l'*Indicateur du risque de contamination de l'eau par le phosphore* (IRCE-P). Cet indicateur a été élaboré afin d'évaluer les tendances temporelles d'origine agricole à l'échelle des bassins versants (van Bochove et autres, 2010). La source de phosphore soit la quantité annuelle de phosphore dissous pouvant être libérée par les sols agricoles est estimée dans l'IRCE-P (van Bochove et autres, 2010). Cette source est estimée en fonction du bilan de phosphore sur une période de 30 ans qui se terminait en 2006 et du niveau résultant de saturation en phosphore du sol (van Bochove et autres, 2010). L'IRCE-P intègre la source de phosphore au moyen d'une fonction transport-hydrologie qui tient compte de processus tels que le ruissellement, le drainage et l'érosion (van Bochove et autres, 2010). L'IRCE-P utilise l'information des fonctions hydrologiques et de transport afin d'évaluer la probabilité que le phosphore pénètre dans les cours ou plans d'eau. Cet indicateur possède cinq catégories de risque : très faible, faible, modéré, élevé et très élevé (van Bochove et autres, 2010).

2 RÉGLEMENTATIONS AGRICOLES BASÉES SUR LE PHOSPHORE

Les réglementations environnementales qui encadrent les pratiques d'épandage agricoles mettent l'accent sur un plan de gestion des engrais minéraux et des déjections animales axé sur l'objectif d'utiliser les éléments nutritifs conformément aux besoins agronomiques des cultures et en considérant les caractéristiques des sols, et ce, afin de réduire la diffusion des excédents vers les nappes d'eau (Debailleul et Boutin, s.d.). Au Canada, des plans de gestion des éléments fertilisants, incluant le phosphore, ont vu le jour, plus précisément en 1997 au Québec, en 2002 en Ontario et en 2006 au Manitoba (van Bochove et autres, 2010). L'élément nutritif de référence le plus couramment utilisé dans les règlements est l'azote toutefois l'utilisation du phosphore est de plus en plus fréquente, notamment en combinaison avec l'azote (Debailleul et Boutin, s. d.). Le règlement québécois est basé sur le phosphore (REA, 2012).

Ce chapitre présente une synthèse de différentes réglementations basées sur le phosphore. Cette synthèse ne se veut pas exhaustive de toutes les réglementations existantes, mais elle permettra de comparer des approches réglementaires. En règle générale, les gouvernements qui ont adopté de tels règlements ont aussi une problématique de cyanobactérie et d'eutrophisation des plans d'eau sur leur territoire. Le choix des régions et du pays retenus est basé sur différents critères. L'un d'eux est que les pays sont membres de l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OCDE). Ensuite, il doit y avoir des élevages intensifs sur leur territoire et leur règlement quant à l'épandage des matières fertilisantes doit être basé sur le phosphore ou sur la combinaison de l'azote et du phosphore. Évidemment, la situation réglementaire au Québec sera étudiée. Deux autres réglementations provinciales, soient celles de l'Ontario et du Manitoba, seront étudiées ainsi que la réglementation de la Suisse.

2.1 Québec

Les terres agricoles représentent environ 3 % de la superficie totale du Québec (Eilers et autres, 2010). La période 1981-2006 a vu une intensification de l'utilisation des terres agricoles (Eilers et autres, 2010). Selon l'évaluation réalisée par Agriculture et Agroalimentaire Canada, l'IRCE-P était à la hausse au Québec en 2006. Des valeurs modérées et élevées pour l'IRCE-P ont été obtenues dans les bassins versants des basses terres du Saint-Laurent situés entre Montréal et Québec, soient des bassins versants qui se caractérisent par une agriculture intensive (Eilers et autres, 2010). Cinq

des 25 bassins versants du Québec se classaient dans les catégories de risque modéré à élevé et 12 bassins versants sont passés à une catégorie de risque plus élevé entre 1981 et 2006 (Eilers et autres, 2010).

Afin de mieux situer la réglementation québécoise actuelle quant aux pratiques d'épandage en milieu agricole, un résumé des règlements précédents sera réalisé. Le secteur agricole a été encadré par trois règlements depuis 1981. La réglementation québécoise a évolué en fonction des connaissances de la problématique environnementale (Beaulieu, s.d.).

2.1.1 Règlement sur la prévention de la pollution des eaux par les établissements de production animale (1981-1997)

En 1981, le *Règlement sur la prévention de la pollution des eaux par les établissements de production animale* entrait en vigueur (Beaulieu, s. d.). À cette époque, le portrait de la situation environnementale du Québec était partiel et il a alors été décidé d'aligner la réglementation avec celles des pays et états les plus avancés en matière de pollution d'origine agricole (Beaulieu, s. d.). L'objectif retenu pour ce règlement était de réduire la contamination des eaux par l'azote (Beaulieu, s. d.). Ce règlement faisait l'objet de critères administratifs sur la gestion des exploitations animales (élevage et entreposage des déjections) ainsi que sur l'épandage des déjections animales (Beaulieu, s. d.). En matière de fertilisation, seules les déjections animales étaient prises en compte et les apports d'éléments nutritifs permis avaient peu de liens avec les besoins agronomiques, les rendements des cultures ainsi que les propriétés des parcelles, des sols et des cultures (Beaulieu, s. d.). Le producteur agricole qui élevait des animaux devait alors s'assurer de disposer des superficies d'épandage pour les quantités d'azote provenant du cheptel de son exploitation en relation avec les cultures (Beaulieu, s. d.).

2.1.2 Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole (1997-2002)

Il a été observé que des apports de lisier utilisés année après année pour fournir l'azote nécessaire au maïs-grain ont créé une accumulation de phosphore dans les sols, puisque les quantités de phosphore apportées par le lisier étaient supérieures aux exportations par les cultures (Giroux et autres, 1996). L'accumulation du phosphore dans les sols soumis à une agriculture intensive a été

identifiée comme une cause probable des niveaux élevés de phosphore observés en milieu agricole au Québec (Giroux et autres, 1996).

Ce constat a mené le gouvernement à conclure à la nécessité d'intervenir d'une façon plus marquée sur la contamination de l'eau de surface (Beaulieu, s. d.). Le RRPOA est entré en vigueur en 1997 (MDDEFP, 2002c). Ce règlement visait un plus grand nombre de cibles et son objectif était de réduire la contamination des eaux par l'azote et le phosphore (Beaulieu, s. d.). Le RRPOA contenait des critères appuyés sur des concepts techniques de gestion des exploitations agricoles (élevage et entreposage des déjections) et de la fertilisation par les déjections animales, les composts de ferme et les engrais minéraux pour les fermes de production animale ou de production végétale considérées comme les plus à risque du point de vue environnemental (Beaulieu, s. d.). En matière de fertilisation, l'utilisation des engrais minéraux devait être réalisée sur la base des besoins des cultures en azote et en phosphore tandis que pour les déjections animales, le règlement fixait des échéanciers visant à limiter les élevages en resserrant périodiquement les exigences de fertilisation reliées à l'épandage des déjections animales tout en faisant appel à l'expertise des agronomes par la réalisation de plan agroenvironnemental de fertilisation (Beaulieu, s. d.). Les exigences n'étaient pas semblables pour toutes les exploitations; elles variaient de la limitation des épandages de déjections animales sur des parcelles en propriété sur la base des apports en phosphore jusqu'à la limitation des épandages de déjections animales sur des parcelles dont l'exploitant disposait sur la base des apports en azote (Beaulieu, s. d.). En matière de gestion des élevages, les surplus des déjections animales étaient gérés par municipalité sur la base du bilan en phosphore qui tenait compte des sols, des cultures et des déjections animales (Beaulieu, s. d.).

2.1.3 Règlement sur les exploitations agricoles (2002-)

Le REA est entré en vigueur le 14 juin 2002 (MDDEFP, 2002c). Ce règlement met de l'avant une nouvelle approche qui vise à résoudre le problème de la pollution diffuse causée par les activités agricoles, notamment par l'atteinte d'un équilibre des sols en phosphore (MDDEFP, 2002c).

Au niveau de la pollution diffuse, provenant des activités agricoles, les connaissances ont évolué. Une étude réalisée par Gangbazo et Babin (2000) rapporte que pour le phosphore total, toutes les stations d'échantillonnage des eaux des rivières en milieu agricole affichent une concentration égale ou supérieure au critère pour la prévention de l'eutrophisation des rivières, soit 0,03 mg P/L adopté

par le MDDEFP. Le phosphore total analysé dans les eaux des rivières des bassins agricoles est constitué de 60 % de phosphore dissous, soit la forme de phosphore la plus accessible aux plantes (Gangbazo et Babin, 2000). Une étude réalisée par Patoine et Simoneau (2002) sur dix-neuf bassins versants au Québec conclut que l'agriculture intensive, en provoquant un enrichissement des sols en phosphore, a un impact significatif sur la qualité de l'eau des rivières. La concentration en phosphore des rivières augmente avec la teneur moyenne en phosphore des sols agricoles des bassins versants (Patoine et Simoneau, 2002). Selon cette étude, la teneur moyenne en phosphore des sols agricoles et forestiers des bassins versants ne doit pas dépasser en moyenne 30 kg P_{M-3}/ha afin que le critère pour la prévention de l'eutrophisation des rivières soit respecté. La présence de sols agricoles riches en phosphore dans des bassins versants où l'agriculture occupe un fort pourcentage du territoire conduit nécessairement à des niveaux de phosphore dans les rivières dépassant plusieurs fois (cinq à dix fois) le critère pour la prévention de l'eutrophisation (Patoine et Simoneau, 2002).

Le REA se différencie de son prédécesseur sous plusieurs aspects (Beaulieu, s. d.). Dans certaines situations, il fixe des objectifs à atteindre en laissant aux intervenants agricoles le choix des moyens alors que dans d'autres cas, il précise des moyens (Beaulieu, s. d.). Le REA prévoit une révision périodique de son contenu afin de considérer de nouvelles connaissances scientifiques et techniques (REA, 2012).

Ce règlement gère l'ensemble des matières fertilisantes, et ce, en considérant le phosphore (REA, 2012). En matière de gestion des élevages, l'exploitant d'un lieu d'élevage doit s'assurer de disposer des superficies d'épandage pour les déjections animales produites et les autres matières fertilisantes qu'il utilise en fonction des dépôts maximums des abaques du REA et des recommandations de fertilisation inscrites dans son plan agroenvironnemental de fertilisation (PAEF) (Beaulieu, s. d.). Les abaques du règlement tiennent compte des propriétés des parcelles (teneur en phosphore et saturation du sol en phosphore), des cultures et des rendements (REA, 2012). Le REA stipule des seuils de saturation en phosphore que le sol des parcelles réceptrices ne doit pas dépasser (Beaulieu, s. d.).

Le REA indique que l'agronome doit, par ses recommandations de fertilisation, faire en sorte que le niveau de saturation du sol en phosphore soit abaissé à une valeur inférieure à 7,6 % pour un sol avec une teneur en argile supérieure à 30 % et à 13,1 % pour un sol avec une teneur en argile égale

ou inférieure à 30 % et qu'il soit maintenu sous cette valeur. Ces seuils de saturation en phosphore sont des ISP_1 , c'est-à-dire qu'ils sont valides pour des sols minéraux. Ils sont issus de travaux de recherche réalisés au Québec (Beaulieu, s. d.). Étant donné que la méthode d'extraction Mehlich-3, utilisée au Québec, est sensible à la texture du sol, deux seuils environnementaux ont été proposés par Pellerin et autres (2006) pour les sols acides à neutres du Québec et ce sont ceux-ci qui ont été retenus dans le REA.

Les épandages des matières fertilisantes doivent être réalisés sur un sol non gelé et non enneigé. De plus, ils doivent respecter des distances séparatrices des fossés et cours d'eau. Ces zones où sont interdits les épandages sont les bandes riveraines. Lorsque le producteur agricole est tenu d'avoir un PAEF, les épandages de matières fertilisantes doivent être réalisés conformément aux recommandations de fertilisation qui y sont inscrites. L'épandage des déjections animales doit être fait de manière à éviter le ruissellement dans les bandes riveraines des fossés et cours d'eau. De plus, le volume de déjections animales qui peut être épandu après le 1^{er} octobre doit être inférieur à 35 % du volume annuel produit sur le lieu d'élevage (REA, 2012).

Le REA interdit l'augmentation des superficies en culture dans les municipalités situées dans un bassin versant dégradé afin d'y limiter la détérioration de la qualité de l'eau (MDDEFP, 2002b). Les municipalités touchées par cette interdiction sont énumérées aux annexes II, III et V du REA (REA, 2012).

2.2 Ontario

Les terres agricoles représentent environ 6 % de la superficie totale de l'Ontario et elles se trouvent presque toutes dans le sud de la province (Eilers et autres, 2010). Le cheptel bovin a diminué entre 1981 et 2006, mais les cheptels des autres animaux d'élevage ont augmenté pendant cet intervalle de temps (Eilers et autres, 2010). Selon l'évaluation réalisée par Agriculture et Agroalimentaire Canada, il y a eu peu ou pas de changements dans l'IRCE-P pendant la période 1981-2006, et ce, même si l'utilisation des terres agricoles s'est intensifiée (Eilers et autres, 2010). Un seul bassin versant de l'Ontario, situé dans la péninsule du Niagara, a obtenu une valeur élevée pour l'IRCE-P (Eilers et autres, 2010). Pendant la période 1981-2006, quatre bassins versants sont passés à une catégorie plus élevée tandis que quatre autres situés en bordure du lac Érié ont baissé de catégorie (Eilers et autres, 2010). Le bilan de phosphore à l'hectare a augmenté entre 1981 et 1991, mais

celui-ci a connu une diminution nette après 1991. L'utilisation d'engrais minéraux a chuté de 60 %, ce qui a amené le bilan de phosphore à l'hectare à l'échelle de la province près du point d'équilibre (Eilers et autres, 2010).

2.2.1 Règlement 267/03

La planification de la gestion des éléments nutritifs en Ontario est soumise aux dispositions de la *Loi de 2002 sur la gestion des éléments nutritifs* (LGEN), du *Règlement 267/03* et des protocoles qui s'y rattachent (Johnston, 2006). Ce règlement est entré en vigueur le 30 septembre 2003 et il encadre les activités d'épandage par l'azote et le phosphore (ministère de l'Agriculture et l'Alimentation de l'Ontario (MAAO), 2003). Le règlement contient les dispositions subordonnées à la LGEN qui précisent les activités et les parties qui y sont assujetties (Johnston, 2006). Il traite de la production, de l'entreposage et de l'utilisation des matières qui renferment des éléments nutritifs et qui peuvent être épandus sur des terres (Johnston, 2006). Le règlement est assorti de deux protocoles : *Protocole de gestion des éléments nutritifs* et *Protocole d'échantillonnage et d'analyse*. Les protocoles traitent généralement d'aspects techniques de la planification et de la gestion des éléments nutritifs et ils prévoient des méthodes précises et des normes à suivre (Johnston, 2006). L'élaboration des protocoles est guidée par des politiques et les progrès technologiques et scientifiques (Johnston, 2006).

Selon ce règlement, les exploitants doivent veiller à ce que les matières prescrites, matières fertilisantes de source agricole ou non agricole, produites dans le cadre des activités de leur exploitation soient gérées conformément à une stratégie de gestion des éléments nutritifs (SGEN) (Johnston, 2006). La SGEN doit démontrer que l'exploitation ne produit pas plus de matières prescrites qu'elle n'en distribue ou n'en utilise. Elle garantit que ces matières sont manipulées et entreposées convenablement (Johnston, 2006). Elle doit également décrire la production, l'entreposage, le transfert et la destination des matières prescrites (Johnston, 2006). Dans certains cas, la SGEN doit obtenir l'approbation d'un directeur d'un bureau du MAAO (Ontario, 2012).

Un plan de gestion des éléments nutritifs (PGEN) est nécessaire quand des matières renfermant des éléments nutritifs sont épandues sur les fonds de terre décrits dans l'unité agricole, soit l'ensemble des structures et des fonds de terre nécessaires à la gestion de l'exploitation agricole (Johnston, 2006). Le PGEN doit préciser les doses d'épandage, les distances de retrait, les pratiques culturales,

l'emplacement de cultures et leur rendement, la rotation des cultures et il doit fournir les données pédologiques et topographiques des parcelles (Johnston, 2006). Il doit tenir compte de tous les éléments nutritifs, tels que les engrais commerciaux, le fumier et les autres matières de source non agricole comme les matières sèches biologiques provenant d'égouts ou provenant de l'industrie du papier (MAAO, 2013a). Le PGEN doit être réalisé par une personne titulaire du certificat délivré par le MAAO une fois l'examen réussi. Ainsi l'exploitant qui détient le certificat peut faire le PGEN de son exploitation, sinon il doit faire affaire avec un consultant détenant le certificat d'élaboration de stratégies ou de plans à l'intention des exploitations agricoles (Ontario, 2012). L'élaboration du PGEN doit viser un équilibre qui permet d'optimiser l'absorption des éléments nutritifs par les cultures et de réduire au minimum les effets néfastes sur l'environnement (Johnston, 2006). Le PGEN doit démontrer que la superficie d'épandage est suffisante pour les éléments nutritifs qui y seront épandus (Johnston, 2006).

