



Centre de référence en agriculture
et agroalimentaire du Québec

**Revue de littérature
La mobilité du phosphore
Version finale**

**Réalisé par :
Isabelle Beaudin**

Pour le Comité ad hoc Groupe mobilité phosphore

Juillet 2006

Ce projet a été rendu possible grâce au soutien financier des partenaires suivants :

Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC)

Association des fabricants d'engrais du Québec (AFEQ)

Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ)

Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ)

Membres du comité ad Hoc Groupe Mobilité Phosphore du CRAAQ :

Beudet, Pierre	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Giroux, Marcel	Institut de recherche et de développement en agroenvironnement
Mailloux, Alexandre	Coop Fédérée et président du Comité ad hoc Groupe mobilité phosphore
Martin, Yveline	Ordre des agronomes du Québec
Michaud, Aubert	Institut de recherche et de développement en agroenvironnement
Pellerin, Annie	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Rivest, Roger	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Éric Van Bochove	Agriculture et Agroalimentaire Canada

Chargée de projets au groupe de travail

Lagacé, Joanne Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec

Avant-propos

Ce projet est une initiative du Comité ad hoc Groupe mobilité du phosphore (GMP), composé de membres de la Commission *chimie et fertilité des sols* et de la Commission *conservation et gestion des sols* du Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). Cet ouvrage répond aux besoins exprimés par certains membres de l'OAQ et servira à alimenter le GMP dans ses réflexions sur les divers aspects de la problématique de la mobilité du phosphore de source agricole. Celui-ci pourra par la suite évaluer à nouveaux les besoins en termes de connaissances et d'outils et faire part de besoins plus précis.

Cette revue de littérature non exhaustive constitue un premier recensement du sujet et a donc comme but :

- Faire le point sur les connaissances et les outils utilisés par les intervenants québécois en agroenvironnement pour évaluer les risques de transport du phosphore;
- Décrire les mécanismes qui régissent les sources et le transport des différentes formes de phosphore vers le milieu aquatique;
- De répertorier certains travaux de recherche liés à la problématique de la mobilité du phosphore au Québec et dans le monde;
- Répertorier certains outils d'évaluation du risque et de gestion du phosphore;
- Émettre des recommandations.

Glossaire

AFEQ	Association des fabricants d'engrais du Québec
AGNPS	Agricultural Non point Source
CRAAQ	Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec
CSA	Critical Source Area (Aire Source critique)
GMP	Groupe mobilité du phosphore
M3AI	Aluminium extrait par la méthode Mehlich-3
M3P	Phosphore extrait par la méthode Mehlich-3
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDEP	Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs
MS	Matière sèche
P	Phosphore
PALAA	Programme d'Accréditation des Laboratoires d'Analyse Agricole
P-index	Phosphorus index
Pi	Ions orthophosphates
PSA	Partial Source Area (Aire Source Partielle)
SWAT	Soil and Water Assesment Tool
VSA	Variable Source Area (Aire Source Variable)

Table des matières

Avant-propos.....	iii
Glossaire.....	iv
Table des matières.....	v
Liste des tableaux.....	vi
Liste des figures.....	vi
1.0 Introduction.....	1
1.1 Le phosphore; un élément essentiel à la vie.....	1
1.2 Les sources et le cycle du phosphore.....	1
1.3 Vulnérabilité du territoire et mobilité du phosphore des agrosystèmes.....	6
2.0 Les sources de P dans les agroécosystèmes.....	8
2.1 Le phosphore du sol.....	8
2.2 Les apports de phosphore.....	18
3.0 Le transport du P dans les agroécosystèmes.....	24
3.1 Bilan hydrique du Québec et des zones nordiques.....	24
3.2 Contrôle hydrologique de la mobilité du phosphore.....	30
3.3 Influence de la régie des sols et des cultures sur la mobilité du phosphore.....	40
4.0 Connectivité des parcelles au réseau hydrographique.....	44
4.1 Densité de drainage du réseau hydrographique.....	44
4.2 Aménagements hydro-agricoles.....	45
4.2 Rétention et transformation dans le réseau hydrographique.....	55
5.0 Les outils de gestion du risque associé à la mobilité du P.....	61
5.1 Les approches agronomiques.....	61
5.2 Les modèles hydrologiques.....	62
5.3 Indexation des risques de perte de P.....	64
5.3.1 Exemples de quatre IRP.....	69
5.4 Outils de gestion à référence spatiale.....	77
5.5 Autres.....	79
6.0 Le phosphore...où en sommes-nous?.....	81
7.0 Conclusion.....	85
Bibliographie.....	88
Annexe 1 – Revue des exportations de sédiments et de phosphore.....	112
Annexe 2 – Variables des différents IRP recensés.....	114
Annexe 3 – Formulation des IRP du Québec, Pennsylvanie, Vermont et Norvège.....	117
Annexe 4 – Équation de perte de sol USLE, RUSLE, RUSLE-CAN et MUSLE.....	130
Annexe 5 – Méthode USDA SCS-CN.....	132
Annexe 6 – La mobilité du phosphore : où en sommes-nous?.....	134

Liste des tableaux

TABLEAU 2.1 – SOLUTIONS EXTRACTIVES	11
TABLEAU 2.2 – INDICES DE SATURATION DES SOLS EN P	14
TABLEAU 2.3 – SEUILS ENVIRONNEMENTAUX PROPOSÉS AU QUÉBEC ET AILLEURS.....	17
TABLEAU 2.4 – POURCENTAGE DE SATURATION DES SOLS EN PHOSPHORE POUR LA PROVINCE ET LES DIVERSES RÉGIONS ADMINISTRATIVES	20
TABLEAU 4.1 – RÉDUCTION DE RUISSELLEMENT, DE SÉDIMENTS ET DE PHOSPHORE PAR LES BANDES ENHERBÉES	51
TABLEAU 5.1 – L'IRP ORIGINAL DE LEMUNYON ET GILBERT (1993)	66
TABLEAU 5.2 – IRP SÉLECTIONNÉS.....	71

Liste des figures

FIGURE 1.1 – LE CYCLE DU PHOSPHORE (TIRÉ DE BOURQUE, 2005).....	2
FIGURE 1.2 – CYCLE DU P DANS LE SYSTÈME SOL/ENGRAIS/PLANTE	4
FIGURE 3.1 – CYCLE DE L'EAU	25
FIGURE 3.2 – PRÉCIPITATION TOTALE ET TEMPÉRATURE MOYENNE ANNUELLE AU QUÉBEC	25
FIGURE 3.3 – ÉCOULEMENT MOYEN ANNUEL AU CANADA	26

1.0 Introduction

1.1 Le phosphore; un élément essentiel à la vie

Le phosphore (P) est un élément chimique non métallique abondant dans la nature. Il est le onzième constituant de la croûte terrestre (0,12 %) (Bachelier et Bélin, 1997) où il se combine à d'autres éléments pour former un grand nombre de minéraux, tels que les phosphates et les fluorophosphates d'aluminium, de calcium, de fer ou de manganèse. Il est l'un des cinq éléments nutritifs essentiels (carbone, hydrogène, oxygène, azote et phosphore) à la croissance des végétaux.