Le PGEN doit être réalisé conformément au *Protocole de gestion des éléments nutritifs*. Ce protocole mentionne que les doses d'épandage des matières fertilisantes doivent considérer les bilans agronomiques de l'azote et du phosphore et si nécessaire les bilans de prélèvements de ces éléments pour chacune des cultures (MAAO, 2013b).

Pour déterminer les doses maximales d'épandage de l'azote, il faut calculer le bilan agronomique de l'azote (quantité totale d'azote assimilable fournie par les éléments nutritifs épandus moins les besoins de la culture) et si nécessaire le bilan des prélèvements de l'azote par la culture (quantité totale d'azote assimilable moins la quantité d'azote exportée par la récolte de la culture).

Pour déterminer les doses maximales d'épandage du phosphore, il faut calculer le bilan agronomique du phosphore. Ce bilan correspond à la quantité totale de phosphate assimilable fournie par tous les éléments nutritifs épandus (40 % du phosphore total des matières organiques épandues est assimilable l'année de leur épandage) moins la quantité nécessaire à la culture (MAAO, 2013b). Il est aussi possible que le bilan des prélèvements de phosphore par la culture doive être calculé. Ce dernier bilan correspond à la quantité totale de phosphate assimilable moins la quantité de phosphate exportée par la récolte de la culture. Pour l'évaluation de la quantité totale de phosphate assimilable, il est estimé que celle-ci correspond à 80 % du phosphore total des matières organiques épandues puisque le phosphate assimilable des matières prescrites épandues

une année donnée s'ajoute au phosphate des années précédentes qui est devenu assimilable (MAAO, 2013b).

Le règlement prévoit une période d'interdiction pour les épandages d'éléments fertilisants, soit du 1^{er} décembre d'une année au 31 mars suivant (Ontario, 2012). Les déjections animales liquides ne peuvent pas être épandues sur une superficie dont la pente est égale ou supérieure à 25 % (Ontario, 2012). De plus, les épandages ne sont pas permis lorsque le sol est enneigé ou gelé, lorsque le champ contient de l'eau en surface (sol saturé en eau) ou dans les zones qui sont sujettes à être inondées une ou plusieurs fois tous les cinq ans (Ontario, 2012). Le règlement ne permet pas l'épandage d'éléments nutritifs dans les zones tampons de végétation à moins qu'il s'agisse d'une application d'une quantité d'engrais minéraux raisonnable pour y établir ou y maintenir la végétation (Ontario, 2012). Les épandages d'engrais minéraux, de matières de source agricole et de certaines matières de source non agricole sont permis dans les 13 m du haut de la berge la plus rapprochée de l'eau de surface si au moins une des conditions suivantes est respectée :

- l'épandage s'effectue par injection ou placement dans une bande sous la surface du sol;
- les matières sont incorporées au sol dans les 24 heures de leur épandage;
- l'épandage s'effectue sur une superficie recouverte d'une culture en croissance active;
- l'épandage s'effectue sur une superficie dont au moins 30 pour cent du sol est recouvert de résidus de culture (Ontario, 2012).

Le règlement prévoit que quiconque est tenu de réaliser un PGEN doit faire analyser les sols des champs par un laboratoire agréé par le MAAO (Ontario, 2012). Les résultats des analyses de sol pour un champ donné doivent servir à l'élaboration du PGEN de ce champ (Reid, 2006). L'analyse reconnue par le MAAO pour le dosage du phosphore est la méthode Olsen qui utilise une solution d'extraction au bicarbonate de soude (Reid, 2006). Cette méthode est considérée comme fiable pour la gamme de pH du sol qui se retrouve en Ontario (Reid, 2006).

2.3 Manitoba

Les terres agricoles représentent environ 14 % de la superficie totale du Manitoba (Eilers et autres, 2010). Pendant la période 1981-2006, la population d'animaux d'élevage, particulièrement les porcs et les bovins, a beaucoup augmenté (Eilers et autres, 2010). La croissance des industries porcine et

bovine depuis 1981 a engendré une hausse générale des apports en phosphore aux terres agricoles de cette province canadienne. Cette situation a entraîné la hausse du bilan de phosphore du sol, particulièrement dans les bassins versants de la rivière Rouge et de la rivière Assiniboine (Eilers et autres, 2010). Selon l'évaluation réalisée par Agriculture et Agroalimentaire Canada, l'IRCE-P de 13 des 30 bassins versants a changé pour une catégorie de risque plus élevé pendant la période 1981-2006 (Eilers et autres, 2010).

2.3.1 *Nutrient Management Regulation (2008-)*

Le règlement *Nutrient Management Regulation* est entré en vigueur le 18 mars 2008 au Manitoba (Manitoba, 2013a). Ce règlement vise à protéger la qualité de l'eau en favorisant une bonne planification de l'utilisation des éléments fertilisants et en encadrant ou en interdisant l'épandage de substances contenant de l'azote ou du phosphore et l'aménagement de certains types d'installations de production d'éléments fertilisants dans les zones où les plans d'eau, incluant les cours d'eau, et les eaux souterraines sont vulnérables (Manitoba, 2008).

Pour l'application de ce règlement, six zones de la gestion de la qualité de l'eau y sont définies. Il s'agit des zones N1, N2, N3, N4, N5 et la zone tampon (Manitoba, 2008). La définition des quatre premières zones (N1 à N4) réfère aux classes de sol de l'*Inventaire des terres du Canada*, rapport n°2, publié en 1972 (Manitoba, 2013b). La zone N5 est composée de secteurs urbains et de zones bâties et la zone tampon est constituée des fonds de terre situés en bordure des lacs, réservoirs, ruisseaux, rivières et drains (Manitoba, 2013b).

Un plan de gestion des éléments fertilisants doit être remis au directeur. Ce plan doit être réalisé par un agronome ou par une personne ayant réussi la formation préalable sur la gestion des éléments fertilisants (Manitoba, 2008). Le plan de gestion doit, entre autres, démontrer que les quantités d'azote et de phosphore visent uniquement à suffire aux besoins nutritifs des plantes en croissance et il doit être fait conformément au règlement *Nutrient Management Regulation* ainsi qu'aux lignes directrices sur la gestion des éléments fertilisants publiées par le ministre (Manitoba, 2008). Lorsque le plan de gestion est conforme, le directeur l'enregistre.

L'épandage de toute matière fertilisante contenant de l'azote ou du phosphore est interdit entre le 10 novembre ou une date postérieure que précise le directeur et le 10 avril de l'année suivante ou

date antérieure qu'il précise (Manitoba, 2008). Il est interdit d'épandre des matières fertilisantes contenant de l'azote ou du phosphore dans les zones tampons. Les zones tampons sont définies en fonction des éléments à protéger, du statut du plan d'eau et en fonction de la présence d'une couverture végétale permanente. Certains plans d'eau sont énumérés dans l'annexe du règlement et ils sont alors considérés sensibles : les zones tampons sont alors plus larges (Manitoba, 2008). La largeur des zones tampons, où l'épandage d'azote et de phosphore est interdit, varie de 3 m à 35 m et de façon générale la largeur des zones tampons débute à partir de la ligne des hautes eaux (Manitoba, 2008).

Tableau 2.1 : Distances à respecter au Manitoba pour les zones tampons (Manitoba, 2008)

	Couverture végétale permanente dans la zone tampon	Absence de couverture végétale permanente dans la zone tampon
Lac ou réservoir désigné à titre de plan d'eau sensible	30 m	35 m
Lac ou réservoir (à l'exception d'un bassin d'orage ayant été construit) qui n'est pas désigné à titre de plan d'eau sensible	15 m	20 m
Rivière, crique ou ruisseau désigné à titre de plan d'eau sensible		
Rivière, crique ou ruisseau qui n'est pas désigné à titre de plan d'eau sensible	3 m	8 m
Drain d'ordre 3, 4, 5 ou 6		
Marécage ou marais important		
Bassin d'orage ayant été construit		

Dans les zones de gestion N1, N2 et N3, il est interdit d'épandre des substances contenant du phosphore si le niveau de phosphore mesuré à la suite d'une analyse de sol, utilisant la méthode d'extraction Olsen, est de 60 ppm ou plus à n'importe quel endroit de la zone d'épandage à l'exception que l'épandage soit à titre d'engrais et qu'il soit fait conformément à un plan de gestion enregistré (Manitoba, 2008). Lorsque le niveau de phosphore du sol est supérieur à 60 ppm_{Olsen} et inférieur à 120 ppm_{Olsen}, l'apport en phosphore ne doit pas excéder le double de l'exportation en phosphore par la culture (Manitoba, 2008). Lorsque le niveau de phosphore du sol est entre 120 et 180 ppm_{Olsen}, l'apport en phosphore ne doit pas excéder l'exportation en phosphore par la culture (Manitoba, 2008). Lorsque le niveau de phosphore du sol est supérieur à 180 ppm_{Olsen}, aucune

application de phosphore ne doit être réalisée à moins que le directeur l'approuve au préalable (Manitoba, s. d.).

La méthode d'extraction du phosphore utilisée au Manitoba est différente de celle utilisée au Québec puisque les caractéristiques des sols sont différentes. La méthode Olsen, ou l'extraction au bicarbonate de sodium, est actuellement la méthode la plus couramment utilisée pour estimer le phosphore biodisponible des sols calcaires tels que les sols manitobains (CRAAQ, 2010).

2.4 Suisse

Les terres agricoles couvrent plus d'un tiers du territoire suisse (Kohler, 2008). Les surfaces agricoles utiles, sans les alpages, représentent près de 24 % du territoire (Kohler, 2008). La densité du cheptel est très importante en Suisse lorsqu'elle est comparée à la moyenne de l'OCDE (OCDE, 2007). La Suisse a diminué de moitié ses excédents de phosphore agricole pour se situer dans la moyenne de l'OCDE : le bilan du phosphore à la surface du sol est passé de 12 kg/ha de terres agricoles pour la période 1990-1992 à 5 kg/ha pour la période 2002-2004 (OCDE, 2007). Cependant, des problèmes régionaux persistent, notamment dans la région des petits lacs du plateau suisse où le degré de saturation du sol en phosphore est extrêmement élevé (OCDE, 2007). La principale source agricole du phosphore est les déjections animales des exploitations agricoles (OCDE, 2007). Le droit fédéral suisse contient plusieurs prescriptions concernant les engrais.

2.4.1 Ordonnance sur la réduction des risques liés aux produits chimiques

Les principales dispositions quant à l'utilisation des engrais figurent dans l'annexe 2.6 de l'*Ordonnance sur la réduction des risques liés aux produits chimiques* (ORRChim) (Suisse, 2005) qui découle de la *Loi sur la protection de l'environnement* (LPE) (Dettwiler et autres, 2006). Les prescriptions spécifiques à la protection des eaux et qui concernent principalement les déjections animales produites par les exploitations pratiquant la garde d'animaux de rente sont précisées dans la *Loi fédérale sur la protection des eaux* (LEaux) et l'*Ordonnance sur les protections des eaux du 28 octobre 1998* (OEaux) (Dettwiler et autres, 2006).

Le but de la LPE est de protéger les hommes, les animaux et les plantes, leurs biocénoses et leurs biotopes contre les atteintes nuisibles ou incommodes, et de conserver durablement les

ressources naturelles, en particulier la diversité biologique et la fertilité du sol (Suisse, 1983). Selon la LPE, les engrais doivent être utilisés de telle sorte que cette utilisation ne constitue pas une menace pour l'environnement ou, indirectement, pour l'homme.

L'ORRChim mentionne que toute personne qui épand des engrais doit savoir quelle quantité elle est autorisée à employer. Les cantons doivent mettre en place un conseil technique concernant l'utilisation des matières fertilisantes (Dettwiler et autres, 2006). L'ORRChim permet aux autorités cantonales d'ordonner aux personnes qui emploient des engrais dans des régions polluées, par exemple dans les régions à forte densité animale, de recourir aux services du conseil technique et de fournir les données d'exploitation requises pour ces services-conseils. L'ORRChim ne permet pas à une exploitation agricole d'utiliser des engrais minéraux ou des engrais de recyclage si elle dispose d'engrais de ferme qui couvrent les besoins des cultures en éléments nutritifs, ce principe est aussi appelé la stratégie suisse en matière de fumure.

Toute personne qui épand des engrais doit le faire avec précaution (Dettwiler et autres, 2006). L'utilisateur doit considérer les éléments nutritifs présents dans le sol et les besoins des cultures en éléments nutritifs, le site d'épandage (végétation, topographie et conditions pédologiques), les conditions météorologiques ainsi que les restrictions imposées par les législations sur la protection des eaux, la protection de la nature et du paysage et la protection de l'environnement (Suisse, 2005). Cette condition générale vise l'obtention d'un bilan de fumure équilibré à l'échelle des parcelles (Dettwiler et autres, 2006). Dans les exploitations pratiquant la garde d'animaux de rente, l'azote et le phosphore ne proviennent pas seulement des fourrages de l'exploitant, mais aussi d'autres sources, tels que la paille et les fourrages achetés. Ces sources doivent également être prises en compte dans le calcul de la charge totale en azote et en phosphore; elles font donc partie du bilan de fumure global de l'exploitation au sens de l'ORRChim (Dettwiler et autres, 2006). L'objectif du bilan de fumure équilibré est d'empêcher que la charge du sol en éléments nutritifs, définie selon les seuls critères de la protection des eaux (en unité de gros bétail-fumure (UGBF)/ha) ne soit entièrement utilisée. Il importe notamment d'éviter une saturation en phosphore et de tenir compte des besoins des cultures et des réserves présentes dans le sol (Dettwiler et autres, 2006).

Les épandages sont interdits dans les roselières, les marais, les haies et bosquets, dans les eaux superficielles et le long des zones boisées. Ces interdictions incluent une bande de 3 m de large le long des zones boisées, des haies, des bosquets et des eaux superficielles (Suisse, 2005).

En Suisse, les restrictions d'épandage se rapportant aux conditions pédologiques et météorologiques concernent surtout l'application d'engrais liquides (Dettwiler et autres, 2006). En principe, avant l'épandage de lisier ou de tout autre engrais liquide, la personne qui utilise l'engrais liquide doit s'assurer que le sol est capable de l'absorber (Dettwiler et autres, 2006). L'épandage d'engrais liquides est interdit lorsque le sol est saturé d'eau, gelé, couvert de neige ou desséché (Suisse, 2005).

2.4.2 Loi fédérale sur la protection des eaux

Le but de la LEaux est de protéger les eaux contre toute atteinte nuisible incluant celle provenant de l'agriculture. Cette loi autorise que deux utilisations possibles pour les engrais de ferme; ils doivent être valorisés en agriculture ou en horticulture (Suisse, 1991). Cette loi touche les exploitations qui pratiquent la garde d'animaux de rente par des mesures administratives qui mettent l'accent sur l'évaluation et la surveillance des flux d'azote et de phosphore issus des engrais de ferme (Dettwiler et autres, 2006). L'évaluation s'effectue à l'aide d'une méthode simple qui est basée sur les UGBF.

L'UGBF est un paramètre simple et pratique qui permet de déterminer rapidement la quantité maximale d'engrais admissible par hectare de surface d'épandage (Dettwiler et autres, 2006). Cette quantité est établie selon la capacité d'adsorption du sol en azote et en phosphore et en tenant compte du rendement du cheptel (classes de rendement : quantité de lait, accroissement journalier des animaux, etc.).

Selon la LEaux, une UGBF correspond à la production annuelle moyenne d'engrais de ferme d'une vache de 600 kg produisant annuellement 5 000 kg de lait, soit environ 105 kg d'azote et 15 kg de phosphore élémentaire (environ 35 kg P_2O_5). Les ajustements à apporter pour considérer les UGBF totales d'une exploitation corrigées d'après le rendement doivent être faits conformément aux *Instructions pratiques pour la protection des eaux dans l'agriculture* (Dettwiler et autres, 2006).

La charge maximale autorisée par le droit fédéral suisse est de trois UGBF par hectare de surface agricole utile fertilisable (Suisse, 2012). Toutefois, les cantons doivent adapter et réduire cette valeur limite d'UGBF en fonction des conditions locales de l'exploitation (Dettwiler et autres, 2006). La LEaux prévoit que si l'exploitant ne dispose pas d'une surface utile fertilisable suffisante pour l'épandage des engrais de ferme, il doit conclure des contrats de prise en charge avec des

preneurs autorisés dans un rayon d'exploitation économique raisonnable. Si cela s'avère impossible, le nombre d'animaux de rente doit être adapté et réduit à un niveau compatible avec la protection des eaux (Dettwiler et autres, 2006).

2.4.3 Ordonnance sur les produits chimiques

L'*Ordonnance sur les produits chimiques* (OChim) indique que toute dispersion directe de matières fertilisantes doit se limiter au strict nécessaire par rapport à l'usage prévu. À cette fin, des épandeurs permettant un emploi conforme et précis doivent être utilisés (Dettwiler et autres, 2006). L'OChim mentionne également que la surveillance des prescriptions relatives à l'utilisation de matières fertilisantes incombe aux autorités cantonales. Ces dernières sont également chargées d'encourager les comportements respectueux de l'environnement (Dettwiler et autres, 2006).

2.5 Synthèse des réglementations étudiées

Les quatre situations réglementaires étudiées visent la protection des eaux en encadrant des pratiques d'épandage en milieu agricole. Ces réglementations encadrent les facteurs sources de phosphore en limitant les apports par la fertilisation. Les réglementations mettent l'accent sur un plan de gestion des éléments fertilisants que ce soient les engrais minéraux et/ou les déjections animales. Toutefois, les moyens retenus par les gouvernements sont différents.

De façon générale, les réglementations précisent une période d'interdiction d'épandage lorsque les cultures ne sont pas en mesure de prélever les éléments nutritifs. Les épandages sur des sols saturés en eau sont également interdits. Cette interdiction vise à éviter le ruissellement des éléments nutritifs vers les cours d'eau.

Dans la majorité des réglementations étudiées, l'épandage d'éléments fertilisants est interdit dans les zones tampons protégeant des milieux aquatiques. L'Ontario fait exemption avec une disposition qui permet de fertiliser les zones tampons afin d'y établir ou y maintenir la végétation (Ontario, 2012). La largeur des zones tampons varie considérablement d'une réglementation à une autre. Le règlement québécois mentionne une distance de 3 m des cours d'eau et selon celui du Manitoba une distance de 20 m doit être respectée s'il s'agit d'un cours d'eau désigné sensible et qu'il n'y a pas

de couverture végétale dans la zone tampon. Toutefois, ces différentes dispositions des réglementations étudiées agissent toutes sur les facteurs transport du phosphore.

3 ÉTUDE DE CAS – BAIE MISSISQUOI

La baie Missisquoi est une masse d'eau peu profonde située à l'extrémité nord du lac Champlain, qui chevauche la frontière internationale séparant l'État du Vermont et la province de Québec (Beck et autres, 2012). Les concentrations de phosphore de la baie Missisquoi se retrouvent parmi les plus élevées de tout le lac Champlain (Beck et autres, 2012). Au cours des dernières années, les concentrations moyennes de phosphore total dans cette baie sont d'environ 0,050 mg/L (Beck et autres, 2012).

La qualité de l'eau de la baie Missisquoi s'est détériorée au cours des 50 dernières années (Organisme de bassin versant de la baie Missisquoi ((OBVBM), 2013). La mauvaise qualité de l'eau de la baie Missisquoi s'est amplifiée depuis quelques années par des floraisons de cyanobactéries (Simoneau, 2007). Ces dernières limitent la pratique des activités récréatives pour lesquelles il y a un contact direct avec l'eau (Simoneau, 2007). Depuis 1999, un suivi de la présence de cyanobactéries est effectué par le MDDEFP (Corporation bassin versant baie Missisquoi (CBVBM), 2006). La prolifération des cyanobactéries a entraîné des interdictions de baignade dans la baie Missisquoi pendant les étés 2001, 2002, 2003, 2004 et 2005 (CBVBM, 2006). Les impacts de la présence de cyanobactérie ne concernent pas seulement les activités récréatives, ils sont aussi d'ordres esthétiques, récréo-touristiques, socio-économiques et de santé publique (Blais, 2002). La qualité des eaux de la baie Missisquoi est importante puisqu'il s'y déroule une vaste gamme d'usages récréatifs et que ce plan d'eau alimente deux municipalités en eau potable, soit Bedford et le secteur Philipsburg de Saint-Armand (Simoneau, 2007). En juillet 2011, l'usine de traitement de l'eau potable de Bedford a été touchée par les cyanobactéries et les citoyens de trois municipalités situées dans le bassin versant de la baie Missisquoi ont été informés de ne pas consommer l'eau (La Presse Canadienne, 2011). La qualité de l'eau du bassin versant de la baie Missisquoi est étroitement liée à l'utilisation de son territoire (Simoneau, 2007).

3.1 Description du territoire de bassin versant de la baie Missisquoi

Le bassin versant de la baie Missisquoi a une superficie de 3 105 km² (Beck et autres, 2012). Un peu plus de la moitié de la superficie de ce bassin versant est située au Vermont (58 %) et l'autre partie du bassin versant se trouve au Québec (Beck et autres, 2012). Les principaux tributaires de la baie Missisquoi sont la rivière Missisquoi Nord, la rivière Missisquoi, la rivière aux Brochets et la

rivière de la Roche (MDDEFP, 2002d). La forêt occupe environ 60 % du territoire de bassin versant que ce soit au Vermont ou au Québec (OBVBM, 2013). L'occupation urbaine est identique des deux côtés de la frontière, soit 4,7 % de la superficie respective (OBVBM, 2013). Environ 23 000 personnes vivent dans la partie du bassin versant située au Québec et la portion vermontoise du bassin versant compte 28 000 personnes (Beck et autres, 2012). L'agriculture est davantage présente dans la section québécoise du bassin versant. En effet, les usages agricoles occupent 30 % du bassin versant situé au Québec tandis qu'ils sont présents sur 21 % de la superficie du bassin versant située au Vermont (OBVBM, 2013).

La population québécoise est répartie dans 29 municipalités (Beck et autres, 2012). Les forêts couvrent 59 % de la superficie et le réseau hydrographique représente 7 % du territoire du bassin versant situé au Québec (Beck et autres, 2012). Dans la section québécoise du bassin versant de la baie Missisquoi, il y a 700 entreprises agricoles qui occupent 33 % de cette section (Beck et autres, 2012).

En 1996, les entreprises agricoles québécoises cultivaient 32 032 ha (OBVBM, 2011). Les cultures se répartissaient ainsi : cultures à grand interligne (47 %), les fourrages (44 %), cultures à interligne étroit (6 %) et les autres cultures étaient présentes sur 3 % des superficies cultivées (OBVBM, 2011). Dix ans plus tard, les entreprises agricoles cultivaient 32 996 ha (OBVMB, 2011). Le pourcentage des cultures à grand interligne a toutefois augmenté (55 %) et cette augmentation s'est faite au détriment des fourrages qui représentaient alors 36 % des superficies cultivées (OBVMB, 2011). Les pourcentages d'occupation de la superficie cultivée par les cultures à interligne étroit et les autres cultures n'ont pas changé par rapport à l'année 1996, respectivement 6 % et 3 % (OBVMB, 2011).

Au niveau des élevages, le nombre total d'unités animales (u. a.) est évalué à 44 270 en 1996 dans la section québécoise du bassin versant de la baie Missisquoi (OBVMB, 2011). Pour cette évaluation, une u. a. représente un poids de 500 kg soit l'équivalent d'une vache, quatre truies ou 125 poules (OBVBM, 2011). Le cheptel présent en 1996 représente une densité moyenne de 1,38 u. a. par hectare cultivé. (OBVBM, 2011). En 2006, le nombre total d'u. a. est évalué à 42 010, soit une densité moyenne de 1,27 u. a. par hectare cultivé (OBVBM, 2011).

La densité animale a aussi été évaluée par sous-bassin versant pour les trois principaux tributaires du bassin versant de la baie Missisquoi, soient la rivière Missisquoi, la rivière aux Brochets et la rivière de la Roche, et ce, par section québécoise et vermontoise des sous-bassins. La densité animale au Vermont pour ces trois sous-bassins versants est respectivement de 1,5 u.a./ha, 2,5 u.a./ha et 2,0 u.a./ha tandis qu'au Québec elle est respectivement de 0,4 u.a./ha, 1,1 u.a./ha et 2,1 u.a./ha (Hegman et autres, 1999). Les densités animales vermontaises ont été calculées à partir des cheptels du début des années 1990 et celles pour les sections québécoises des sous-bassins versants ont été obtenues à partir des informations des fiches d'enregistrements des entreprises agricoles au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) pour l'année 1997 (Hegman, 1999).

La partie québécoise du bassin versant a une superficie de 1 356 km² (Beck et autres, 2012). Elle est majoritairement drainée par la rivière Missisquoi Nord (651 km²) dans la section est et par la rivière aux Brochets (554 km²) dans la section ouest (Beck et autres, 2012). Le sous-bassin versant de la rivière Missisquoi, section est du bassin versant, est une région forestière montagneuse (OBVBM, 2013).

Il y a une région montagneuse dans la section ouest du bassin versant dans le secteur de Frelighsburg qui laisse place à une plaine agricole qui s'étend jusqu'à la baie Missisquoi, soit la plaine argileuse de la mer de Champlain (OBVBM, 2013). La rivière aux Brochets est située majoritairement au Québec, mais elle prend sa source au Vermont et traverse la frontière à Frelighsburg (OBVBM, 2013). Les cours d'eau de cette section sont caractérisés par des courants plus lents, des eaux plus troubles et des problèmes de charge importante de phosphore (OBVBM, 2013). Dans le sous-bassin de la rivière aux Brochets, il y a 400 entreprises agricoles et leur taux d'occupation du territoire atteint 50 % (Beck et autres, 2012).

Une des particularités du bassin versant de la baie Missisquoi est que ses eaux ne se déversent pas directement dans le fleuve Saint-Laurent, mais plutôt vers le lac Champlain qui est majoritairement situé du côté américain de la frontière (OBVBM, 2013). Le bassin versant de la baie Missisquoi est en réalité un sous-bassin versant du lac Champlain et ce dernier est le lac de tête du bassin versant de la rivière Richelieu (OBVBM, 2013). La gestion des eaux du bassin versant de la baie Missisquoi doit donc être faite conjointement de part et d'autre de la frontière entre le Canada et les États-Unis.

3.2 Partenariat entre le Vermont et le Québec

La région de la baie Missisquoi fait l'objet d'une attention particulière du gouvernement québécois ainsi que des gouvernements américains (MDDEFP, 2002d). En 1988, l'*Entente sur la coopération en matière d'environnement relativement à la gestion du lac Champlain entre l'État du Vermont, l'État de New York et la province de Québec* a été signée (OBVMB, 2013). Le 5 novembre 1990, le Congrès américain entérinait la loi sur la désignation spéciale du lac Champlain (*Lake Champlain Special Designation Act*) (Comité mixte sur la gestion du lac Champlain (CMGLC), 2003). Cette loi est destinée à protéger le bassin versant du lac en reconnaissant le principe de confier à des personnes aux intérêts divergents la responsabilité d'élaborer un plan concerté de prévention de la pollution, de suivi et de restauration (CMGLC, 2003). Le Québec est membre du CMGLC et ce comité a, entre autres, comme mandat :

- de constituer un forum pour discuter des politiques et des problèmes d'intérêt mutuel;
- de mettre en œuvre le Plan de gestion du lac Champlain;
- d'examiner le progrès des efforts de collaboration relativement à la gestion du lac et de formuler des recommandations sur les activités futures;
- de rechercher la participation de la population et des institutions académiques aux efforts communs visant la gestion du lac (Pataki et autres, 2003).

Le 26 août 2002, le gouvernement du Québec et le gouvernement du Vermont ont signé l'*Entente entre le gouvernement du Québec et le gouvernement de l'État du Vermont concernant la réduction du phosphore dans la baie Missisquoi* (Boisclair et Johnstone, 2002). Cette entente stipule que la charge cible totale pour la réduction du phosphore dans le bassin versant de la baie Missisquoi est de 97,2 tonnes métriques par année (Boisclair et Johnstone, 2002). Cette charge cible est répartie entre le Vermont et le Québec selon leur pourcentage de contribution en phosphore pendant l'année de référence (1991), soit 60 % pour le Vermont et 40 % pour le Québec (Boisclair et Johnstone, 2002). Chaque partie signataire de l'entente est libre de choisir les interventions, touchant soient des sources ponctuelles ou diffuses, à effectuer sur son territoire afin de diminuer les charges de phosphore. Les parties déclarent que le critère de concentration pour le phosphore total dans la baie Missisquoi est de 0,025 mg/L (Boisclair et Johnstone, 2002)

Le Québec est appelé à jouer un rôle important dans la protection du lac Champlain et pour se faire plusieurs ministères, municipalités et organismes non gouvernementaux se sont engagés dans la

planification de l'avenir du lac Champlain (CMGLC, 2003). Parmi ceux-ci, il est possible de nommer le MDDEFP, le MAPAQ, l'IRDA et l'OBVBM qui effectuent des interventions sur le territoire du bassin versant de la baie Missisquoi (CBVBM, 2006).

3.2.1 Québec

Pendant la période de 2003 à 2010, le gouvernement du Québec et ses partenaires ont investi plus de 34 millions de dollars dans diverses actions pour diminuer les apports de phosphore dans le bassin versant de la baie Missisquoi (Mimeault, 2011). Environ 24 millions de dollars avaient déjà été investis avant cette période pour l'assainissement urbain (Mimeault, 2011). Au niveau agricole, trois millions de dollars ont été investis, avant 2003, dans des ouvrages de stockage de déjections animales (Mimeault, 2011).

Dans le cadre de l'*Entente entre le gouvernement du Québec et le gouvernement de l'État du Vermont concernant la réduction du phosphore dans la baie Missisquoi*, les parties doivent intensifier leurs mesures de surveillance du phosphore présent dans les tributaires de la baie Missisquoi et du phosphore rejeté par les stations d'épuration des eaux usées dans le bassin versant (Mimeault, 2011). Neuf stations hydrométriques sont présentes dans le bassin versant de la baie Missisquoi : cinq au Québec et quatre au Vermont (Mimeault, 2011). Ces stations servent à la collecte de données sur le débit afin de mesurer les charges annuelles de phosphore (Mimeault, 2011). Les données issues des stations hydrométriques sont combinées à celles obtenues des onze stations d'échantillonnage. Un échantillonnage est effectué à chaque mois, et ce, à chaque station d'échantillonnage. Ensuite, huit autres échantillonnages sont répartis au printemps et à l'automne lorsque le débit des cours d'eau est élevé afin d'augmenter le niveau de précision des données (Mimeault, 2011).

La province du Québec a investi plus d'un million de dollars, entre 2004 et 2007, dans la recherche, la surveillance et la modélisation des sources agricoles diffuses afin de repérer les zones sensibles et les sources critiques de nutriments ainsi que pour déterminer l'efficacité des pratiques de gestion optimales (Commission mixte internationale Canada et États-Unis (CMI), 2012).

Depuis le début des années 2000, le gouvernement du Québec a donné un certain nombre de mandats à l'IRDA concernant l'efficacité des bonnes pratiques agroenvironnementales et les

sources diffuses de phosphore, en plus de diriger ses propres études (Beck et autres, 2012). Les études sur les sources diffuses de phosphore et la modélisation des scénarios de réduction ont été réalisées dans le sous-bassin versant de la rivière aux Brochets afin de trouver des pratiques agricoles qui pourraient réduire les charges de phosphore (Beck et autres, 2012). Ce sous-bassin versant a été identifié comme étant le principal contributeur de phosphore à la baie Missisquoi en territoire québécois (Hegman et autres, 1999). C'est dans ce sous-bassin que l'occupation du territoire par l'agriculture est la plus élevée, atteignant 50 % du territoire (Beck et autres, 2012).

La rivière aux Brochets draine un bassin versant d'une superficie approximative de 630 km², dont 99 km² se trouvent au Vermont (Deslandes et autres, 2002). Le bassin versant de cette rivière peut être divisé en deux parties. La première est la tête du bassin et s'étend de la frontière jusqu'à Bedford. Elle se prête peu à l'agriculture intensive puisqu'elle est située dans le piedmont appalachien et à cause de la nature des sols (Deslandes et autres, 2002). La série de sol dominante est celle de Sainte-Rosalie, variant du loam argileux à l'argile limoneuse (Deslandes et autres, 2002). Cette partie du bassin versant de la rivière aux Brochets est dominée par la forêt, occupant 53 % de sa superficie, les vergers et les plantes fourragères (Deslandes et autres, 2002). Environ 35 % de la superficie totale de cette partie du bassin est utilisée à des fins agricoles. La topographie oscille entre 20 et 710 m et les pentes peuvent atteindre 38 degrés (Deslandes et autres, 2002).

La deuxième partie du bassin versant de la rivière aux Brochets est la région en aval du bassin, elle s'étend de Bedford jusqu'à l'embouchure de la rivière (Deslandes et autres, 2002). C'est dans cette partie que se retrouve la majorité des activités agricoles du bassin versant de la rivière. Ces dernières occupent 75 % de sa superficie (Deslandes et autres, 2002). Parmi ces superficies cultivées, la moitié est occupé par des cultures à grand interligne, majoritairement du maïs, les prairies et pâturages y occupent 30 % des superficies cultivées et les céréales en occupent 20 % (Deslandes et autres, 2002). La topographie de cette partie du bassin varie entre 20 et 130 m avec des pentes faibles, moyenne de 0,6 % (Deslandes et autres, 2002). Les séries de sols dominantes sont celles de Milton, loam sableux, et de Shefford, loam schisteux (Deslandes et autres, 2002). Il a été estimé pour cette partie du bassin versant de la rivière aux Brochets que 92 % des exportations diffuses de phosphore sont attribuables à l'utilisation agricole du sol (Hegman et autres, 1999).

Deslandes et autres (2002) estiment en analysant les données des banques d'analyses de sols du MAPAQ pour la période de 1995-1996 et de celles d'AgriDirect pour la période 1998-2000

qu'environ 33 % des analyses de sols prélevées au sein des municipalités comprises dans le bassin versant de la rivière aux Brochets présentent des taux de saturation en phosphore supérieurs au seuil de vulnérabilité de 10 %, desquelles 8 % ont un niveau très excessif de saturation en phosphore, soit supérieur à 20 %.