Dans sa phase solide, le phosphore élémentaire se présente sous trois formes allotropiques : le phosphore blanc, le phosphore rouge et le phosphore noir. Le phosphore blanc est la forme solide élémentaire la plus dangereuse. Très réactive et extrêmement toxique, l'exposition à cette substance peut causer des brûlures, des nausées, des crampes, de la somnolence et mener à la mort (Lenntech, 1998). Toutefois, sa réaction rapide avec l'oxygène fait en sorte que le P blanc est presque immédiatement transformé en produits moins nocifs. Dans l'eau, les réactions sont moins rapides et il peut y avoir de l'accumulation dans les organismes aquatiques, comme dans les sols. Chauffé à des températures modérées (200 °C - 300 °C), le phosphore blanc se transforme en phosphore rouge. Cette forme non toxique et relativement stable dans l'air est couramment utilisée comme amorce pour les allumettes ou encore en pyrotechnie. Le phosphore noir existe quant à lui sous deux formes : cristalline et amorphe. C'est la forme la plus stable.

Dans l'environnement, on retrouve généralement le phosphore sous forme de phosphate, un type de phosphore noir. Les phosphates sont des substances importantes car elles entrent dans la constitution de l'ADN. On les retrouve aussi dans l'ATP, une molécule qui joue un rôle dans la distribution de l'énergie chez l'humain et les organismes vivants. Ils font aussi partie des os et des tissus nerveux. Le phosphore est un oligo-élément essentiel à la vie. On le retrouve donc en petites quantités dans les aliments, comme les viandes, les poissons et les œufs. Dans les végétaux, il est emmagasiné sous forme de phosphates liés (phytate ou acide phytique). Comme cette forme ne peut pas être assimilée, ces molécules doivent d'abord être décomposées.

1.2 Les sources et le cycle du phosphore

Le phosphore est donc un élément essentiel à la vie humaine, animale et végétale sur terre. Il est présent en grande quantité, surtout sous forme minérale contenue dans les matériaux mères de la croûte terrestre et la presque totalité du phosphore terrestre est dérivée de l'altération des phosphates de calcium des roches de surface, principalement de l'apatite. Contrairement aux autres importants cycles biogéochimiques, le cycle du phosphore (Figure 1.1) ne comporte pas de composante gazeuse en quantité significative et n'affecte presque pas l'atmosphère. De plus, les transferts d'un réservoir à l'autre ne sont pas, ou moindrement, contrôlés par des réactions microbiennes, comme pour le cycle de l'azote (Bourque, 2005).

CYCLE DU PHOSPHORE

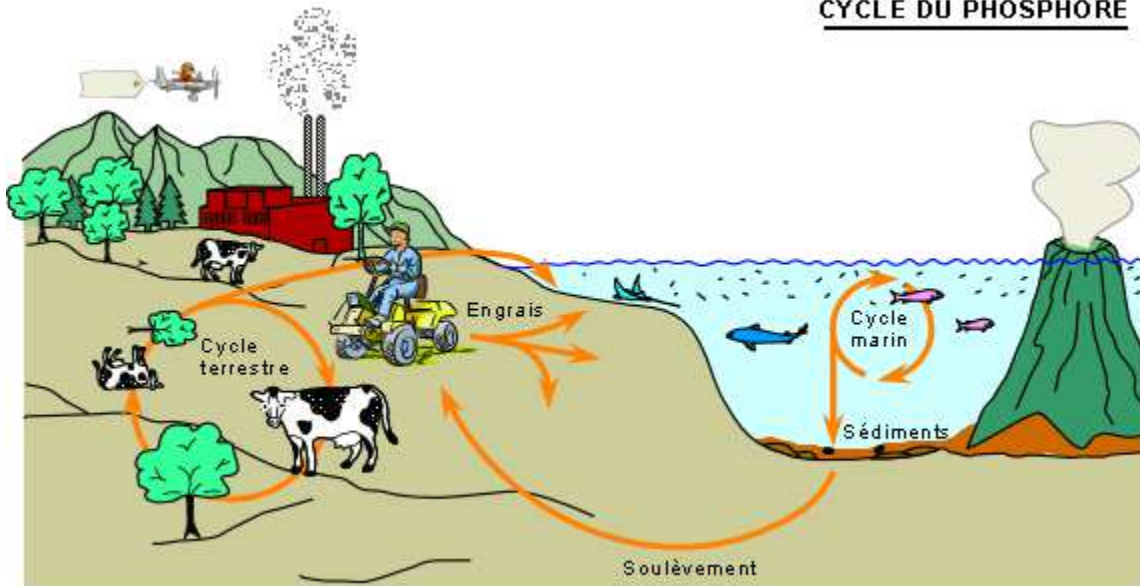


Figure 1.1 – Le cycle du phosphore (tiré de Bourque, 2005)

Bien que les sols contiennent une grande quantité de phosphore, seule une petite partie est accessible aux organismes vivants. Ce phosphore assimilable est partiellement absorbé par les plantes, transféré aux animaux par leur alimentation. Ceux-ci en utilisent une partie et rejettent l'autre au sol par leurs excréments. Une autre partie peut aussi être transportée vers les cours d'eau et les mers où les organismes vivants en assimilent une autre partie. Une autre fraction est retournée aux sédiments du fond des océans, sous formes de particules ou d'organismes morts où ils seront retransformés en roches sédimentaires qui à long terme seront ramenées à la surface par le mouvement des plaques tectoniques et le cycle recommencera.

L'équilibre naturel du cycle du phosphore a toutefois été considérablement modifié par les actions anthropogéniques au cours des dernières centaines d'années. L'action humaine a eu pour effet d'accroître la quantité et la fréquence des émissions de phosphore dans l'environnement et depuis la seconde moitié du 20^e siècle, les changements se sont accélérés dans les pays développés. Selon Reid *et al.*, (2005), l'utilisation mondiale des fertilisants et le taux d'accumulation de phosphore dans les sols agricoles a triplé entre 1960 et 1990, pour diminuer un peu dans les derniers quinze ans. Les flux actuels de phosphore vers les océans sont actuellement trois fois plus élevés (22 téragrams) que les niveaux naturels de référence (8 téragrams) (Reid *et al.*, 2005; Howarth *et al.*, 1996).

Plusieurs sources de phosphore ont contribué et contribuent toujours au cycle du phosphore. La vitesse de libération du P par l'altération des roches, d'importance restreinte, oscille généralement entre 0,01 et 1 kg P ha⁻¹ an⁻¹ mais peut parfois atteindre 5 kg P ha⁻¹ an⁻¹. Les quantités provenant des dépositions atmosphériques, telles que les pollens et les poussières varient généralement entre 0,01 et 2 kg P ha⁻¹ an⁻¹ et les dépositions météoritiques ne représentent qu'environ 1 mg P ha⁻¹ an⁻¹ (Newman, 1995, cité par Frossard *et al.*, 2004). Quoique faibles, ces dépositions à la surface de lacs, sous formes sèches ou dissoutes dans la pluie, peuvent être suffisantes pour provoquer un enrichissement et la croissance d'algues. Sharpley *et al.* (1996) cite en exemple plusieurs études qui font état de l'importance des dépositions atmosphériques sur les

Grands Lacs. Il évoque entre autres une étude de Murphy et Doskey (1975) qui ont observé une concentration 30 fois plus élevée de phosphore total dans les eaux de pluie que dans les eaux du Lac Michigan. Selon Elder (1975), près de 50 % du P entrant dans le Lac Supérieur proviendrait de la pluie. Comme 25 à 50 % du P de la pluie est soluble et disponible à la végétation, son importance est parfois non négligeable.