Lors de leurs travaux de recherche, ces chercheurs sont parvenus à démontrer la pertinence et la complémentarité des indicateurs source et transport afin d'expliquer la variabilité des exportations diffuses de phosphore à l'échelle du bassin versant (Deslandes et autres, 2002). Pour ce faire, ils ont collecté des données provenant de 18 sous-bassins de la rivière aux Brochets (Deslandes et autres, 2002). En 2001 et 2002, l'échantillonnage ponctuel des 18 sous-bassins et sections de cours d'eau a été réalisé tardivement à l'automne et tôt au printemps, soit lorsque l'ensemble du bassin versant était soumis à une longue et intense activité hydrologique (Deslandes et autres, 2002). La vocation agricole du territoire, la position des sous-bassins dans le relief, l'indice de ruissellement, le bilan des apports en phosphore et la richesse des sols ont été corrélés significativement avec les concentrations en phosphore mesurées dans les échantillons d'eau prélevés en période de forte activité hydrologique (Deslandes et autres, 2002). La combinaison des indices de saturation du sol en phosphore et de la vocation agricole du territoire ont contribué à expliquer 82 % de la variabilité observée dans la concentration en phosphore biodisponible dans le réseau hydrographique du bassin versant de la rivière aux Brochets (Deslandes et autres, 2002).

Le ruisseau au Castor, un tributaire de la rivière aux Brochets, a quant à lui été le lieu d'étude pour un aménagement hydroagricole intégré de la portion du bassin versant la plus vulnérable à la production de ruissellement de surface (Michaud et autres, 2005). Cette portion du bassin versant est donc la plus hydroactive du parcellaire puisqu'elle est située dans une position basse dans le relief du bassin versant et qu'elle n'est pas drainée souterrainement (Michaud et autres, 2005). L'aménagement comporte l'implantation de bandes riveraines arbustives et de structures de captage (Michaud et autres, 2005).

Le bassin versant du ruisseau au Castor a une superficie de 11 km² et est essentiellement utilisé à des fins de production agricole. Le maïs-grain, les céréales à paille, les plantes fourragères et le soya y sont cultivés en rotation (Michaud et autres, 2005). Le bilan des apports moyens en phosphore pondéré pour la superficie du bassin est modéré (10,6 kg P/ha) et reflète sa vocation laitière et céréalière (Michaud et autres, 2005). Les analyses de sol des parcelles révèlent qu'environ

le tiers des parcelles avaient atteint, en 1999, un taux de saturation en phosphore dépassant le seuil de vulnérabilité de 10 % et que 6 % des parcelles avait atteint le seuil critique de 20 % P_{M-3}/Al_{M-3} (Michaud et autres, 2005).

Le bassin versant du ruisseau au Castor est situé dans la plaine des basses terres du Saint-Laurent et le paysage y est légèrement ondulé (Michaud et autres, 2005). L'ensemble du réseau hydrographique du bassin versant a été aménagé afin de permettre le drainage souterrain des terres; 52 % de la superficie cultivée est drainée (Michaud et autres, 2005). Au Québec, la majeure partie des parcelles en culture ne s'égoutte pas vers les rives des cours d'eau, mais plutôt vers les raies de curage et le réseau de fossés. Ce qui découle du cadastre allongé et étroit des terres, généralement dans le sens du gradient topographique (Michaud et autres, 2005). Cette disposition des patrons d'écoulement du ruissellement de surface réduit le piégeage des sédiments et nutriments par les bandes riveraines (Helmers et autres, 2005). Les sols longeant le ruisseau au Castor sont de la série de sol Sainte-Rosalie (Michaud et autres, 2005).

L'étude réalisée dans ce bassin versant porte sur les effets des interventions agroenvironnementales sur la mobilité du phosphore (Michaud et autres, 2005). Pour y parvenir, l'étude compare des mesures de la qualité de l'eau observée en période de référence (1997-1999) à celles prises après la mise en œuvre des interventions, et ce, pour deux périodes successives d'évaluation (1999-2001 et 2001-2003) des aménagements hydroagricoles (Michaud et autres, 2005). Des structures de captage ont systématiquement été installées à la confluence des fossés avec la branche principale du ruisseau dans la portion la plus hydroactive de son bassin versant (Michaud et autres, 2005). Au total, 35 embouchures de fossés ont été aménagées. L'aménagement hydroagricole du bassin comportait également la stabilisation d'une cinquantaine de foyers d'érosion en rive et l'implantation d'une bande riveraine arbustive sur quatre kilomètres le long de la branche principale du ruisseau (Michaud et autres, 2005). Pendant la période de référence, l'échantillonnage du sol des parcelles a été réalisé et pendant l'étude les taux d'épandage des engrais de ferme ont été ajustés au besoin agronomique des cultures (Michaud et autres, 2005).

Lors de cette étude, la strate de débits élevés (0,6 mm/jour à 3,3 mm/jour) est associée à une activité hydrologique dominée par des transferts hypodermiques et souterrains dans le bassin versant. Les concentrations en phosphore modélisées dans cette strate de débits du ruisseau ainsi que l'importante fraction particulaire du flux de phosphore, 43 à 67 % du phosphore total, sont en partie

associées au phénomène de transport préférentiel du phosphore vers le réseau de drainage souterrain (Michaud et autres, 2005). Le transport préférentiel du phosphore via le réseau de drainage souterrain serait particulièrement actif dans les sols argileux en position basse du relief du bassin versant (Michaud et autres, 2005).

Cette étude indique que malgré une importante variabilité interannuelle dans le comportement hydrologique du bassin versant, l'analyse de covariance des concentrations en phosphore indique une réduction significative de 25 % des concentrations en phosphore total en période de crues du ruisseau entre la période de référence, précédant les interventions agroenvironnementales, et les deux périodes successives d'évaluation (Michaud et autres, 2005). Toutefois, les influences respectives des aménagements hydroagricoles ou des interventions à l'égard de la gestion de la fertilité des sols et des modes d'épandage des engrais de ferme sur la dynamique du phosphore peuvent difficilement être discernées (Michaud et autres, 2005).

La réduction observée peut s'expliquer par le fait que les aménagements ont eu des incidences sur la dynamique du ruissellement et la mobilité du phosphore en brisant la connectivité hydrologique entre les parcelles agricoles et le ruisseau (Michaud et autres, 2005). L'action complémentaire des bandes riveraines et des structures de captage aurait ainsi favorisé l'écoulement hypodermique et la sédimentation du phosphore particulaire en amont du réseau hydrographique (Michaud et autres, 2005). Toutefois, les auteurs font une mise en garde concernant l'efficacité à long terme d'un tel dispositif. Celle-ci concerne l'accumulation du phosphore dans les zones favorables à la sédimentation, tels que les bandes riveraines et les fossés. Cette accumulation diminuera à la longue le taux de rétention (Michaud et autres, 2005).

Les auteurs mentionnent également que la première ligne de défense agroenvironnementale repose sur l'application des principes de fertilisation intégrée des cultures (Michaud et autres, 2005). Le contrôle à long terme de l'enrichissement des sols et une régie des sols qui soustrait les engrais de ferme et minéraux à l'action du ruissellement demeurent des composantes essentielles d'une stratégie intégrée de réduction des exportations diffuses de phosphore puisqu'une telle stratégie implique les facteurs source et transport du phosphore (Michaud et autres, 2005).

Lors des travaux réalisés par l'IRDA, il a été observé que la majorité des charges de phosphore provenaient de cultures annuelles, tels que le maïs, le soya et les légumes, et qu'environ 10 % des

terres cultivées sont responsables d'environ la moitié des charges de phosphore (Beck et autres, 2012). Parmi les recommandations de l'IRDA afin de réduire de façon importante les charges de phosphore d'origine agricole, il y a :

- remplacer les cultures annuelles dans les zones inondables par des pâturages;
- incorporer les déjections animales dans le sol après l'épandage;
- établir des bandes tampons;
- créer des ouvrages de régulation des eaux de ruissellement (fossés de drainage) sur les parcelles les plus hydrologiquement actives;
- cultiver le maïs et le soya sur les résidus afin d'éviter les sols à nu (Beck et autres, 2012).

Le gouvernement du Québec a apporté des modifications à ses règlements et ses programmes (Beck et autres, 2012). Le REA interdit d'augmenter des superficies cultivées dans les zones dégradées, de donner accès aux animaux aux cours d'eau et oblige la majorité des exploitants agricoles à établir un PAEF (Beck et autres, 2012). Le programme Prime-Vert, administré par le MAPAQ, a été modifié afin de subventionner les bonnes pratiques agroenvironnementales, tels que les ouvrages de régulation des eaux de ruissellement ou de stabilisation des berges afin de réduire la pollution diffuse (Beck et autres, 2012). Ce programme a été conçu afin d'aider les exploitations agricoles et les autres acteurs de l'industrie bioalimentaire à relever les défis que représente la protection de l'environnement (MAPAQ, 2013).

En 2013, des modifications ont été apportées au Prime-Vert. Par le biais de ce programme, le MAPAQ priorise certains axes d'intervention :

- la diminution des risques liés à l'usage des pesticides;
- la mise en place de pratiques efficaces de conservation des sols;
- la mise en place de pratiques efficaces de conservation de la biodiversité (MAPAQ, 2013).

Ce programme compte également favoriser les initiatives collectives qui visent à résoudre des problèmes préjudiciables à la qualité de l'eau, à la qualité de l'air, à la santé des sols, à la biodiversité biologique ou à la santé humaine ainsi que des problèmes concernant les changements climatiques (MAPAQ, 2013).

Selon ce programme, des exploitations agricoles qui se sont engagées dans un projet de gestion de l'eau par bassin versant peuvent obtenir jusqu'à concurrence de 50 000 \$, pendant la durée du programme (2013-2018), pour l'aménagement de haies brise-vent, de bandes riveraines élargies et d'ouvrages de conservation des sols. Ce programme permet aussi à certains organismes d'obtenir des fonds, maximum de 60 000 \$, pour la réalisation d'un diagnostic de bassin versant qui doit définir les priorités d'intervention ainsi que les objectifs. Le diagnostic subventionné doit inclure la préparation du plan de travail du projet (MAPAQ, 2013).

3.2.2 Vermont

Depuis 2002, le Vermont investit près de 10 millions de dollars annuellement dans des programmes afin d'améliorer la qualité de l'eau du bassin versant du Lac Champlain, qui inclut la baie Missisquoi (Winchell et autres, 2011). Toutefois, la situation dans la portion du bassin versant de la baie Missisquoi située au Vermont reste particulièrement problématique (CMI, 2012). En 2008, les gouvernements des États-Unis et du Canada ont demandé à la CMI d'aider à coordonner, du côté américain, et en partenariat avec les responsables du *Programme de mise en valeur du bassin versant du lac Champlain* l'acquisition et l'analyse des données afin d'identifier les sources critiques de phosphore (CMI, 2012). La CMI a mis en place le *Groupe d'étude internationale sur la baie Missisquoi* afin de remplir ce mandat. Ce groupe d'étude mentionne que le projet a permis de porter la capacité scientifique du Vermont à un niveau similaire à celui du Québec pour la modélisation des bassins versants et pour l'analyse des sources critiques de phosphore (CMI, 2012). Tout comme pour la partie québécoise, une bonne proportion des charges de phosphore provient d'une faible superficie de terre agricole. Il a été observé que les terres cultivées représentent 17 % du territoire du bassin versant de la baie Missisquoi situé au Vermont et qu'elles contribuent pour près de 65 % des charges de phosphore retrouvées dans les eaux (Winchell et autres, 2011).

Parmi les recommandations du *Groupe d'étude internationale sur la baie Missisquoi*, il est mentionné qu'une plus grande attention devrait être portée à la réduction de charges de phosphore provenant de l'érosion des berges. Ce groupe d'étude recommande aussi aux organismes gouvernementaux d'avoir un objectif à long terme afin de limiter ou d'atténuer les effets de la culture intensive et de l'élevage intensif dans les zones critiques. Il mentionne qu'afin d'atteindre cet objectif à long terme, plusieurs interventions sont nécessaires tels que des activités de sensibilisation et de l'aide technique, des incitatifs financiers pour les bonnes pratiques

agroenvironnementales : les cultures de couverture, les rotations de cultures, les travaux réduits dans les sols et l'établissement de zones tampons (CMI, 2012).

3.3 Synthèse des efforts

Le Vermont et le Québec ont déployé des efforts considérables pour réduire les charges de phosphore, provenant des eaux usées et de sources diffuses, dans la baie Missisquoi. Cependant, les données pour la rivière Missisquoi, l'affluent le plus important de la baie, ne permettent pas d'observer une réduction significative entre 1991 et 2008 (Beck et autres, 2012). Des efforts supplémentaires seront nécessaires afin d'atteindre la concentration en phosphore fixée (0,025 mg/L) dans les eaux de la baie Missisquoi (Beck et autres, 2012).

4 PRINCIPALES SOLUTIONS ET ANALYSE

Ce chapitre traite des principales solutions qui peuvent être envisagées afin de réduire l'impact des parcelles saturées en phosphore sur la qualité des eaux de surface au Québec. Dans un premier temps, une analyse des apports en phosphore possibles selon les règlements étudiés précédemment sera réalisée. Puis des modifications aux pratiques agricoles seront évaluées à l'aide d'une grille de critères.

4.1 Analyse des apports en phosphore en fonction des réglementations étudiées

Lors de la synthèse de certains règlements, basés sur le phosphore, qui encadrent les pratiques d'épandage agricole, il a été observé que les approches réglementaires sont différentes. Afin de comparer les apports en phosphore en vertu des règlements étudiés, une culture de maïs-grain sera retenue et une teneur de 501 kg P_{M-3} /ha sera attribuée au sol. Cette dernière valeur correspond à la richesse du sol en phosphore qui doit être considérée au Québec afin de déterminer le dépôt maximum d'une parcelle en l'absence d'analyse de sol (REA, 2012). Cette teneur en phosphore correspond à la teneur la plus élevée considérée aux abaques du REA (Annexe 1). De plus, il est alors considéré que la parcelle est saturée en phosphore (MDDEFP, 2013). L'abaque du REA pour le maïs-grain tient compte de trois niveaux de rendement : inférieur à 7 tonnes par hectare (t/ha), entre 7 et 9 t/ha et supérieur à 9 t/ha (REA, 2012). En considérant une teneur de 501 kg P_{M-3} /ha pour le sol, les dépôts maximums sont respectivement de 40, 50 et 60 kg P_2O_5 /ha pour ces trois niveaux de rendement (REA, 2012).

En Ontario et au Manitoba, les analyses de sol sont réalisées à l'aide de la méthode Olsen et non la méthode Mehlich-3 qui est employée au Québec. Toutefois, il est possible de convertir les résultats de ces deux méthodes (CRAAQ, 2010). Ainsi, une teneur de 501 kg P_{M-3} /ha équivaut à 83,4 ppm_{Olsen}. Selon la réglementation manitobaine, à ce niveau de richesse en phosphore du sol l'apport en phosphore ne doit pas excéder le double de l'exportation en phosphore de la culture. Selon les données de Statistique Canada, le rendement moyen en maïs-grain du Manitoba pour la période 2008-2012 est de 6 540 kg/ha (Statistique Canada, 2013). Le prélèvement du phosphore correspondant à ce rendement en maïs-grain est de 40,6 kg P_2O_5 /ha (CRAAQ, 2010). Ainsi la réglementation manitobaine permet un apport de l'ordre de 80 kg P_2O_5 /ha pour cette situation, au Québec le dépôt maximum prévu à l'abaque correspondant à ce rendement est de 40 kg P_2O_5 /ha.

Les réglementations de la Suisse et de l'Ontario ne précisent pas directement les apports maximums en phosphore. Elles réfèrent plutôt aux besoins des cultures. En Suisse, le droit fédéral limite les apports en phosphore à environ 105 kg P₂O₅/ha (trois UGBF/ha) et les autorités cantonales peuvent diminuer cette limite en considérant les données locales (Dettwiler et autres, 2006). Les exploitations agricoles situées dans une aire d'alimentation destinée à protéger la qualité des eaux de surface, déterminée par le canton, ne peuvent pas sur les sols riches et très riches en phosphore fertiliser les cultures en fonction des besoins totaux des cultures en phosphore tel que mentionné aux recommandations de fumure qui correspondent à des sols normalement pourvus (Suisse, 2012). La dose de phosphore à appliquer est déterminée à partir de la norme corrigée multipliée par un facteur de correction pour le teneur du sol moins la quantité de phosphore contenu dans les résidus de culture (Sinaj et autres, 2009). La norme corrigée correspond, quant à elle, au prélèvement de la culture multiplié par un facteur de correction afin de tenir compte de la capacité de prélèvement de la culture (Sinaj et autres, 2009). Pour le maïs-grain, le facteur de correction pour la capacité de prélèvement est de 1,2 (Sinaj et autres, 2009).