Les forêts, quoiqu'elles puissent parfois être une source de phosphore vers le milieu aquatique sont plus souvent considérées comme des puits qui emmagasinent le P. Les pertes de P de ces zones sont similaires aux pertes observées dans l'écoulement souterrain des aires agricoles (Ryden *et al.*, 1973 et House et Casey, 1986, cité par Sharpley *et al.*, 1996). C'est donc pour cette raison que les boisés sont régulièrement utilisés comme zone tampon ou zone ripicole autour des cours d'eau afin de réduire les pertes de P vers les eaux de surface.

Ce sont donc les sources liées aux activités humaines qui contribuent le plus à l'augmentation des quantités de phosphore rejetées dans l'environnement. Les sources ponctuelles de phosphore provenant des zones urbaines, telles que les rejets d'usines, les rejets d'égouts ou des usines de filtration et les fosses septiques ont longtemps été une source majeure de pollution des eaux de surface. Dans les dernières décennies toutefois, des efforts importants ont été mis en place afin de réduire les rejets ponctuels de phosphore. Ainsi, depuis 1978, la construction de stations d'épuration des eaux a été encouragée par le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) et son successeur le Programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM). Aujourd'hui, près de 98 % de la population québécoise est raccordée à un système de traitement des eaux (MDDEP, 2004) et plus d'un million de personnes possèdent un système autonome. Les systèmes autonomes ne sont cependant pas parfaits; leur efficacité variant entre 60 % et 75 % (MDDEP, date inconnue). Néanmoins, ce sont maintenant les sources diffuses de phosphore, particulièrement de nature agricole, qui sont principalement responsables des apports en phosphore des eaux de surface. Une évaluation des différentes sources de phosphore parvenant à la baie Missisquoi, en territoire canado-américain, a montré que l'apport du P diffus était d'environ 91 % de la charge totale en P (167,3 t an⁻¹) (Comité interministériel de concertation sur la baie Missisquoi – Région Montérégie, 2004). De cette quantité, environ 79 % était attribuable à l'agriculture (Hegman *et al.*, 1999).

Outre la mise en place d'aménagements hydro-agricoles, notamment au Québec, c'est surtout l'avènement de la production commerciale de fertilisants minéraux qui a permis l'intensification de l'agriculture et l'augmentation des rendements pendant le dernier siècle. L'augmentation du niveau de vie et des habitudes alimentaires, particulièrement depuis la fin des années soixante, ont aussi contribué à l'intensification de la production animale. Les politiques d'industrialisation du milieu rural et l'avènement des politiques liées au libre-échange de l'ALENA et à la mondialisation des marchés ont accru la concentration, la spécialisation et la mécanisation des entreprises agricoles. Le nombre de fermes québécoises est passé de 140 000 en 1950 à environ 32 000 en 2002 alors que leur taille plus que doublait. Les agriculteurs ne représentent maintenant plus que 10 % de la population agricole (Laplante, 2003). Vu comme un moyen d'assurer la sécurité alimentaire de la population, l'industrialisation rurale permettait aussi au Québec d'être compétitif sur la scène nationale et internationale.

Alors si la présence du phosphore dans l'environnement est normale et souhaitable, pourquoi s'en inquiéter? Bien que le phosphore ne soit pas toxique pour l'être humain

dans ses formes les plus courantes, une quantité excessive peut être dommageable pour l'environnement. Comme le phosphore n'a pas de phase atmosphérique significative, il est considéré comme l'élément limitant dans plusieurs écosystèmes terrestres puisque sa disponibilité est liée à l'altération des roches ou aux sources anthropogéniques. En quantité excessive, le phosphore favorise la croissance rapide de la végétation aquatique, comme le phytoplancton et les algues. Cette croissance anormale de la flore aquatique, aussi appelée eutrophisation, en plus de présenter un problème visuel, peut aussi causer des problèmes sanitaires. La prolifération de cyanobactéries ou algues bleu vertes et leur dégradation entraînent la libération de toxines nocives pour la santé (cyanotoxines). Les effets potentiels de ces dernières sur l'être humain dépendent du type de toxine libéré ainsi et de la concentration dans l'eau. Alors que les endotoxines causent une irritation de la peau (contact) ou des muqueuses (ingestion, inhalation), les hépatotoxines posent un risque pour le foie et les neurotoxines attaquent le système nerveux. Jusqu'à présent, aucun décès humain n'a été rapporté au Québec. Cependant, plusieurs cas de mortalité animale ont été associés à une exposition aux cyanobactéries (Agence de la santé et des services sociaux de la Montérégie, date inconnue).

Toutes les formes de phosphore ne sont toutefois pas disponibles à la croissance des plantes. On appelle biodisponible les formes de phosphore disponibles pour la nutrition des végétaux. C'est cette forme de phosphore qui est particulièrement importante à contrôler afin de préserver l'état naturel de nos cours d'eau. Le phosphore biodisponible surtout présent en solution dans le sol sous forme d'ions orthophosphates (P_i), directement assimilable par les plantes (Figure 1.2). Il peut aussi être attaché aux particules de sols. Ceci implique toutefois que l'ion orthophosphate doit se détacher des particules de sols et devenir en solution. Il doit ensuite y avoir migration de cet ion entre les particules de sol, vers les racines afin qu'il puisse être absorbé par la plante. L'absorption s'effectue directement par les racines ou par les hyphes mycorhiziens qui acheminent le P_i vers les racines.

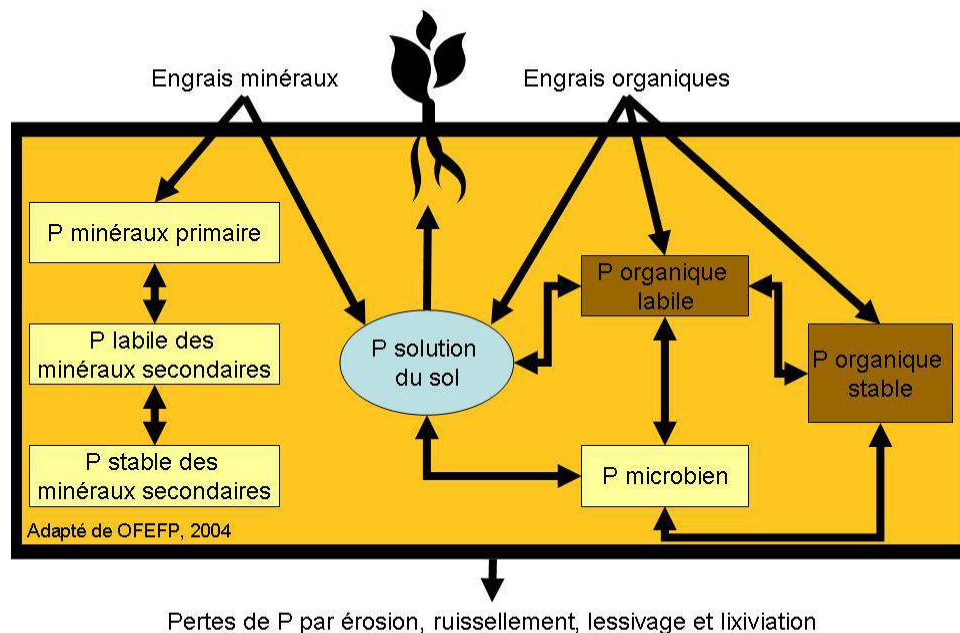


Figure 1.2 – Cycle du P dans le système sol/engrais/plante

Les besoins et donc le prélèvement de Pi par les cultures varient selon les cultures et la région en culture. Les besoins totaux maximum sont généralement mesurés en calculant la quantité totale de phosphore dans les racines et la partie aérienne des plantes pendant la période d'adsorption maximale de la plante (Jourdan *et al.*, 1994). Selon Jourdan *et al.*, ces besoins varient d'environ 20 kg P ha⁻¹ an⁻¹ pour la pomme de terre à 60 kg P ha⁻¹ an⁻¹ pour le lupin blanc. Les prélèvements varient aussi selon la période de croissance de la plante. Ils sont faibles au début de la période de croissance alors que la plante puise dans les réserves phosphatées des graines et deviennent très élevés alors la plante croît rapidement. Selon les auteurs, le prélèvement peut atteindre jusqu'à 0,9 kg jour⁻¹ chez la betterave.

L'accumulation de matière sèche (MS) chez la plante détermine son besoin en Pi et celui-ci est satisfait par le prélèvement effectué par les racines. Ce prélèvement est influencé par la morphologie et l'activité du système racinaire. Ainsi, un système de racines plus développé et possédant de nombreux poils absorbants, comme ceux des graminées Prélèvera plus rapidement les ions phosphatés en solution que les racines courtes des légumineuses (Evans, 1977, cité par Frossard *et al.*, 1994). *L'efficacité de prélèvement* de Pi par les plantes peut être caractérisée par deux paramètres : *l'efficacité d'utilisation* et *l'efficacité d'acquisition*. *L'efficacité d'utilisation*, exprimée en kg MS par mg P, est la quantité de matière sèche totale qui peut être produite par kg de prélèvement de P. *L'efficacité d'acquisition* caractérise plutôt la facilité des cultures à prélever le P et s'exprime soit en kg de P prélevé par unité de surface ou en kg de P prélevé par longueur de racine (Marschner, 1995).

Deux obstacles se posent toutefois aux prélèvements de Pi par les plantes. D'une part, les ions phosphatés doivent aller à l'encontre d'un gradient de concentration. Ils doivent passer d'une solution dans le sol ayant des concentrations variant entre 0,01 à 0,1 mM à la plante dont les cellules des racines possèdent des concentrations en Pi de 5 à 20 mM (Raghothama, 1999, cité par Frossard *et al.*, 2004). De plus, le Pi doit être transféré contre un gradient électrochimique puisque les ions phosphatés tout comme la paroi cellulaire sont chargés négativement. Pour résoudre ce problème, les plantes prélèvent Pi par l'intermédiaire de protéines de type H⁺-ATPase qui permettent le co-transport de H⁺ et de Pi depuis le milieu extracellulaire vers l'intérieur de la cellule (Frossard *et al.*, 2004).

Les endomycorhizes, des champignons symbiotiques, peuvent aussi améliorer l'adsorption des ions phosphatés par la plante, particulièrement chez les plantes dont le système racinaire est peu développé. Ces champignons développent des vésicules et des hyphes dans les racines ou encore des hyphes extraradiculaires qui explorent le sol inaccessible aux poils absorbant des racines. Les substances nutritives absorbées par les endomycorhizes sont ensuite transférées à la plante. En échange, la plante fournit aux champignons les hydrates de carbone nécessaires à leur survie. Cette symbiose est plus importante dans les sols relativement pauvres en P disponible alors que dans les sols riches, ces champignons se comportent plutôt comme des parasites, consommant le carbone fourni par la plante (Johnson *et al.*, 1997, cité par Frossard *et al.*, 2004). En plus de l'amélioration nutritive, les endomycorhizes semblent aussi jouer un rôle dans les agrosystèmes où ils bloquent les métaux lourds dans les hyphes dans les sols pollués, ils peuvent aussi améliorer la nutrition azotée et améliorer la résistance des plantes aux stress hydrique et aux maladies (Frossard *et al.*, 2004).

L'effet d'une carence en Pi chez les cultures est variable. On assiste parfois à des modifications d'ordre moléculaire, biochimique, physiologique ou morphologique. Ces adaptations permettent à la plante d'accroître son efficacité de prélèvement (Frossard *et al.*, 2004). En condition de carence, les plantes peuvent parfois utiliser les réserves de Pi dans les vacuoles ou encore hydrolyser le phosphore organique des parties âgées de la plante pour le transférer vers les parties en croissance. Une autre réaction connue des plantes carencées en P est l'augmentation des sécrétions des racines. Par exemple, le lupin blanc en carence développe un réseau de racines protéoïques qui sécrètent un important flux d'acide citrique et de phosphatase. L'acide citrique a pour effet de dissoudre les phosphates de calcium alors insoluble. Le citrate complexe le calcium et le phosphore libéré devient alors disponible. La phosphatase permet quant à elle l'hydrolyse des formes organiques du phosphore contenu dans le sol. Le Pi libéré est alors prélevé par la plante (Frossard *et al.*, 2004).

L'efficacité de prélèvement est particulièrement importante dans le contexte régissant la mobilité du phosphore car elle détermine en partie quelle quantité de Pi, provenant du sol ou des engrais, sera utilisée par les plantes et quelle quantité sera potentiellement disponible à l'exportation.

1.3 Vulnérabilité du territoire et mobilité du phosphore des agrosystèmes

Afin de définir la vulnérabilité du parcellaire ou d'un territoire, la connaissance des formes et des quantités de phosphore présentes dans les sols ou appliquées aux sols n'est pas suffisante. Certes, ces sources de phosphore potentiellement disponibles à l'exportation vers les cours d'eau sont d'une importance cruciale, mais encore faut-il qu'elles soient mobilisées et entraînées vers le réseau hydrographique. Conceptuellement, la *vulnérabilité* relative d'une parcelle ou d'un territoire donné peut être exprimée par une combinaison de facteurs *source* et de facteurs *transport* (Michaud, 2004, Sharpley *et al.*, 2002 ; McDowell *et al.*, 2001; DeLaune *et al.*, 2004).