En Ontario, le règlement stipule qu'un PGEN doit être réalisé afin d'épandre les matières qui contiennent des éléments nutritifs. Ce plan doit être fait conformément au *Protocole de gestion des éléments nutritifs*. Selon les normes actuelles de gestion des éléments nutritifs en agriculture en Ontario, lorsque la teneur en phosphore d'une parcelle est supérieure à 30 ppm_{Olsen} (équivalant à 186 kg P_{M-3}/ha) l'indice-phosphore doit être calculé (Hilborn et Stone, 2005). Cet indice est utilisé afin d'évaluer le risque de contamination des eaux de surface à la suite d'une application de phosphore sur une parcelle cultivée (Hilborn et Stone, 2005).

4.1.1 Outil indice-phosphore de l'Ontario

Cet outil, utilisé en Ontario, tient compte de plusieurs facteurs, notamment de l'état de la parcelle (teneur du sol en phosphore, érosion du sol et risque de ruissellement), l'importance des apports d'éléments nutritifs, les méthodes d'application et la proximité des eaux de surface. L'indice-phosphore est un outil qui indique s'il est possible d'épandre une quantité supérieure de phosphore que celle prélevée par la culture et il donne les distances de retrait minimales à respecter par rapport aux eaux de surface (Hilborn et Stone, 2005). L'indice-phosphore est établi en attribuant une cote (0, 1, 2, 4, 8 ou 16) à chacun des facteurs pouvant influencés les pertes de phosphore d'une parcelle (Hilborn et Stone, 2005). Une pondération a été attribuée à chacun des facteurs considérés

dans l'outil afin de refléter leur importance quant aux pertes de phosphore. Cette pondération repose sur le jugement de professionnels (Hilborn et Stone, 2005). Selon cet outil, les deux principaux facteurs pouvant influencer les pertes de phosphore d'une parcelle vers les eaux de surface sont l'érosion du sol et la teneur du sol en phosphore (Hilborn et Stone, 2005).

Afin d'avoir une meilleure idée de l'outil indice-phosphore de l'Ontario, trois scénarios (A, B et C) ont été retenus et le tableau 4.1 permet de les comparer selon cet outil de l'Ontario. Le scénario A représente une parcelle où pour chacun des facteurs considérés à l'outil la cote la plus faible a été accordée, à l'exception du facteur « Teneur du sol en P ». Pour ce facteur, une teneur en phosphore de 31 ppm_{Olsen} (équivalent à 192 kg P_{M-3}/ha) a été considérée afin de justifier l'utilisation de l'indice-phosphore. Le scénario B quant à lui représente une parcelle pour laquelle la cote la plus élevée de chacun des facteurs a été retenue.

Le scénario C est une estimation de l'indice-phosphore pour une parcelle saturée en phosphore ayant les caractéristiques décrites dans l'étude de Michaud et autres (2005) et située dans le bassin versant du ruisseau au Castor qui constitue un sous-bassin de la section aval du bassin versant de la rivière aux Brochets. C'est-à-dire que cette parcelle fictive a une teneur en phosphore de 501 kg P_{M-3}/ha, une faible pente (moyenne de 0,6 %) et que le sol est de l'argile Sainte-Rosalie. Au niveau de la fertilisation de cette parcelle, cultivée en maïs-grain, l'évaluation de l'indice-phosphore tient compte d'un démarreur apportant 20 kg P₂O₅/ha et un épandage de 25 m³/ha de lisier de bovins laitiers afin de refléter la vocation laitière du territoire. Ce dernier épandage représente un apport de 38 kg P₂O₅/ha en considérant la teneur en phosphore du lisier de bovins laitiers des valeurs références du CRAAQ (CRAAQ, 2003). Selon des données d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, le taux de perte du sol en 2006 pour le secteur de la baie Missisquoi est élevé, soit de 22 à 33 tonnes/ha/an (Lobb et autres, 2010). Selon les données de la Financière agricole du Québec (FADQ), le rendement de référence en maïs-grain pour ce secteur est de 7 808 kg/ha, ce qui représente un prélèvement de 48,4 kg P₂O₅/ha (FADQ, 2013).

Selon l'indice-phosphore obtenu pour le scénario A, il y a une faible possibilité de déplacement du phosphore hors de la parcelle (Hilborn et Stone, 2005). Cet outil mentionne qu'il existe certains risques de conséquences négatives sur les eaux de surface et que des mesures correctives pour diminuer la perte de phosphore devraient être appliquées si l'épandage est réalisé près d'un cours

Tableau 4.1 : Comparaison de trois scénarios selon l'outil indice-phosphore de l'Ontario

Facteurs de l'indice-phosphore	Pondération	Cote				Valeur pondérée			
		Scénarios		Scénarios		Scénarios		Scénarios	
		A	B	C	A	B	C	C	
Érosion du sol	2,0	1 (< 12 t/ha/an)	8 (> 37 t/ha/an)	2 (12-25 t/ha/an)	4 (26-37 t/ha/an)	2,0	16,0	4,0	8,0
Ruissellement	1,0	1 (sable, pente < 3 %)	16 (argile, pente 9-12 %)	4 (argile, pente < 3 %)		1,0	16,0	4,0	
Teneur du sol en phosphore	2,0	4 (< 192 kg P _{M-3} /ha)	16 (> 599 kg P _{M-3} /ha)	8 (501 kg P _{M-3} /ha)		8,0	32,0	16,0	
Taux d'épandage des engrais	0,5	1 (< 25 kg P ₂ O ₅ /ha)	8 (> 75 kg P ₂ O ₅ /ha)	1 (20 kg P ₂ O ₅ /ha)		0,5	4,0	0,5	
Méthode d'épandage des engrais	1,5	1 (incorporé au semis)	8 (non incorporé)	1 (incorporé au semis)		1,5	12,0	1,5	
Taux d'épandage des fumiers ou biosolides	0,5	1 (< 12 kg P ₂ O ₅ /ha)	8 (> 60 kg P ₂ O ₅ /ha)	4 (38 kg P ₂ O ₅ /ha)		0,5	4,0	2,0	
Méthode d'épandage des fumiers ou biosolides	1,5	1 (incorporé en saison)	8 (non incorporé, sol nu)	2 (incorporé < 5 jours)		1,5	12	3,0	
Indice-phosphore						15,0	96,0	31,0	35,0
Distance de retrait minimale par rapport à une eau de surface si :									
quantité épandue est inférieure ou égale au prélèvement de la culture						3 m	30 m	3 m	
quantité épandue est supérieure au prélèvement de la culture						30 m	Ne pas appliquer après la récolte	60 m	

d'eau. Une distance séparatrice minimalement de 3 m des cours d'eau doit être respectée puisque les apports en phosphore sont inférieurs au prélèvement par le maïs-grain (Hilborn et Stone, 2005).

Le scénario B représente, quant à lui, une possibilité élevée de déplacement de phosphore hors de la parcelle et des conséquences négatives pour les eaux de surface (Hilborn et Stone, 2005). Des mesures correctives sont nécessaires afin de réduire le déplacement du phosphore. L'outil indique que toutes les pratiques de conservation du sol et de l'eau nécessaires ainsi qu'un plan de gestion du phosphore doivent être mis en place pour éviter la dégradation de la qualité de l'eau (Hilborn et Stone, 2005). La quantité de phosphore apportée (135 kg P₂O₅/ha) est supérieure au prélèvement par la culture. L'indice-phosphore de l'Ontario mentionne que cet apport en phosphore ne doit pas être appliqué en post-récolte (Hilborn et Stone, 2005).

Bien que deux taux d'érosion du sol aient été considérés au scénario C, les indices-phosphore obtenus sont situés dans le même intervalle de l'outil. Ce scénario représente un risque moyen de déplacement du phosphore hors de la parcelle (Hilborn et Stone, 2005). L'outil mentionne que des conséquences négatives pour les eaux de surface sont à craindre à moins que des mesures correctives soient mises en place. Il indique également que dans les zones situées près des cours d'eau des pratiques de conservation du sol et de l'eau doivent être mises en place ainsi que des pratiques de gestion du phosphore pour réduire les risques de déplacement du phosphore et minimiser la dégradation de la qualité de l'eau (Hilborn et Stone, 2005). Pour ce scénario, l'outil indice-phosphore de l'Ontario indique qu'une distance de retrait, sans épandage, de 60 m des cours d'eau doit être respectée (Hilborn et Stone, 2005).

Au Québec, la distance séparatrice entre un cours d'eau et les zones d'épandage (3 m) est bien inférieure à celle qui est possible de retrouver au Manitoba (jusqu'à 20 m) et en Ontario où la distance peut atteindre 60 m.

La réglementation québécoise peut sembler plus contraignante par rapport aux autres réglementations étudiées, cependant les valeurs de dépôts maximums inscrits aux abaques du REA ne sont pas des recommandations de fertilisation (REA, 2012). Un agronome peut recommander un apport supérieur au dépôt maximum pour une parcelle donnée, en autant, que la charge totale de phosphore ne dépasse pas le cumul des dépôts maximums pour l'ensemble des parcelles considérées au PAEF. Toutefois, l'une des dispositions du REA afin d'atteindre son objectif qui est

d'assurer la protection de l'environnement, particulièrement celle de l'eau et du sol, contre la pollution causée par certaines activités agricoles est de fixer des niveaux de saturation du sol en phosphore que les parcelles ne doivent pas dépasser. Le REA stipule que l'agronome doit, par ses recommandations de fertilisation, faire en sorte que le niveau de saturation du sol en phosphore soit abaissé à une valeur inférieure à 7,6 % pour un sol avec une teneur en argile supérieure à 30 % et à 13,1 % pour un sol avec une teneur en argile égale ou inférieure à 30 % et qu'il soit maintenu sous cette valeur. Le REA ne précise pas les moyens pour faire en sorte d'abaisser et de maintenir sous les seuils réglementaires le niveau de saturation du sol en phosphore.

L'Ordre des agronomes du Québec (OAQ) a publié en juin 2011 un outil d'encadrement en agroenvironnement s'intitulant *Stratégies de fertilisation relatives à l'indice de saturation en phosphore des sols* afin d'orienter ses membres dans leurs recommandations de fertilisation qui doivent respecter l'obligation réglementaire mentionnée précédemment.

4.1.2 Stratégies de fertilisation relatives à l'indice de saturation en phosphore des sols de l'OAQ

Cet outil de l'OAQ mentionne des stratégies de fertilisation que peuvent employer les agronomes afin d'abaisser le niveau de saturation du sol en phosphore sous les seuils réglementaires, et ce, en fonction des types de sol et des cultures (OAQ, 2011). L'un des principaux points forts de ce document est de considérer la valeur critique environnementale de l'ISP pour les sols organiques du Québec, soit lorsque l'ISP₃ dépasse 5 % (CRAAQ, 2010). Cette valeur critique environnementale correspond à environ 105 kg P_{M-3}/ha dans les sols organiques, c'est-à-dire des sols contenant plus de 30 % de matière organique (OAQ, 2011).

Dans les sols organiques exploités en culture maraîchère, l'OAQ préconise qu'aucun apport d'engrais organique ne soit recommandé et que les recommandations de fertilisation de l'agronome doivent se baser sur les recommandations du *Guide de référence en fertilisation*, 2^e édition, du CRAAQ (OAQ, 2011). Lorsque ce sont des grandes cultures qui sont cultivées sur ces sols, l'OAQ recommande à ses membres d'utiliser les recommandations du *Guide de référence en fertilisation*, 2^e édition, pour ces cultures en sol minéral. Il indique également que dans le cadre d'une rotation de trois années et de l'utilisation d'engrais organiques, un dépassement de l'apport annuel prévu aux

grilles de référence en fertilisation est permis, sans toutefois dépasser l'apport de P_2O_5 total permis pour les années de la rotation (OAQ, 2011).

Pour les sols minéraux, le document de l'OAQ mentionne trois stratégies soit une pour la culture de pommes de terre, une pour les cultures maraîchères et la dernière pour les grandes cultures. Pour la culture de pommes de terre, l'OAQ recommande à ses membres d'utiliser les recommandations du *Guide de référence en fertilisation*, 2^e édition. Les grilles de référence en fertilisation sont aussi recommandées pour les cultures maraîchères (OAQ, 2011). Toutefois, l'OAQ mentionne que dans le cadre d'une rotation de trois années et de l'utilisation d'engrais organiques, un dépassement de l'apport annuel prévu aux grilles de référence en fertilisation est permis, sans toutefois dépasser l'apport de P_2O_5 total permis pour les années de la rotation. Lorsque des grandes cultures sont cultivées sur ces sols, l'OAQ fait deux recommandations dépendamment du type d'engrais utilisé. Lorsqu'il y aura seulement des engrais minéraux qui seront utilisés, l'agronome devra utiliser les recommandations du *Guide de référence en fertilisation*, 2^e édition (OAQ, 2011). Lorsque des engrais organiques sont utilisés, l'OAQ mentionne que l'agronome devra recommander un apport annuel maximum de 45 kg P_2O_5 total/ha (OAQ, 2011). Toutefois, l'OAQ indique que dans le cadre d'une rotation de trois ans, un dépassement de l'apport annuel de 45 kg de P_2O_5 total/ha est permis, sans dépasser un apport total de 135 kg de P_2O_5 total/ha sur les trois années.

L'apport de 45 kg de P_2O_5 total/ha annuellement est tiré d'une étude qui a évalué les effets à long terme (8 années) d'application de phosphore sur les rendements de cultures commerciales, sur l'évolution des teneurs, de la saturation et de la solubilité du phosphore dans deux sols saturés en phosphore (Giroux et Royer, 2007). Cette valeur correspond à la moyenne des exportations par les récoltes de deux cycles de la rotation des cultures (maïs-grain, maïs-grain, soya et blé) de l'étude, réalisée à Saint-Hyacinthe. Lors de cette étude, trois doses de phosphore ont été étudiées (0, 30 et 60 kg P_2O_5 /ha/an), et ce, pour les deux sols.

L'un de ces sols appartient à la série de sol Du contour et sa teneur initiale en phosphore, au début de l'étude (1996), était en moyenne de 394 kg P_{M-3} /ha (Giroux et Royer, 2007). L'autre sol est du sol Sainte-Rosalie et sa teneur initiale en phosphore était en moyenne de 354 kg P_{M-3} /ha (Giroux et Royer, 2007). Ces deux sols, ayant moins de 30 % d'argile, avaient des niveaux de saturation du sol en phosphore variant de 21,2 à 24,1 % au début de l'étude (Giroux et Royer, 2007). À la fin de l'expérience, le niveau de saturation des sols dépassait encore le seuil réglementaire (13,1 %) mais

une diminution a été observée : les niveaux de saturation varient entre 13,8 et 18,4 % (Giroux et Royer, 2007).

Les auteurs de cette étude indiquent que dans ces sols la rétroversion des phosphates est active et qu'elle a contribué à la diminution du phosphore biodisponible. La rétroversion est un phénomène pendant lequel les phosphates adsorbés ou précipités évoluent sur le plan chimique vers des formes de plus en plus stables (Giroux et Royer, 2007). Ainsi cette évolution rend de moins en moins disponible le phosphore résiduel des engrais (Giroux et Royer, 2007).

Les auteurs estiment à partir des taux annuels de réduction de la saturation en phosphore du sol Du Contour que le temps nécessaire pour atteindre le seuil de saturation en phosphore de 13,1 % est de 10 ans pour la dose de 0 kg P₂O₅/ha/an, 12 ans pour la dose de 30 kg P₂O₅/ha/an et de 14 ans pour la dose de 60 kg P₂O₅/ha/an (Giroux et Royer, 2007). Pour le sol de Sainte-Rosalie, le temps nécessaire estimé à partir des données de l'étude pour atteindre ce seuil est de 8 ans pour la dose de 0 kg P₂O₅/ha/an, 10 ans pour la dose de 30 kg P₂O₅/ha/an et de 14 ans pour la dose de 60 kg P₂O₅/ha/an (Giroux et Royer, 2007). Toutefois, les données des années 7 et 8 pour la dose de 60 kg P₂O₅/ha/an dans le sol Sainte-Rosalie démontrent une augmentation du niveau de saturation du sol en phosphore après la baisse survenue entre les années 1 à 6 de l'étude (Giroux et Royer, 2007).

Les trois traitements de phosphore de cette étude n'ont pas eu d'effet significatif sur les rendements des cultures. Les auteurs mentionnent que la teneur élevée des sols en phosphore Mehlich-3 explique ce résultat puisque les teneurs en phosphore des sols étaient suffisantes pour combler tous les besoins en phosphore des cultures pendant les huit années de l'étude (Giroux et Royer, 2007).

L'OAQ fait également référence dans cet outil d'encadrement à une étude de longue durée (15 ans) pendant laquelle l'apport annuel de 80 kg P₂O₅/ha d'un engrais minéraux phosphaté pour fertiliser le maïs suivi d'une culture de soya, sans fertilisation, conduit à une réduction progressive du phosphore, extrait selon la méthode Mellich-3, des sols au cours de l'étude (Messiga, 2010). Toutefois, les sols de cette étude ne sont pas saturés en phosphore selon la définition du REA. L'étude a été réalisée à la station de recherche d'Agriculture et Agroalimentaire Canada de l'Acadie, région de Montréal, et le sol est un loam sableux argileux de la série de Saint-Blaise (Messiga, 2010). La teneur en phosphore du sol au début de l'étude (1992) était de 135 kg P_{M-3}/ha et la saturation en phosphore était de 4,3 % (Messiga, 2010). En 2002, la saturation en phosphore pour

le traitement recevant 80 kg P₂O₅/ha aux deux ans atteignait 5,06 % pour le sol labouré et 8,24 % pour le semis direct et en 2008 la saturation en phosphore était respectivement de 3,17 et 5,78 % (Messiga, 2010). Messiga mentionne qu'une explication possible quant à la baisse de la teneur en phosphore des sols recevant 80 kg P₂O₅/ha aux deux ans est la perte de phosphore par le ruissellement ou par la lixiviation (Messiga, 2010). Tout comme dans l'étude de Giroux et Royer (2007), les exportations de phosphore vers le milieu aquatique n'ont pas été évaluées.