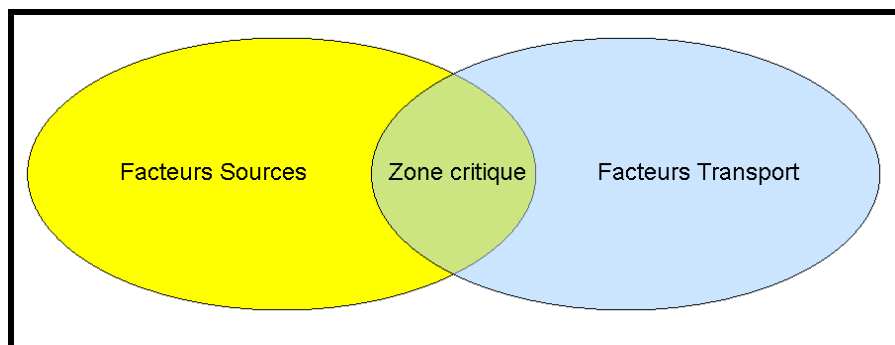


Figure 1.3 – Notion de zones critiques

Alors que les facteurs *source* décrivent les conditions qui prédisposent à l'accumulation de phosphore potentiellement mobilisable à l'exportation, les facteurs *transport* décrivent les composantes, majoritairement hydrologiques, qui prennent en charge le phosphore et le transportent vers les cours d'eau. On retrouve parmi les facteurs *source* la richesse du sol ainsi que les pratiques culturales et de fertilisation qui favorisent l'accumulation de P à la surface et dans le sol. Ces facteurs sont principalement influencés par le calendrier des opérations culturales et de fertilisation. Toutefois, pour qu'il y ait une exportation réelle du phosphore, il faut qu'il y ait une prise en charge et transport du P.

Même s'il est possible que le phosphore terrestre soit transporté par l'érosion éolienne, ce sont principalement les facteurs hydrologiques, comme l'écoulement des eaux de surface et souterraines, qui dominent les transferts de P.

Les exportations de phosphore vers les cours d'eau ne peuvent provenir que des zones où il y a rencontre de facteurs *source* et de facteurs *transport*. Ces zones particulièrement vulnérables à l'exportation de phosphore sont appelées *zones critiques* (Figure 1.3). Plusieurs études ont démontré que seule une petite partie du parcellaire est responsable de la majorité des exportations de phosphore et que ces zones sont fortement variables dans l'espace et dans le temps. Ainsi, Pionke *et al.*, (1997) suggèrent que 90 % des exportations de P des bassins versants proviennent de seulement 10 % du territoire, pendant un ou deux gros évènements. Plus près, Michaud (2004) a observé sur le bassin versant du Ruisseau au Castor en Montérégie-Est, que 78 % des exportations de P provenait de seulement 7 % de la période, surtout pendant le dégel. Pour contrôler la mobilité du phosphore, il est donc impératif de bien évaluer et de contrôler tant les sources de phosphore que de connaître les mécanismes de transport du phosphore. Une bonne connaissance du milieu permettra de cibler les interventions visant à réduire les exportations de P provenant majoritairement des zones critiques.

2.0 Les sources de P dans les agroécosystèmes

2.1 Le phosphore du sol

La gestion des sources de phosphore commence par la connaissance de la quantité et de la mobilité du phosphore dans les sols. En général, il est estimé que les sols contiennent de une à trois tonnes de phosphore par hectare dans les 20 premiers centimètres de leur profil. Les besoins annuels des plantes ne sont que de l'ordre de quelques dizaines de kilogrammes par hectare. Selon Jourdan *et al.* (1994), les besoins totaux maximums en P des cultures, mesurés par la quantité de P présente dans les racines et la partie aérienne, varient de 20 kg P ha⁻¹ an⁻¹ pour la pomme de terre à 60 kg P ha⁻¹ an⁻¹ pour le lupin blanc. Le phosphore total du sol dépasse donc de 15 à 150 fois ces besoins. Toutefois, seulement quelques kilogrammes de phosphore sont présents en solution dans les sols, sous forme d'orthophosphates, directement assimilables par les plantes (Frossard *et al.*, 2004).

Les phosphates se retrouvent généralement associés à des cations, à des oxydes ou des hydroxydes métalliques dans le sol. Le niveau de disponibilité des différentes formes d'orthophosphates varie grandement. Certains se retrouveront rapidement en solution, d'autres migreront plus lentement de la phase solide vers la solution et d'autres encore ne se solubiliseront qu'avec l'activité d'organismes vivants.

Due à la grande complexité du système sol-plante, la quantité de phosphore réellement disponible pour la végétation est encore difficile à évaluer. Comme les plantes assimilent le phosphore majoritairement par voie des racines sous formes d'ions orthophosphates en solution, la disponibilité du P des cultures est définie comme la quantité totale de phosphore dans le sol susceptible d'aboutir dans la solution du sol sous forme d'ions orthophosphates pendant une période équivalente à la durée de croissance de la culture (Frossard *et al.*, 2004). La disponibilité du phosphore aux plantes peut être caractérisée par trois facteurs : l'intensité, la quantité et la capacité (Frossard *et al.*, 2004).

L'*intensité* représente l'activité du phosphore en solution, complètement et immédiatement disponible aux plantes et s'exprime en mg P (L de solution)⁻¹. Le phosphore extrait à l'eau ou à partir d'un sel dilué servent à estimer le facteur d'intensité. La *quantité* représente la quantité totale de phosphore susceptible de passer en solution et de devenir disponible aux plantes. On l'exprime en mg P (kg de sol)⁻¹. Les tests chimiques de quantification du P, les résines échangeuses d'anions ou les quantités de P isotopiquement échangeables en un temps donné sont utilisés pour estimer ce facteur. Le facteur *capacité* représente l'aptitude d'un sol à maintenir le facteur *intensité* constant quand la *quantité* varie, soit lors d'un apport d'engrais ou lors du prélèvement par les plantes. Appelé aussi pouvoir tampon, on exprime la capacité en L (kg de sol)⁻¹. Les propriétés physico-chimiques des sols déterminent les mécanismes qui régularisent ces trois facteurs (Tran et Giroux, 1990).

Les tests agronomiques – les quantités de P

Il existe de nombreuses méthodes pour déterminer la *quantité* du phosphore disponible pour les cultures. Les méthodes isotopiques font appel aux isotopes radioactifs du phosphore et repose sur l'hypothèse que les isotopes du phosphore (³¹P, ³²P et ³³P) ont

un comportement identique pendant les processus chimiques, physiques et biologiques. Comme ces isotopes sont détectés par des méthodes différentes, il est possible de suivre leurs déplacements dans les systèmes sol-eau-plante. Deux types de méthodes isotopiques existent : l'une suit le transfert du P radioactif en solution dans le sol vers la phase solide dans une suspension sol-eau en agitation (cinétiques d'échanges isotopiques) et l'autre est basée sur le marquage du P disponible d'un sol à l'aide de P radioactif et de son suivi vers la plante test (Frossard *et al.*, 2004). Les méthodes isotopiques, utilisées surtout en recherche, donnent des résultats relativement fiables sur la concentration de phosphore en solution, sur l'aptitude du sol à tamponner les variations de P dans la solution et la quantité de P pouvant arriver en solution pendant une période de moins de trois mois. Tran *et al.*, (1988) ont utilisé la méthode de dilution isotopique (cinétiques d'échanges isotopiques) proposée par Fardeau (1981, cité par Tran *et al.*, 1988) pour évaluer les effets des propriétés des sols sur la disponibilité du P aux plantes de 58 sols cultivés au Québec. Malgré un manque de précision dans les estimés de P des sols ayant un fort pouvoir fixateur, cette méthode donne une information juste et utile sur le statut du P et devrait selon les auteurs être considérée pour effectuer les recommandations de fertilisation au Québec. Toutefois, les difficultés analytiques de cette méthode rendent l'utilisation routinière de cette méthode en laboratoire plus difficile.

La plupart des méthodes largement utilisées font toutefois appel soit aux extractions chimiques ou soit aux méthodes dites de « puits ». Les méthodes d'extractions chimiques peuvent être séparées en quatre catégories.

Les méthodes d'extractions chimiques

Les méthodes d'extractions chimiques peuvent faire appel à des acides forts, comme la méthode de Mehlich I (Nelson *et al.*, 1953). Les acides, de nature dissolvante, extraient surtout le phosphore fixé à l'aluminium et au fer, ainsi qu'un peu de P lié au calcium. Ces méthodes sont mieux appropriées pour les sols plutôt acides, dont le pH est inférieur à 7. Des concentrations diluées d'acides forts en combinaison avec un ion complexant peuvent aussi être mises à profit. Les méthodes Bray I (Bray et Kurtz, 1945) et Mehlich 3 (Mehlich, 1984) en sont des exemples. Le phosphore y est extrait par l'action combinée des acides qui dissolvent le P et par les complexes formés à partir des ions fluorures et du P associé à l'aluminium. Certaines méthodes, comme Morgan (1941), utilisé dans le Nord-est américain, font appel à des concentrations diluées d'acides faibles. Ces méthodes estiment la quantité de cations solubles à l'eau et échangeables en remplaçant les cations sur les sites d'échanges du sol par des ions comme Na⁺ (Morgan) ou NH₄ (Morgan modifiée). Finalement, des solutions alcalines, comme les méthodes Olsen (Olsen *et al.*, 1954) et AB-DTPA (Soltanpour and Schwab, 1977) peuvent aussi être utilisées. Le phosphore y est extrait par hydrolyse des cations qui retiennent le P et permettent de précipiter le CaCO₃ des sols calcaires, alcalins ou neutres. Ceci réduit le calcium en solution. Les concentrations de P en solution augmentent donc et le P peut ensuite être plus facilement mesuré.

Cependant, aucune de ces 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 et la vitesse de libération de ce phosphore (Frossard *et al.*, 2004). Le choix d'une méthode doit tenir compte de la raison pour laquelle on effectue le test. Veut-on savoir la quantité de P disponible aux plantes ou désire-t-on caractériser les risques de perte de P vers les cours d'eau? Le choix de la

méthode déterminera quelle forme de phosphore sera disponible ou sous quelle forme le P pourrait être exporté. Certaines méthodes auront tendance à extraire plus facilement le phosphore attaché aux particules de sols alors que d'autres représenteront davantage le phosphore en solution. La nature du sol et sa pédogenèse ont un effet important sur les résultats des différents tests qui existent.

Au Québec, les travaux de Tran et Giroux (1985) et Giroux et Tran (1985) ont permis tôt de comparer différentes méthodes d'analyse du P disponibles pour les conditions prévalant dans la province. Six méthodes d'extractions chimiques (Bray-1, Bray-2, Mehlich-2, Caroline du Nord aux doubles acides DA-4, DA-10 et Olsen) et deux résines échangeuses d'anions sous forme de F^- et HCO_3^- ont été évaluées sur des sols acides (Tableau 2.1). Les quantités de P extraites ont été mises en relation avec les propriétés physiques et chimiques des sols ainsi qu'avec les rendements relatifs et le prélèvement des plantes. Les résultats ont permis de démontrer qu'en milieu acide, les méthodes Bray-1, Bray-2, DA-10 et DA-4 sont plus affectées par les propriétés des sols. La présence de carbonates dans les sols influence plus particulièrement la capacité d'extraction des méthodes DA-4 et Bray-1. Cette dernière demeure en bonne corrélation avec Mehlich mais le contenu en P-Bray-1 demeure plus élevé, car la méthode Mehlich est mieux tamponnée. Les résultats ont aussi permis de démontrer que les méthodes Bray-1 et Bray-2 surestiment les quantités de phosphore disponibles dans les sols acides contenant beaucoup d'aluminium extractible à l'oxalate. Ce sont les méthodes d'Olsen et les résines anioniques qui demeurent les plus indépendantes de la texture ou du contenu en carbonates.

Dans un article subséquent, Tran et Giroux (1987) ont aussi étudié la disponibilité du phosphore dans les sols neutres et légèrement calcaires (moins de 2% de carbonate de calcium) en utilisant les mêmes méthodes et en y ajoutant la méthode Mehlich-3 (Mehlich, 1984). Les quantités de P disponible de 43 sols ont été mises en relation avec les rendements relatifs et les prélèvements des cultures. Les méthodes Olsen et les résines anioniques ont été utilisées comme méthodes de référence. Ces méthodes sont d'ailleurs les mieux corrélées avec les rendements relatifs et les prélèvements des plantes en P. Des six méthodes analysées, Mehlich-2, Mehlich-3 et Bray-1 sont, en ordre, les mieux corrélées aux méthodes de référence. Parce qu'elles peuvent dissoudre les phosphates peu solubles, les apatites et les phosphates tricalciques dans certains sols, les méthodes Bray-2, DA-4 et DA-10 surestiment les quantités de P disponibles et sont moins bien corrélées avec les rendements relatifs et les prélèvements des plantes en P. La capacité d'extraction de DA-4 est cependant diminuée par la présence de carbonates à des taux de plus de 3 %. Selon les auteurs, parce qu'il existe une grande variabilité des formes de P dans les sols au Québec, ces méthodes ne sont donc pas à privilégier. Les méthodes Mehlich-2 et Mehlich-3, bien corrélées entre elles ont été identifiées comme étant les meilleures méthodes chimiques pour estimer la disponibilité du P des sols neutres et légèrement calcaires. Mehlich-2 avait aussi été identifiée comme une méthode valide pour quantifier le P disponible dans les sols acides du Québec.

Même si les formes de P lié au Calcium sont dominantes dans les sols calcaires et neutres de cette étude, la capacité de fixation et la capacité tampon maximale (facteur *capacité*) des sols étaient tout de même reliées à l'aluminium et au fer extractible à l'oxalate, comme pour les sols acides (Tran et Giroux, 1985; Giroux et Tran, 1985). Les valeurs de capacité tampon maximale plus faibles pour ces sols que pour les sols acides indiquent que l'équilibre du P favorise les formes solubles du P plutôt que les

formes de P adsorbées aux particules. Le phosphore des sols neutres et calcaires est donc plus labile. Les contenus en calcium échangeable ne semblent pas influencer la fixation du P. Les autres propriétés des sols, telles que le contenu en argile, la matière organique et le pH à l'eau influence la capacité d'extraction de certaines méthodes, mais ont seulement une influence négligeable sur le prélèvement des plantes.