Étant donné que l'évolution de la teneur en phosphore biodisponible et de la saturation en phosphore dépend des quantités apportées, des exportations de phosphore, de la teneur initiale en phosphore biodisponible et de la fixation du phosphore liée à la nature pédologique et physicochimique des sols (Giroux et autres, 2002b), il est peu probable qu'un apport de 45 kg de P₂O₅ total/ha annuellement, tel que préconisé par l'OAQ, puisse être adéquat pour l'ensemble des sols québécois. Les rotations de culture ainsi que leurs rendements diffèrent d'une région à l'autre et conséquemment les exportations des cultures.

Concernant l'apport total de 135 kg de P₂O₅ total/ha sur trois années provenant d'engrais organique que l'OAQ indique dans son document, les études de Giroux et Royer (2007) et de Messiga (2010) ne font pas mention d'un apport aussi important. Il est probable que cette valeur a été inscrite afin de permettre à des agronomes de recommander les doses applicables par les vieux épandeurs à fumier solide dont le mécanisme ne permet pas l'application de dose réduite, et ce, en considérant la concentration élevée en phosphore de certains fumiers solides, tels que les fumiers de volailles.

Comme il a été mentionné dans le premier chapitre, le comportement du phosphore dans les sols agricoles est complexe et plusieurs facteurs interviennent. Il aurait été intéressant que l'étude de Giroux et Royer (2007) se poursuive sur le nombre d'année estimé par les auteurs pour chacun des sols et des traitements afin que le niveau de saturation en phosphore des sols soit ramené sous les seuils du REA. Ainsi, l'étude aurait pu démontrer si le taux annuel de réduction de la saturation en phosphore des sols est stable tout au long des années estimées.

Il serait aussi intéressant que des travaux de recherche s'effectuent sur des sols saturés en phosphore afin de mieux définir le devenir du phosphore appliqué sur ces sols et de suivre la teneur en phosphore des sols, la saturation en phosphore, mais aussi de l'exportation du phosphore hors du profil de sol (ruissellement, érosion, lessivage, lixiviation et sortie par le système de drainage). En

effet, comme il a été mentionné au premier chapitre la concentration en phosphore dissous dans les eaux de ruissellement augmente de $17,8 \mu\text{g L}^{-1}$ à chaque augmentation de un pourcent du niveau de saturation du sol en phosphore (Giroux et autres, 2008). Le phosphore réactif dissous, entièrement biodisponible, dans les eaux de ruissellement augmente également avec l'accroissement des niveaux de saturation du sol en phosphore (Giroux et autres, 2008). De plus, étant donné que la texture du sol intervient dans le comportement du phosphore dans le sol, une telle étude devrait se dérouler autant sur des sols ayant au moins 30 % d'argile que des sols en ayant moins que 30 %. Cette étude pourrait également analyser les effets d'un apport important de phosphore, par exemple $135 \text{ kg P}_2\text{O}_5/\text{ha}$, sur la qualité de l'eau des cours d'eau.

4.2 Modifications aux pratiques agricoles

Comme il a été mentionné précédemment, l'exportation du phosphore vers les cours d'eau nécessite une interaction avec les facteurs source et transport du phosphore. Afin de diminuer la contamination des eaux par le phosphore, la modification des pratiques agricoles est l'option la plus directe puisqu'il est pratiquement impossible de modifier le régime hydrologique d'un bassin versant ou les propriétés des sols (Frossard et autres, 2004).

Les différentes solutions ont été évaluées à partir d'une grille de critères. Le détail de ces critères se trouve à l'annexe 2 du présent document. Le tableau 4.2 présente donc l'évaluation des solutions à partir de cette grille.

4.2.1 Fertilisation

Le *Guide de référence en fertilisation*, 2^e édition, du CRAAQ indique que lorsque les valeurs critiques environnementales des indices de saturation des sols en phosphore sont dépassées, les recommandations de fertilisation en phosphore ne devraient pas excéder les exportations par les récoltes. Giroux et Royer (2006) indiquent que dans une perspective de gestion des éléments nutritifs, prévenir la contamination de l'eau et optimiser la valeur fertilisante des engrais sont deux objectifs complémentaires qu'il faut viser. Ils mentionnent également qu'un contrôle à long terme de l'enrichissement des sols en phosphore doit être appliqué (Giroux et Royer, 2006).

Tableau 4.2 : Évaluation des solutions

Solutions	Faisabilité technique			Acceptabilité par les acteurs			Coût			Efficacité de la solution			Total
	Rang	Poids	Résultat	Rang	Poids	Résultat	Rang	Poids	Résultat	Rang	Poids	Résultat	
Fertilisation													
Aucun apport en phosphore	3	40	120	1	30	30	1	20	20	2	10	20	190
Apports en phosphore moindres que les exportations annuelles des cultures	4	40	160	3	30	90	2	20	40	1	10	10	300
Mesures d'atténuation													
Travail réduit du sol	4	40	160	3	30	90	4	20	80	1	10	10	340
Culture intercalaire	3	40	120	2	30	60	4	20	80	1	10	10	270
Interdiction d'épandage de déjections animales liquides sur des sols saturés d'eau	4	40	160	4	30	120	4	20	80	2	10	20	380
Interdiction d'épandage de déjections animales liquides sur des sols présentant des fentes de retrait	3	40	120	2	30	60	3	20	60	2	10	20	260
Augmentation de la largeur de la bande riveraine	3	40	120	2	30	60	2	20	40	1	10	10	230
Structure de captage à la confluence des fossés et cours d'eau	2	40	80	3	30	90	2	20	40	1	10	10	220

Comme observé dans l'étude de Giroux et Royer (2007), l'application de phosphore sur des sols riches ne fait pas augmenter le rendement des cultures. Les grilles de référence en fertilisation de l'Ontario et du Québec reflètent cette réalité. Aucun apport de phosphore n'est recommandé dans la classe de sol la plus riche (MAAARO, 2009 et CRAAQ, 2010). L'apport de phosphore sur les sols très riches pourrait même diminuer les rendements ou nuire à la qualité de la récolte, et ce, peu importe que le phosphore provienne d'engrais minéraux, de compost, de déjections animales ou de matières résiduelles fertilisantes (MAAARO, 2009). La présence en excès dans le sol de phosphore peut réduire l'absorption du zinc et causer des problèmes de carence aux cultures (Conseil des productions végétales du Québec inc. (CPVQ), 2000). Les cultures qui sont implantées sur des sols saturés n'ont pas besoin d'apports en phosphore puisque les sols en contiennent suffisamment pour répondre à leur besoin.

Une première solution consiste à interdire l'épandage de phosphore, peu importe la provenance, sur les sols dont le niveau de saturation en phosphore du sol a atteint ou dépassé les niveaux inscrits au REA puisque ces sols sont suffisamment riches en phosphore pour supporter les cultures. Au niveau de la faisabilité technique, il a été estimé que les ressources ne sont pas facilement accessibles et disponibles puisque cette interdiction obligera les exploitations agricoles possédant des élevages à trouver de nouvelles parcelles. L'acceptabilité par les acteurs ne sera pas facile et cette solution risque d'être refusée pratiquement en totalité. Étant donné que de nouvelles parcelles soient nécessaires afin de disposer des déjections animales qui ne peuvent plus être épandues sur les terres saturées en phosphore, le coût estimé a été évalué comme étant élevé. Parmi les coûts, il y a l'acquisition de terre, soit en propriété, en location ou en entente d'épandage, mais aussi les frais d'épandage puisque ceux-ci risquent d'augmenter en raison de l'éloignement des parcelles et du coût de la main-d'œuvre. Au niveau de l'efficacité de la solution, il faut se rappeler que la teneur en phosphore du sol est l'un des principaux facteurs source qui a une influence sur le phosphore biodisponible qui est exporté vers les cours d'eau (Beaudin et autres, 2008a). Alors, même sans épandage de phosphore, les sols saturés en phosphore sont sujets à participer davantage à l'exportation du phosphore vers les cours d'eau que les autres sols. Comme mentionné au premier chapitre, l'épandage de déjections animales, des fertilisants organiques, en surface du sol contribue significativement à l'augmentation des charges solubles de phosphore, majoritairement biodisponibles (Beaudin et autres, 2008b). Ainsi, en interdisant l'épandage de toutes sources de phosphore sur des sols saturés en phosphore, il est estimé que l'efficacité de la solution serait moyennement faible puisqu'elle minimise la quantité de phosphore qui peut être déplacé vers les

cours d'eau en n'ajoutant pas de phosphore sur des sols saturés en phosphore. Toutefois, il est important de souligner qu'aucune étude consultée n'a évalué séparément la contribution individuelle des différents facteurs qui interagissent dans l'exportation du phosphore hors du profil du sol.

Une autre solution serait d'apporter une quantité de phosphore inférieure à l'exportation de la plante cultivée sur la parcelle saturée en phosphore. Du point de vue de la faisabilité technique, cette solution est facile d'implantation et d'application et les ressources sont facilement accessibles et disponibles. Cette solution est plus contraignante particulièrement pour les exploitants agricoles qui épandent des fumiers de volaille puisqu'ils devront acquérir un épandeur de précision. Ce type d'épandeur permet d'épandre de faible dose de fumier et conséquemment il permet d'appliquer des quantités de phosphore inférieures aux exportations par les récoltes. Le coût estimé pour cette solution est moyennement élevé puisque l'acquisition d'un épandeur de précision sera nécessaire pour certains producteurs. Au niveau de l'acceptabilité par les acteurs, il est estimé qu'environ 50 % d'entre eux adopteront cette solution. Au niveau de l'efficacité de la solution, il a été considéré que cette solution ne réglerait qu'une faible proportion du problème. Le bilan des apports en phosphore provenant de la fertilisation est bien un facteur source du phosphore, mais il n'est pas le seul. La richesse ou saturation en phosphore du sol constitue également un facteur source du phosphore.

4.2.2 Mesures d'atténuation

Le sol est une matrice complexe où le comportement du phosphore est difficile à prévoir d'autant plus que son transport est contrôlé par les mouvements de l'eau. Toutefois, certaines pratiques culturales peuvent réduire le ruissellement de l'eau et conséquemment la quantité de phosphore qui se retrouvera dans le milieu aquatique.

Le travail réduit du sol désigne un système de travail du sol moins intensif que le travail conventionnel et qui résulte en une incorporation incomplète des résidus de culture afin d'obtenir une couverture du sol d'au moins 30 % par les résidus (CPVQ, 2000). Une couverture de résidus supérieure à 30 % permet de diminuer les risques d'érosion de 65 % (CPVQ, 2000). Ces résidus de culture participent à diminuer l'énergie cinétique des gouttes d'eau lors des pluies, celles-ci ont alors moins de force pour arracher des particules de sol et créer de l'érosion du sol. Cette pratique est facile d'implantation et d'application et les ressources nécessaires pour son application sont

facilement accessibles et disponibles. Le travail réduit du sol est une pratique qui est connue des producteurs agricoles et elle est de plus en plus utilisée. Il est estimé qu'environ la moitié des exploitants agricoles pourraient l'appliquer. Au niveau des coûts, il a été estimé que cette solution représente des coûts moyennement faibles puisqu'en ne labourant plus les sols, les travaux aratoires sont moins exigeants en carburant. Concernant l'efficacité de la solution, il a été considéré que la mise en place de cette solution ne réglerait qu'une faible proportion du problème.

Une autre pratique qui permet la réduction du ruissellement est l'implantation d'une culture intercalaire entre les rangs des cultures à grands interlignes. En effet, la présence de la culture intercalaire réduit également l'énergie cinétique des gouttes d'eau des précipitations tout en ralentissant l'eau qui ruisselle. Pour la mise en œuvre de cette solution, il est estimé que celle-ci est facile d'implantation et d'application et que les ressources sont facilement accessibles et disponibles. Au niveau de l'acceptabilité par les acteurs, il est considéré que la plupart des acteurs ne l'appliqueront pas. En effet, la culture intercalaire demande plus de soins que la culture d'engrais vert semée à la dérobée après les récoltes (CPVQ, 2000). De plus, la culture intercalaire doit avoir une période de croissance suffisante afin d'assurer un bon développement racinaire et végétatif, toutefois cette période de croissance ne doit pas permettre à la culture intercalaire de prendre le dessus sur la principale culture (CPVQ, 2000). Cette pratique doit donc être bien maîtrisée par les producteurs qui l'utilisent. Concernant les coûts, il a été estimé que ceux-ci sont moyennement faibles. Il y aura bien sûr des coûts pour l'acquisition de l'équipement, mais les cultures intercalaires offrent aussi d'autres avantages. Les légumineuses employées en culture intercalaire fixent de l'azote et le rendent disponible à la culture principale (CPVQ, 2000). Les cultures intercalaires peuvent également améliorer les propriétés du sol. Au niveau de l'efficacité de la solution, il est estimé que sa mise en œuvre participera à régler faiblement la problématique de l'exportation du phosphore vers les cours d'eau.

Étant donné que le phosphore est exporté du profil du sol par le mouvement d'eau, les épandages de déjections animales, particulièrement celles sous forme liquide, devraient être interdits sur les sols saturés d'eau. Au niveau de la faisabilité technique, il est évalué que cette solution est facile d'implantation et d'application et que les ressources sont facilement accessibles et disponibles. Les fenêtres d'interventions pour les travaux aratoires sont assez limitées et c'est pour cette raison que la faisabilité technique n'a pas été évaluée comme étant très facile d'implantation et d'application. Il a été considéré que cette solution sera acceptée par la majorité des exploitants agricoles puisque

les épandages réalisés en conditions humides favorisent la compaction des sols et que cette dernière nuit aux rendements des cultures suivantes. Au niveau des coûts, il a été estimé que ceux-ci seraient faibles puisque cette pratique ne nécessite pas de nouvelle ressource. Concernant l'efficacité de la solution, il a été estimé que sa mise en œuvre aurait une incidence moyennement faible sur les impacts des parcelles saturées en phosphore sur la qualité de l'eau puisque cette solution intègre les facteurs source et transport du phosphore.

Une autre solution touchant les épandages d'engrais organiques liquides est l'interdiction d'épandage sur les sols qui présentent des fentes de retrait puisqu'il s'agit de chemin préférentiel vers les drains. Cette solution est moyennement facile d'implantation et d'application puisque qu'elle restreint les fenêtres d'interventions aratoires et conséquemment les ressources humaines seront davantage occupées et moins disponibles. Cette solution sera refusée en majorité par les exploitants agricoles puisque dans ces conditions le sol offre une bonne capacité portante. Au niveau des coûts, il est estimé que la mise en application de cette solution impliquerait des coûts moyens puisque les ressources humaines seraient moins disponibles. Au niveau de l'efficacité de la solution, il est estimé que sa mise en œuvre aurait une incidence moyennement faible sur la problématique, puisque cette solution fait intervenir les facteurs source et transport du phosphore.

Une autre possibilité afin de diminuer la pression des activités agricoles sur les milieux aquatiques serait d'augmenter les distances séparatrices d'épandage par rapport aux fossés et cours d'eau. L'implantation de bandes riveraines enherbées permet également de capter des particules de sol de l'eau de ruissellement. L'envergure de la mise en œuvre de cette solution fait en sorte qu'il est considéré que sa faisabilité technique est moyennement facile d'implantation et d'application. Au niveau de l'acceptabilité par les acteurs, il est estimé que cette solution sera refusée par la majorité d'entre eux puisqu'ils prendront en compte la diminution de la superficie cultivée. Au niveau des coûts, il est estimé que l'augmentation de la largeur des bandes riveraines représente un coût moyennement élevé puisque ces bandes riveraines devront être aménagées puis entretenues au fil des ans. Au niveau de l'efficacité de la solution, il est estimé que sa mise en œuvre aurait une incidence faible sur la problématique de l'exportation du phosphore vers les cours d'eau.

L'aménagement de structure de captage à la confluence des fossés et de cours d'eau peut participer à réduire la quantité de phosphore retrouvée dans l'eau des cours d'eau puisque ce type d'installation permet la sédimentation des particules de sol. Au niveau de la faisabilité technique,

cette solution est difficile d'implantation et d'application puisqu'elle nécessite plusieurs ressources et que les aménagements doivent être bien conçus afin d'être efficaces. Environ la moitié des exploitants agricoles adopteront cette solution puisqu'elle peut permettre d'améliorer le drainage de certaines parcelles. Concernant les coûts associés à ces aménagements, il est estimé que ceux-ci sont moyennement élevés. Au niveau de l'efficacité de la solution, il est estimé que celle-ci serait faible puisqu'un seul facteur influençant le comportement du phosphore dans le sol est considéré.