Tableau 2.1 – Solutions extractives

Méthode	Composition chimique	Ratio sol : solution	Temps
Mehlich-3 (Mehlich, 1984)	0.015N NH ₄ F + 0.25N NH ₄ NO ₃ + 0.2N CH ₃ COOH + 0.013N HNO ₃ + 0.001M EDTA	1 : 10	5 min
Mehlich-2 (Mehlich, 1978)	0.2N NH ₄ Cl + 0.2N HOAc + 0.015N NH ₄ F + 0.012N HCl	1 : 10	5 min
Mehlich-1 (Nelson <i>et al.</i> , 1953)	0.05N HCL + 0.025N H ₂ SO ₄	1 : 4	5 min
Bray-2 (Bray et Kurtz, 1945)	0.03N NH ₄ F + 0.1N HCL	1 : 10	1 min
Bray-1 (Bray et Kurtz, 1945)	0.03N NH ₄ F + 0.025N HCL	1 : 10	1 min
DA-4 (Nelson <i>et al.</i> , 1953)	0.05N HCL + 0.025N H ₂ SO ₄	1 : 4	5 min
DA-10 (Nelson <i>et al.</i> , 1953)	0.05N HCL + 0.025N H ₂ SO ₄	1 : 10	5 min
Olsen (Olsen <i>et al.</i> , 1954)	0.5M NaHCO ₃	1 : 20	30 min
Résine F ⁻ (Roche <i>et al.</i> , 1980)	DOWEX 2- x 8, 300-800 µm	1 : 100	48 h
Résine HCO ₃ ⁻ (Sibbesen, 1977)	DOWEX 2- x 8, 300-800 µm	1 : 50	24 h
Morgan (Morgan, 1941)	0.72 N NaOAc + 0.52 N CH ₃ COOH		

(modifié de Tran *et al.* (1990) et de Giroux et Tran (1985))

Tran *et al.*, (1990) ont par la suite évalué la méthode Mehlich-3 pour estimer le P disponible des sols du Québec. Le but était de comparer les quantités de P-Mehlich-3 aux quantités extraites par les méthodes Bray-1, Bray-2, Mehlich-1, Olsen et les résines F⁻ et HCO₃⁻. D'après leurs résultats, le P-Mehlich-3 est bien corrélé avec le P extrait des autres méthodes. Sur les sols ayant une forte proportion d'aluminium amorphe, Mehlich-3 extrait moins de phosphore fixé et est plus précis dans ses estimations que Bray-1, Bray-2 et les résines F⁻. Sur les sols contenant de l'apatite ou sur les sols modérément calcaires, cette méthode est aussi plus appropriée que Bray-1, Bray-2 et Mehlich-1 car elle n'attaque pas aussi fortement l'apatite. Comme cette méthode est mieux tamponnée, elle est moins neutralisée par les carbonates.

Toujours au Québec, Ziadi *et al.*, (2000) ont comparé la technique d'électro-ultrafiltration (EUF) (Nemeth, 1979, cité par Ziadi *et al.*, 2000) aux membranes d'échanges anioniques et aux techniques d'extraction chimique pour évaluer le phosphore disponible des sols à texture fine de l'Abitibi-Témiscamingue. Cette technique est peu utilisée en Amérique du Nord (Tran *et al.*, 1992; Simard et Tran, 1993). Les résultats ont montré que les quantités de P désorbées par EUF sont significativement corrélées au P extrait des autres méthodes (Mehlich-3, Olsen, P à l'eau et membranes anioniques).

Dans les sols calcaires, la capacité de l'EUF à enlever continuellement les ions Ca^{2+} de la solution augmente les quantités de P extrait qui sont surestimées.

L'intérêt premier d'analyser les teneurs en P des sols est d'établir une relation entre ces dernières et les réponses des cultures. Toutefois, la relation assez faible entre les résultats d'analyse des sols et les rendements relatifs a souligné l'importance de regrouper les sols selon leur pédogénèse et leur texture afin de mieux caractériser leur capacité de fixation. Pour cette raison, Vezina *et al.*, (2000) ont utilisé les données de 182 séries de sols pour regrouper et caractériser les sols selon leur capacité à fixer le phosphore. La capacité de fixation des sols a été calculée en appliquant une équation de régression entre les teneurs en phosphore Mehlich-3 et la capacité maximale de fixation des sols selon la méthode de Langmuir (Giroux et Tran, 1996). Six regroupements des sols ont été proposés par les auteurs : 1) sables et loams sableux gleysoliques, 2) loams, loams limoneux et loams limoneux argileux gleysoliques, 3) argiles lourdes gleysoliques, 4) sables à loams sableux fins podzoliques, 5) sables à loams sableux grossiers podzoliques et 6) brunisols.

Détermination en laboratoire par extractions chimiques

Pendant longtemps au Québec, la méthode Bray a été utilisée pour déterminer le phosphore disponible aux plantes et établir les recommandations de fertilisation. Depuis 1986, c'est plutôt la méthode Mehlich-3 qui est utilisée. Cette méthode a été développée par Mehlich (1984; CEAE, 2005) afin d'extraire plusieurs éléments nutritifs du sol. Elle présente donc l'avantage d'extraire simultanément plusieurs éléments minéraux, tels que P, Mg, Ca, Na et K ainsi que les oligo-éléments suivants : Al, Cu, Zn, Mn et Fe. C'est une méthode robuste dont l'utilisation tant sur les sols acides que neutres et calcaires du Québec a été testée et trouvée efficace.

La détermination du phosphore s'effectue en deux étapes. La première consiste à solubiliser le phosphore assimilable présent dans le solide à l'aide de la solution extractive présentée au tableau 2.1. Les analyses sont généralement effectuées sur 3 cm^3 de sol séché, broyé et tamisé à 2 mm, mélangé à 30 ml de solution extractive Mehlich-3 et agité pendant 5 minutes (120 agitations/minute). La quantité de sol versus la quantité de solution extractive peut varier mais doit conserver un ratio de 1 : 10. La solution est ensuite versée dans un filtre no. 42 et le filtrat est conservé pour analyse.

Ce dernier est mélangé à une solution d'acide ascorbique, de molybdate d'ammonium, de tartrate d'antimoine potassique et d'acide sulfurique pour être analysé par colorimétrie. Dans cette seconde phase, l'ion orthophosphate du filtrat réagit avec l'ion molybdate et l'ion d'antimoine de la solution réactive pour former un complexe phosphomolybdate. Ce complexe est ensuite réduit à l'aide de l'acide ascorbique en milieu acide et produit du bleu de molybdène. La concentration en ions orthophosphates est proportionnelle à la quantité de bleu de molybdène qui peut être lue par un spectrophotomètre à une longueur d'ondes de 882 nm (après 10 minutes de développement de la couleur). Le dosage peut aussi être affectué à l'aide d'un appareil d'analyse automatisé comme le Technicon ou par un analyseur de phosphates (Centre d'expertise en analyse environnementale, 2005).

Le suivi d'un protocole bien établi est primordial afin d'obtenir des résultats similaires et constants d'un laboratoire à un autre et d'une fois à une autre. Une étude de

Neyroud et Lisher (2003) a vérifié si plusieurs méthodes d'analyse du phosphore des sols donnaient les mêmes résultats lorsque les analyses étaient effectuées dans différents laboratoires. Leurs résultats ont montré une grande variabilité des quantités de P extrait de méthodes différentes, mais ont aussi démontré une variabilité importante lorsqu'une même méthode était appliquée par différents laboratoires. Selon les auteurs, aussi longtemps que perdureront les incertitudes dans les procédures analytiques, il sera difficile de comparer les résultats et de promouvoir les analyses de sols comme base pour les recommandations de fertilisation.