Comme il a été mentionné précédemment, le sol est une matrice complexe et l'évaluation des impacts de chacune des mesures d'atténuation sur la qualité de l'eau est difficile à quantifier puisque plusieurs facteurs y interviennent et qu'il est difficile de les isoler.

4.3 Recommandations

Certaines solutions doivent être retenues afin de minimiser l'impact des parcelles saturées en phosphore sur l'eau de surface au Québec. D'un point de vue réglementaire, il serait intéressant que le REA intègre le seuil de saturation en phosphore que les sols organiques ne doivent pas dépasser, soit un ISP_3 de 5 %. En effet, il est connu que la fixation du phosphore dans les sols est moins importante lorsque ceux-ci contiennent plus de 4 % de matière organique (Sarr et autres, 2007).

Aussi, le règlement devrait, au niveau de la fertilisation, interdire l'épandage de déjections animales lorsque les sols sont saturés d'eau, et ce, que les sols aient atteints ou non les seuils réglementaires de saturation du sol en phosphore. De plus, le règlement pourrait être modifié afin de préciser que lorsque les seuils réglementaires de saturation du sol en phosphore sont dépassés, les recommandations annuelles de fertilisation ne doivent pas faire en sorte d'apporter davantage de phosphore que la quantité qui est exportée par les récoltes.

Étant donné que le sol est une matrice complexe et où le comportement du phosphore est influencé par plusieurs facteurs, il n'est pas possible de retenir une seule des solutions mentionnées précédemment. Il serait préférable de combiner certaines de ces solutions. Dépendamment des conditions des parcelles, le choix des solutions à combiner peut varier d'une parcelle à l'autre en fonction, par exemple, de leur texture de sol ou relief. L'outil, indice-phosphore, de l'Ontario constitue un bon exemple afin de considérer différents facteurs, contribuant à l'exportation du phosphore hors du profit du sol, dans une recommandation d'épandage et des mesures d'atténuation

qui doivent y être associées. Des études supplémentaires seront nécessaires afin de mieux cerner le comportement du phosphore dans les sols saturés en phosphore et en considérant les différents facteurs qui l'influencent.

Néanmoins, les pratiques culturales qui diminuent le ruissellement, le principal vecteur de transport du phosphore (Beudet et autres, 2008), doivent être favorisées afin de diminuer l'exportation du phosphore vers les cours d'eau. Le travail réduit du sol et l'implantation de cultures intercalaires sont de telles pratiques.

De plus, des aménagements hydroagricoles devraient également être installés prioritairement dans les zones critiques. Ces zones combinent des facteurs source à des facteurs transport du phosphore. Comme il a été démontré, une faible superficie d'un bassin versant peut être responsable d'une grande part de l'exportation de phosphore dans les eaux de surface. Pour la mise en place de ces aménagements, une collecte de données dans les bassins versants prioritaires devrait être réalisée. Cette collecte permettrait de recenser la situation topographique, hydrologique et pédologique des bassins versants ainsi que le bilan agronomique du phosphore. Les données recueillies permettraient de cibler les zones critiques. Il faudra aussi sensibiliser les différents acteurs du milieu afin d'avoir leur pleine collaboration. La description exacte des aménagements hydroagricoles dépendra des caractéristiques du bassin versant. Il se pourrait que la collecte de données nécessaire afin d'identifier les zones critiques soit éligible au programme Prime-Vert du MAPAQ pour la réalisation d'un diagnostic de bassin versant.

CONCLUSION

En 2000, la Commission sur la gestion de l'eau indiquait dans son rapport que le secteur agricole est celui qui empêche de tirer pleinement profit des investissements consentis pour prévenir et réduire la pollution des cours d'eau (BAPE, 2000). Le risque environnemental du phosphore est relié à l'eutrophisation des eaux de surface et sa dangerosité est évaluée par sa concentration ou sa saturation dans le sol (CRAAQ, 2010). Le REA définit deux niveaux de saturation du sol en phosphore, et ce, pour tenir compte de la texture du sol. Ces niveaux sont 7,6 % pour un sol avec une teneur en argile supérieure à 30 % et 13,1 % pour un sol avec une teneur en argile égale ou inférieure à 30 %.

La gestion du phosphore dans les sols saturés afin d'en diminuer l'impact sur la qualité de l'eau de surface nécessite au préalable une bonne compréhension du comportement du phosphore dans les sols. Le moteur du transport du phosphore dans les sols est l'hydrologie, mais ce transport est également influencé par les pratiques agricoles et les propriétés du sol. Le ruissellement est le principal vecteur de transport du phosphore et il est largement lié aux saisons (Beaudet et autres, 2008). La dominance des exportations de phosphore dans le ruissellement est due principalement aux particules de sol érodées ou aux épandages d'engrais minéraux ou organiques sans incorporation au sol (Giroux et Royer, 2006).

Toutefois, le comportement du phosphore dans les sols est influencé par plusieurs facteurs, tels que la teneur en phosphore, la saturation en phosphore du sol, la texture du sol, le bilan des apports moins les exportations par les récoltes, la localisation de la parcelle dans le bassin versant, le drainage souterrain, le travail du sol et les conditions climatiques. Compte tenu des multiples interactions possibles, il n'a pas été possible d'analyser séparément chacun de ces facteurs quant à leurs impacts sur l'exportation du phosphore d'un sol saturé vers un cours d'eau.

Les réglementations étudiées ont toutes comme objectif de protéger les eaux de surface et pour y parvenir elles encadrent les pratiques d'épandage en limitant les apports par la fertilisation. Toutefois, les dispositions prévues dans ces réglementations sont différentes. Cependant, un concept de base se retrouve d'un règlement à l'autre, soit la délimitation de bande riveraine où l'épandage

n'y est pas permis sauf en Ontario qui prévoit une exception pour l'entretien des plantes la constituant.

L'analyse du cas de la baie Missisquoi a permis de regarder différentes études réalisées sur le territoire de son bassin versant afin de cerner des solutions possibles pouvant réduire les impacts des parcelles saturées en phosphore sur la qualité de l'eau de surface. Toutefois, il n'a pas été possible d'identifier une solution qui pourrait s'appliquer à l'ensemble des parcelles saturées. Néanmoins, les solutions possibles ont été comparées entre elles et certaines semblent plus propices à diminuer les impacts des parcelles saturées sur la qualité des eaux de surface. Parmi ces solutions, il y a :

- interdire les épandages de déjections animales liquides sur des parcelles saturées en eau;
- favoriser le travail réduit du sol;
- favoriser l'implantation de culture intercalaire;
- limiter les apports en phosphore sur une base annuelle à une quantité inférieure à la quantité exportée par la récolte.

Toutefois, la combinaison de plusieurs pratiques favorisera la réduction de l'exportation du phosphore hors du profil du sol et conséquemment une augmentation de la qualité de l'eau de surface. Finalement, des travaux de recherche supplémentaires, réalisés sur des parcelles saturées en phosphore, seraient nécessaires afin de parfaire nos connaissances quant aux déplacements du phosphore, et ce, en considérant les différents facteurs qui l'influencent.

RÉFÉRENCES

- Beaudet, P., Beaudin, I., Michaud, A. et Giroux, M. (2008). *Le transport du phosphore*. Fiche technique n° 3. Québec, Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 11 p.
- Beaudin, I. (2006). *Revue de littérature : La mobilité du phosphore. Version finale*. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 137 p.
- Beaudin, I., Michaud, A., Beaudet, P. et Giroux, M. (2008a). *La mobilité du phosphore : du sol au cours d'eau*. Fiche technique n° 1. Québec, Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 8 p.
- Beaudin, I., Giroux, M., Michaud, A. et Beaudet, P. (2008b). *Les sources, les formes et la gestion du phosphore en milieu agricole*. Fiche technique n° 2. Québec, Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 11 p.
- Beaulieu, R. (s. d.). L'aspect réglementaire en agro-environnement : concepts qui sous-tendent la réglementation et objectifs visés. In Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE). Consultation publique – Le développement durable de la production porcine au Québec. – Documentation déposée. <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/prod-porcine/documents/BIO98-4.pdf> (Page consultée le 16 mars 2013).
- Beck, E., van Bochove, E., Smeltzer, E. et Leblanc, D. (2012). *Groupe d'étude internationale sur la baie Missisquoi – Étude sur les sources critiques de la baie Missisquoi*. Commission mixte internationale Canada et États-Unis, 52 p.
- Blais, S. (2002). La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001. *Agrosol*, Vol. 13, n°2, p. 103-110.
- Boisclair, A. et Johstone, S. (2002). Entente entre le gouvernement du Québec et le gouvernement de l'État du Vermont concernant la réduction du phosphore dans la baie Missisquoi. In MDDEFP – Bassins versants – Bassin versant de la baie Missisquoi. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/entente-phosphore.pdf> (Page consultée le 2 mai 2013).
- Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) (2000). L'eau, ressource à protéger, à partager et à mettre en valeur. Rapport de la Commission sur la gestion de l'eau au Québec. Rapport 142. In BAPE. Rapports des commissions. Rapports – Gestion de l'eau. <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/rapports/publications/eau.htm> (Page consultée le 2 février 2013).
- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ) (2003). Charges fertilisantes des effluents d'élevage – Valeurs références pour la période transitoire – Production laitière. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 3 p.

- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ) (2010). *Guide de référence en fertilisation*. 2^e édition, Québec, Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 473 p.
- Comité mixte sur la gestion du lac Champlain (CMGLC) (2003). Perspectives d'action – Un plan progressif pour l'avenir du bassin du lac Champlain. Québec. Ministère de l'Environnement. 134 p.
- Commission mixte internationale Canada et États-Unis (CMI) (2012). Charges en phosphore dans la baie Missisquoi – Déclaration et rapport aux gouvernements des États-Unis et du Canada sur l'Étude sur les sources critiques de la baie Missisquoi. *In* CMI. <http://www.ijc.org/missisquoibayreport/wp-content/uploads/2012/12/IJC-Report-on-Missisquoi-Bay-final-web-FR.pdf> (Page consultée le 28 avril 2013).
- Conseil des productions végétales du Québec inc. (CPVQ) (2000). Guide des Pratiques de conservation en grandes cultures. Québec, Conseil des productions végétales du Québec inc., Fédération des producteurs de cultures commerciales du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Ministère de l'Environnement et Agriculture et Agroalimentaire Canada, 500 p.
- Corporation bassin versant baie Missisquoi (CBVBM) (2006). Bilan 2000-2005 – Plan d'action concertée de la corporation bassin versant baie Missisquoi. Saint-Armand, Corporation bassin versant baie Missisquoi, 15 p.
- Debailleul, G. et Boutin, D. (s. d.) La sévérité de la réglementation environnementale québécoise dans le domaine des productions animales : mythe ou réalité ? *In* MDDEFP. Milieu agricole - Rapports d'études. http://www.mddefp.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/publications.htm (Page consultée le 15 février 2013).
- Deslandes, J., Michaud, A. et Bonn, F. (2002). Développement et validation d'indicateurs agroenvironnementaux associés aux pertes diffuses de phosphore dans le bassin-versant de la rivière aux Brochets. *Agrosol*, Vol. 13, n°2, p. 111-123.
- Dettwiler, J., Clément, J-P. et Chassot, G. (2006). Fumure et environnement. Commentaire du droit fédéral axé sur la pratique. Connaissance de l'environnement n° 06017. Office fédéral de l'environnement. Berne. 86 p.
- Eilers, W., Mackay, R., Granham, L. et Lefebvre, A. (2010). L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport n° 3. Ottawa, Agriculture et Agroalimentaire Canada, 252 p.
- Financière agricole du Québec (FADQ) (2013). Rendements de référence 2013 en assurance récolte. Direction de la recherche et du développement. Financière agricole du Québec. 44 p.
- Frossard, E., Julien, P., Neyroud, J.-A. et Sinaj, S. (2004). Le phosphore dans les sols. État de la situation en Suisse. Cahier de l'environnement n° 368. *In* Office fédéral de l'environnement (OFEV). Documentation. <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00532/index.html?lang=fr> (Page consultée le 28 février 2013).

- Gangbazo, G. et Babin, F. (2000). Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles. *Vecteur environnement*. vol. 33, n° 4, p. 47-57.
- Giroux, M., Carrier, D. et Beaudet, P. (1996). Problématique et méthode de gestion des charges de phosphore appliquées aux sols agricoles en provenance des engrais de ferme. *Agrosol*, vol. 9, n° 1, p. 36-45.
- Giroux, M., Enright, P., Vézina, L., Royer, R. et Berrouard, A. (2002a). Concentrations et charges d'azote et de phosphore perdues dans les drains souterrains selon les cultures et les modes de fertilisation. *In Cahiers de l'observatoire de la qualité des sols du Québec, cahier n° 2*, Sainte-Foy, Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), 31 p.
- Giroux, M., Cantin, J., Rivest, R. et Tremblay, G. (2002b). L'évolution des teneurs en phosphore dans les sols selon leur fertilisation, leur richesse en phosphore et les types de sol. Colloque sur le phosphore : Une gestion éclairée! Ordre des agronomes du Québec et Association professionnelle des agronomes du Québec. 19 p. *In Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE). Consultation publique – Le développement durable de la production porcine au Québec. – Documentation déposée.* <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/prod-porcine/documents/BIO98-6.pdf> (Page consultée le 29 juin 2013).
- Giroux, M. et Royer, R. (2006). Influence des modes de fertilisation sur les pertes d'éléments nutritifs dans les drains agricoles sous le maïs-grain, l'orge et le canola. *In Cahiers de l'observatoire de la qualité des sols du Québec, cahier n° 6*, Sainte-Foy, Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), 84 p.
- Giroux, M. et Royer, R. (2007). Effets à long terme des applications de phosphore sur les rendements, l'évolution des teneurs, de la saturation et de la solubilité du phosphore dans deux sols très riches. *Agrosolution*, vol. 18, n° 1, p. 17-24.
- Giroux, M., Duchemin, M., Michaud, A. R., Beaudin, I., Landry, C., Enright, P., Madramootoo, C. A. et Laverdière, M. R. (2008). Relation entre les concentrations en phosphore particulaire et dissous dans les eaux de ruissellement et les teneurs en P total et assimilable des sols pour différentes cultures. *Agrosolutions*, Vol. 19, n° 1. p. 4-14.
- Hegman, W., Wang, D. and Borer, C. (1999). Estimation of Lake Champlain basin-wide phosphorus export. Lake Champlain Basin Programm. Technical report n° 31. 81 p.
- Helmets, M.J., Eisenhauer, D.E., Franti, T.G. and Dosskey, M.G. (2005). Modeling sediment trapping in a vegetation filter accounting for converging overland flow. *Transactions of American Society of Agricultural Engineers*, Vol. 48, n° 2. p. 541-555.
- Hilborn, D. et Stone, R.P. (2005). Fiche technique – Détermination de l'indice-phosphore dans un champ. *In MAAO.* <http://www.omafr.gov.on.ca/french/engineer/facts/05-068.htm> (Page consultée le 23 juin 2013).
- Johnston, S. (2006). Fiche technique – Explications des termes définis dans la Loi de 2002 sur la gestion des éléments nutritifs. *In MAAO.*

- <http://www.omafra.gov.on.ca/french/engineer/facts/06-026.pdf> (Page consultée le 30 mars 2013).
- Kohler, F. (2008). Agriculture suisse – Statistique de poche 2008. Office fédéral de la statistique. Neuchâtel. 35 p.
- La Presse Canadienne (2011). Algues bleues : trois villes touchées en Montérégie. *In* La Presse. <http://www.lapresse.ca/environnement/pollution/201107/16/01-4418527-algues-bleues-trois-villes-touchees-en-monteregie.php> (Page consultée le 8 juin 2013).
- Lobb, D.A., Li, S. et McConkey, B.G. (2010). Érosion du sol. *In* Eilers, W., Mackay, R., Granham, L. et Lefebvre, A. L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport n° 3. (chap. 8, p.52-60). Ottawa, Agriculture et Agroalimentaire Canada.
- Majorel, M., Schott, N. et Olivaux, T. Larousse (2002). *Larousse agricole : Le monde paysan au XXI^e siècle*. Paris, Larousse et La France agricole. 768 p.
- Manitoba (s. d.). Soil nitrate-nitrogen limits and phosphorus thresholds. *In* Gestion des ressources hydrique Manitoba – Règlement sur la gestion des nutriants. <http://www.gov.mb.ca/waterstewardship/wqmqz/limitsandthresholds.pdf> (Page consultée le 4 avril 2013).
- Manitoba (2008). *Règlement sur la gestion des nutriants*. c. W65 de la C.P.L.M.
- Manitoba (2013a). Règlement sur la gestion des nutriants. *In* Gestion des ressources hydrique Manitoba. <http://www.gov.mb.ca/waterstewardship/wqmqz/index.fr.html> (Page consultée le 30 janvier 2013).
- Manitoba (2013b). Synopsis du règlement. *In* Gestion des ressources hydrique Manitoba – Manitoba, Permis, règlements et politique. <http://www.gov.mb.ca/waterstewardship/wqmqz/synopsisofregulation.fr.html> (Page consultée le 30 janvier 2013).
- Messiga, A.J. (2010). *Transferts du phosphore dans les sols de grandes cultures*. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, 217 p.
- Michaud, A.R., Lauzier, R. et Laverdière, M.R. (2005). Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : Étude de cas du ruisseau au Castor, tributaire de la rivière Aux Brochets, Québec. *Agrosol*, Vol. 16, n°1, p. 47-60.
- Michaud, A.R., Giroux, M., Beaudin, I., Desjardins, J., Gagné, G., Duchemin, M., Deslandes, J., Landry, C., Beudet, P. et Lagacé, J. (2008). ODEP; un Outil de diagnostic des exportations de phosphore. Projet « Gestion du risque associé aux facteurs source et transport du phosphore des sols cultivés au Québec » Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA) et Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec.

- Michaud, A., Poirier, S.-C., Lauzier, R., Desjardins, J., Grenier, M. et Saint-Laurent, I. (2009). Évaluation des exportations de surface et souterraines de phosphore en sol drainé. Rapport final de projet. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA) et ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), Québec, 39 p.
- Mimeault, M. (2011). Suivi environnemental des eaux du bassin versant de la baie Missisquoi – Séance d'information de la Commission mixte internationale à Saint-Armand. MDDEP. 12 p.
- Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario (MAAARO) (2009). Guide agronomique des grandes cultures – Publication 811F. Toronto, ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales, 306 p.
- Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario (MAAO) (2003). Loi sur la gestion des éléments nutritifs et épandage des biosolides. *In* MAAO. http://www.omafra.gov.on.ca/french/crops/field/news/croptalk/2003/ct_1103a3.htm (Page consultée le 4 avril 2013).
- Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario (MAAO) (2013a). Protocole d'échantillonnage et d'analyse dans le cadre du Règlement de l'Ontario 267/03, pris en application de la Loi de 2002 sur la gestion des éléments nutritifs – Introduction. *In* MAAO. http://www.omafra.gov.on.ca/french/nm/regs/sampro/sampro01_09.htm (Page consultée le 4 avril 2013).
- Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario (MAAO) (2013b). Protocole de gestion des éléments nutritifs dans le cadre du Règlement de l'Ontario 267/03, pris en application de la Loi de 2002 sur la gestion des éléments nutritifs – Partie 7 : Plans de gestion des éléments nutritifs (PGEN), *In* MAAO. http://www.omafra.gov.on.ca/french/nm/regs/nmpro/nmpro07_09.htm (Page consultée le 5 avril 2013).
- Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) (2013). Prime-Vert, programme d'appui en agroenvironnement 2013-2018. Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 16 p.
- Ministère de l'Environnement (MENV) (2003). Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec. *In* MDDEFP. Milieu agricole – Rapports d'étude. http://www.mddefp.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/synthese-info/synthese-info-enviro-agricole.pdf (Page consultée le 2 février 2013).
- Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) (2013). *Algues bleu-vert*. *In* MSSS. Santé environnementale – Eau. http://www.msss.gouv.qc.ca/sujets/santepub/environnement/index.php?algues_bleu-vert (Page consultée le 3 mars 2013).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2002a). La gestion de l'eau au Québec. *In* MDDEFP. Eau. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/consultation/> (Page consultée le 2 février 2013).

- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2002b). Foire aux questions – Le Règlement sur les exploitations agricoles. *In* MDDEFP. Milieu agricole - Réglementation. http://www.mddefp.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/faq.htm (Page consultée le 14 janvier 2013).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2002c). Réglementation. *In* MDDEFP. Milieu agricole - Réglementation. http://www.mddefp.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/index.htm (Page consultée le 17 mars 2013).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2002d). Bassin versant de la baie Missisquoi. *In* MDDEFP. Eau – Bassins versants – Liste des bassins versants. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/> (Page consultée le 27 avril 2013).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2013). Guide de référence du Règlement sur les exploitations agricoles (L.R.Q., C. Q-2, R.26). Direction du secteur agricole et pesticides. MDDEFP. 136 p.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2005). Capacité de support des activités agricoles par les rivières : le cas du phosphore total. *In* MDDEFP. Eau. Bassins versants – Documents d'encadrement. <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/capacite-phosphore.pdf> (Page consultée le 5 février 2013).
- Ontario (2012). *Règlement de l'Ontario 267/03*. In Service Ontario – Lois-en-ligne. http://www.e-laws.gov.on.ca/html/regs/french/elaws_regs_030267_f.htm (Page consultée le 30 mars 2013).
- Ordre des agronomes du Québec (OAQ) (2011). Stratégies de fertilisation relatives à l'indice de saturation en phosphore des sols. OAQ, 5 p.
- Organisation de Coopération et de Développement Économique (OCDE) (2007). Examens environnementaux de l'OCDE – Suisse. Les Éditions de l'OCDE, Paris, 260 p.
- Organisme de bassin versant de la baie Missisquoi (OBVBM) (2011). Le diagnostic du bassin versant de la baie Missisquoi. *In* OBVBM – Plan directeur de l'eau. <http://www.obvbm.org/pde> (Page consultée le 31 mai 2013).
- Organisme de bassin versant de la baie Missisquoi (OBVBM) (2013). Le territoire du bassin versant de la baie Missisquoi. *In* OBVBM – Territoire. <http://www.obvbm.org/territoire> (Page consultée le 28 avril 2013).
- Parent, L.-É., Pellerin, A. et Khiari, L. (s. d.). Le flux et la dynamique du phosphore dans les sols agricoles québécois. *In* Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE). Consultation publique – Le développement durable de la production porcine au Québec. – Documentation déposée. <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/prod-porcine/documents/BIO98-6.pdf> (Page consultée le 23 février 2013).

- Pataki, G.E., Douglas, J. et Charest, J. (2003). Entente sur la coopération en matière d'environnement relativement à la gestion du lac Champlain entre le gouvernement du Québec, l'état de New York et l'état de Vermont. *In* MDDEFP – Bassins versants – Bassin versant de la baie Missisquoi <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/entente-lacChamplain.pdf> (Page consultée le 3 mai 2013).
- Patoine, M. et Simoneau, M. (2002). Impacts de l'agriculture intensive sur la qualité de l'eau des rivières au Québec. *Vecteur environnement*. vol. 35, n° 35, p. 61-66.
- Pellerin, A., Parent, L.-É., Fortin, J., Tremblay, C., Khiari, L. and Giroux, M. (2006). Environmental Mehlich-III soil phosphorus saturation indices for Quebec acid to near neutral mineral soils varying in texture and genesis. *Canadian Journal of Soil Science*. vol. 86, n° 4, p. 711-723.
- Quinton, J. N., Catt, J. A. and Hess, T. M. (2001). The selective removal of phosphorus from soil: is event size important ? *Journal of Environmental Quality*, vol. 30, p. 538-545.
- Règlement sur les exploitations agricoles (REA) (2012). L.R.Q., c. Q-2. In* Les Publications du Québec. Produits en ligne - Lois et règlements. http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R26.HTM (Page consultée le 10 février 2013).
- Reid, K. (2006). Fiche technique – Échantillonnage et analyse de sol dans le cadre de la gestion des éléments nutritifs. *In* MAAO. <http://www.omafra.gov.on.ca/french/engineer/facts/06-032.pdf> (Page consultée le 4 avril 2013).
- Richardson, A. E., Hadoras, P. A. and Hayes, J. E. (2001). Extracellular secretion of *Aspergillus* phytase from *Arabidopsis* roots enable plants to obtain phosphorus from phytate. *The Plant Journal*, vol. 25, n° 6, p. 641-649.
- Sarr, J.B., Giroux, M., Michaud, A.R. et Aurousseau, P. (2007). Comparaisons de diverses méthodes d'évaluation de la saturation et de la solubilité du phosphore dans des sols de Bretagne (France) à des fins agroenvironnementales. *Agrosolutions*, vol. 18, n°1, pages 4-11.
- Simoneau, M. (2007). État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la baie Missisquoi : faits saillants 2001-2004. Québec. ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 18 p.
- Sinaj, S., Charles, R., Richner, W. et Flisch, R. (2009). Données de base pour la fumure des grandes cultures et herbages 09 (DBF-GCH/09) – Journée d'information, Changins. Département fédéral de l'économie. 31 p.
- Statistique Canada, (2013). Tableau 001-0010 – Estimation de la superficie, du rendement, de la production et du prix moyen à la ferme des principales grandes cultures, en unités métriques. *In* Statistique Canada. CANSIM. <http://www5.statcan.gc.ca/cansim/a47> (Page consultée le 22 juin 2013).

- Suisse (1983). Loi fédérale du 7 octobre 1983 sur la protection de l'environnement (Loi sur la protection de l'environnement, LPE). RS 814.01.
- Suisse (1991). Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux). RS 814.20.
- Suisse (2005). Ordonnance du 18 mai 2005 sur la réduction des risques liés à l'utilisation de substances, de préparations et d'objets particulièrement dangereux (Ordonnance sur la réduction des risques liés aux produits chimiques, ORRChim). RS 814.81.
- Suisse (2012). Éléments fertilisants et utilisation des engrais dans l'agriculture – Un module de l'aide à l'exécution pour la protection de l'environnement dans l'agriculture. Berne. Office fédéral de l'environnement et Office fédéral de l'agriculture. 63 p.
- Tran, T. S. et Giroux, M. (1987). Disponibilité du phosphore dans les sols neutres et calcaires du Québec en relation avec leurs caractéristiques chimiques et physiques. *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 67, n° 1, p. 1-16.
- van Bochove, E., Thériault, G., Denault, J.T., Dechmi, F., Rousseau, A.N. et Allaire, S.E. (2010). Phosphore. *In* Eilers, W., Mackay, R., Granham, L. et Lefebvre, A. L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport n° 3. (chap. 13, p.95-101). Ottawa, Agriculture et Agroalimentaire Canada.
- Winchell, M., Meals, D., Folle, S., Moore, J., Braun, D., DeLeo, C. and Budreski, K. (2011). Identification of critical source areas of phosphorus within the Vermont sector of Missisquoi bay basin – Final projet. Lake Champlain Basin Program. 242 p.

BIBLIOGRAPHIE

- Abdi, D. (2010). *Évolution des indicateurs de fertilité et de risque environnemental liés au P dans les sols minéraux et organiques du Québec soumis à la fertilisation phosphatée*. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, Québec, 79 p.
- Chevassus-au-Louis, B., Andral, B., Feminas, A., et Bouvier, M. (2012). *Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération des macroalgues vertes – Application à la situation de la Bretagne et proposition*. Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement de la France, 147 p.

ANNEXE 1 – ABAQUES DU REA (REA, 2012)

Abaques de dépôts maximums annuels pour l'ensemble des matières fertilisantes utilisées sur une parcelle de sol selon la culture qui y est pratiquée et exprimés en kilogrammes de phosphore (P₂O₅) total par hectare

Maïs

Teneur en phosphore (kg P/ha)	% de saturation en phosphore (P/Al)	Rendement des cultures (TM/ha à 15 % d'humidité)		
		< 7	7 à 9	> 9
0 - 30	-	140	150	160
31 - 60	-	130	140	150
61 - 90	-	120	130	140
91 - 120	-	110	120	130
121 - 150	-	100	110	120
151 - 250	< 5	90	100	110
	5 à 10	75	85	95
	> 10	50	60	70
	≤ 10	65	75	85
251 - 500	> 10	50	60	70
501 et +	-	40	50	60

Céréales (avoine, blé, orge) et soya

Prairies et pâturage

Teneur en phosphore (kg P/ha)	% de saturation en phosphore (P/Al)	Rendement des cultures (TM/ha à 15 % d'humidité)		
		< 2,5 ¹	2,5 à 3,5 ¹	> 3,5 ¹
		< 5 ²	5 à 7 ²	> 7 ²
0 - 30	-	120	130	140
31 - 60	-	110	120	130
61 - 90	-	100	110	120
91 - 120	-	90	100	110
121 - 150	-	80	90	100
151 - 250	< 5	70	80	90
	5 à 10	55	65	75
	> 10	30	40	50
251 - 500	≤ 10	45	55	65
	> 10	30	40	50
501 et +	-	20	30	40

¹ Cette ligne de rendement renvoie aux céréales et au soya.

² Cette ligne de rendement renvoie aux prairies et pâturage

ANNEXE 2 – DESCRIPTION DE LA GRILLE DE CRITÈRES

Critères de sélection

Afin de comparer et de retenir des solutions possibles un choix de critères s'impose. Ceux-ci auront comme objectif de trouver les meilleures solutions afin de réduire l'impact des parcelles saturées en phosphore sur l'eau de surface au Québec.

1 DESCRIPTION DES CRITÈRES RETENUS

1.1 Critère 1 – Faisabilité technique

Description

Ce critère est appuyé par deux aspects : la disponibilité des ressources et la complexité d'application. Pour le premier aspect, il est important de vérifier quelles sont les disponibilités des ressources pour pouvoir appliquer une solution. Ces ressources peuvent être humaines ou matérielles. Le deuxième aspect vise à considérer l'envergure de la mise en œuvre de la solution.

Priorisation du critère

Ce critère est le premier en termes d'importance dans la grille décision avec un poids de 40 points puisqu'il est considéré essentiel pour que les solutions qui seront retenues soient réalisables.

1.2 Critère 2 – Acceptabilité par les acteurs

Description

Pour ce critère deux variables sont prises en considération : l'acceptation du concept de la solution et l'engagement des acteurs à passer à l'action. La première variable sert à évaluer le positionnement des principaux intervenants touchés par la solution et vise à identifier les solutions qui offrent moins de risque de refus quant à leur application. La deuxième variable est complémentaire à la première puisque les acteurs ne doivent pas seulement accepter la solution acceptée mais aussi ils doivent la mettre en application.

Priorisation du critère

Ce critère vaut 30 points dans la grille de décision puisqu'il constitue un élément important à considérer puisque c'est le seul critère qui tient compte des acteurs.

1.3 Critère 3 - Coût

Description

Ce critère a été choisi afin de donner un ordre de grandeur du coût relié à la réalisation des solutions proposées. L'échelle de ce critère a été divisée en cinq catégories : faible (\$), moyennement faible (\$\$), moyen (\$\$\$), moyennement élevé (\$\$\$\$) et élevé (\$\$\$\$\$). L'objectif de ce critère n'est pas de chiffrer les solutions mais plutôt d'offrir un outil d'appui pour la prise de décision finale.

Priorisation du critère

Pour ce critère, un poids de 20 points lui a été accordé afin de considérer le coût estimé des solutions proposées. Il a été décrété que la faisabilité technique et l'acceptabilité par les acteurs étaient des critères plus importants afin de diminuer les impacts des parcelles saturées en phosphore sur la qualité des eaux de surface.

1.4 Critère 4 – Efficacité de la solution

Description

Ce dernier critère permet d'analyser l'ensemble des solutions proposées sous l'angle de leur efficacité. Le terme efficacité fait référence aux résultats qui découleront de l'application des solutions sur l'écosystème aquatique et il ne prend pas en considération la rapidité d'exécution de leur mise en place.

Priorisation du critère

Un poids de 10 points a été accordé à ce critère. Bien qu'essentiel, ce critère est celui qui risque d'être le plus difficile à quantifier puisque le comportement du phosphore dans le sol et son exportation vers les cours d'eau dépendent de plusieurs facteurs, tels que la teneur en phosphore du sol, la saturation en phosphore du sol, le bilan des apports moins les exportations, la texture du sol, la localisation de la parcelle, le drainage souterrain, le travail du sol et les conditions climatiques. La répartition des niveaux d'efficacité est faite de manière qualitative puisqu'aucune étude

consultée à quantifier individuellement la contribution de chacun des facteurs contribuant à l'exportation du phosphore hors du profil du sol.

Tableau 1 : Critères de la grille de décision

Rang	Faisabilité technique	Acceptabilité par les acteurs	Coût	Efficacité de la solution
Poids	40	30	20	10
5	Les ressources humaines et matérielles sont très facilement disponibles	La solution est acceptée par tous les acteurs visés	Faible (\$)	Élevée
	La solution est très facile d'implantation et d'application	Les acteurs passeront à l'action		
4	Les ressources humaines et matérielles sont facilement accessibles et disponibles	La solution est acceptée par la majorité des acteurs visés	Moyennement faible (\$\$)	Moyennement élevée
	La solution est facile d'implantation et d'application	La majorité des acteurs passeront à l'action		
3	Les ressources humaines et matérielles ne sont pas facilement accessibles et disponibles	Les acteurs sont indifférents par la solution proposée ou environ 50 % des acteurs l'accepteront	Moyen (\$\$\$)	Moyenne
	La solution est moyennement facile d'implantation et d'application	Environ 50 % des acteurs passeront à l'action		
2	Les ressources humaines et matérielles sont difficilement accessibles et disponibles	La solution sera refusée en majorité par les acteurs	Moyennement élevé (\$\$\$\$)	Moyenne faible
	La solution est difficile d'implantation et d'application	La plupart des acteurs ne passeront pas à l'action		
1	Les ressources humaines et matérielles ne sont pas disponibles	La solution sera refusée pratiquement en totalité	Élevé (\$\$\$\$\$)	Faible
	La solution est très complexe voire impossible d'implantation et d'application	Les acteurs ne passeront pas à l'action		