Pour cette raison, le Ministère du développement durable, Environnement et Parcs (MDDEP) et le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) ont uni leurs efforts afin de mettre sur pied en 2003 un Programme d'Accréditation des Laboratoires d'Analyses Agricoles (PALAA). Fondé sur les normes internationales ISO/CEI 17025, ce programme définit les règles de fonctionnement et les exigences en matière d'accréditation des laboratoires oeuvrant dans le domaine agricole. L'accréditation permet donc d'améliorer la fiabilité (justesse et précision) des analyses chimiques (Centre d'expertise en analyse environnementale, 2005) réalisées pour le suivi des sols agricoles.

Les indices de saturation des sols

Plus récemment, les études ont aussi porté sur le développement et l'utilisation d'indice de saturation des sols en phosphore. Ces indicateurs introduisent en un seul indice le concept de quantité et de capacité de sols. Les indices de saturation des sols représentent la proportion, en pourcentage, des sites de fixation déjà occupés par le phosphore. L'aluminium et le fer sont les principaux sites de fixation même si les formes de P liés au calcium sont dominantes dans les sols calcaires et neutres au Québec (Tran et Giroux, 1985; Giroux et Tran, 1985).

Tout comme pour la teneur en phosphore, il existe une multitude d'indices de saturation qui servent à décrire le potentiel de désorption du P de la matrice du sol vers la solution. Beauchemin *et al.* ont effectué en 1999 une revue de littérature de quelques indicateurs de saturation des sols et ont évalué leur utilité pour la gestion du phosphore au Québec. Une des méthodes, utilisée principalement sur des sols non calcaires, définit la saturation comme le ratio du phosphore extractible à l'oxalate d'ammonium sur sa capacité de sorption. Cette dernière est estimée soit à partir de paramètres de sorption dérivés d'expériences en laboratoires ou à l'aide du fer et de l'aluminium extrait à l'oxalate d'ammonium (Tableau 2.2). Aux Pays-Bas, cet indice de saturation en P des sols est déjà intégré aux politiques environnementales et de gestion des fertilisants (Breeuwsma *et al.*, 1995). Cet indicateur et ses variantes (Tableau 2.2) a aussi été testé aux États-Unis, en Belgique, en Allemagne ainsi qu'en Colombie-Britannique et au Québec.

Tableau 2.2 – Indices de saturation des sols en P

Indice de saturation	pH et texture	Localisation testée	Références
Calculs basés sur P_{ox} et constantes d'adsorption dérivées des données en laboratoire	Non calcaire, sableux	Pays-Bas	Breeuwsma et Reijerink, 1992
$P_{ox}/(al_{ox}+Fe_{ox})$	Acide, sable loameux et loam sableux Neutre à alcalin, sable à glaise Acide, sols sableux Acide, loam silteux Acide à légèrement alcalin, <48 % glaise dans l'horizon Ap	DE, É.-U. Qué., Canada Pays-Bas AR, É.-U. IN, É.-U.	Sims <i>et al.</i> , 1998 Beauchemin, 1996 Van der Zee <i>et al.</i> , 1988 Pote <i>et al.</i> , 1996 Provin, 1996
$Pi_{ox}/(al_{ox}+Fe_{ox})$	Acide, loam	C.-B., Canada	Yuan et Lavkulich, 1995
$P_{ox}/0.5(al_{ox}+Fe_{ox})$	Acide à légèrement alcalin, loam sableux Acide, sable à loam sableux n/a, moyenne de glaise de 19 % et 6 % dans 2 bassins versants	Belgique Belgique Allemagne	De Smet <i>et al.</i> , 1996 a,b Lookman <i>et al.</i> , 1995a, 1996 Leinweber <i>et al.</i> 1997
M3P/ X_m	Acide et quelques sols alcalins, sable à glaise Acide, loam sableux à loam	Qué., Canada OK, É.-U.	Giroux <i>et al.</i>, 1996 Sharpley, 1995
M3P/Al M3	Alcalin, loam	Qué., Canada	Giroux et Tran, 1996
Strip P/ X_m	Acide à neutre, sols sableux à loam glaiseux	TX et OK, É.-U.	Sharpley, 1996
P Olsen ou Bray-1 ou Morgan / X_m	Acide, <34 % glaise	WA, É.-U.	Kuo <i>et al.</i> , 1988

(adapté de Beauchemin *et al.*, 1999)

X_m : Maximum de sorption de P dérivée de l'isotherme de Langmuir (mg/kg); P_{ox} , al_{ox} et Fe_{ox} : P, Al et Fe total extrait avec une solution d'oxalate d'ammonium; Pi_{ox} : P réactif au molybdate dans les extraits non digérés d'oxalate d'ammonium (mmol/kg); M3P et M3Al : P et Al extrait par la méthode Mehlich-3 (mg/kg); Strip P : P extrait à l'aide de bandelettes enduite d'oxide de fer (mg/kg). Les indicateurs de saturation sont en pourcentage.

D'autres indices de saturation existent. Aux États-Unis, Sharpley (1996) a calculé la saturation en P de certains sols acides à neutres du Texas et de l'Oklahoma à partir du P extractible par bandelettes enduites d'oxyde de fer et de la capacité maximale de sorption calculée en laboratoire. En fait, la saturation peut être calculée à partir de n'importe quelle méthode d'extraction du P. Par exemple, Kuo *et al.*, (1988) ont utilisé les méthodes Olsen, Bray-1 et Morgan avec la capacité maximale de sorption calculée en laboratoire pour calculer la saturation de sols acides dans l'état du Washington.

Plusieurs études ont démontré que lorsque le degré de saturation d'un sol augmente, sa capacité à retenir le phosphore diminue et que les quantités de phosphore en solution augmentent donc. Il existe donc une relation positive entre la solubilité du P des sols et la saturation en P. Alors que certains auteurs (Kuo *et al.*, 1988, Lookman *et al.*, 1995; Sharpley, 1995; Sharpley, 1996; Pote *et al.*, 1996; Giroux *et al.*, 1996) décrivent cette relation comme étant linéaire, d'autres notent un point de fléchissement à partir duquel une augmentation de la saturation entraînera une plus forte augmentation de la solubilité. Au Delaware, Sims *et al.* ont observé une forte augmentation de la solubilité lorsque la saturation en P ($P_{ox}/Al_{ox} + Fe_{ox}$) dépassait 25 %. En Colombie-Britannique, Yuan et Lavkulich (1995) notaient une forte augmentation de la concentration de P en solution lorsque la saturation ($Pi_{ox}/Al_{ox} + Fe_{ox}$) atteignait 23 %. Toutefois, la force de la relation entre la solubilité et la saturation dépend grandement des types de sols à l'étude mais aussi du type de solution extractive utilisée. Comme les solutions extractives utilisées pour calculer le P soluble et les indices de saturation en P sont souvent significativement très corrélées, la corrélation entre ces deux variables (P soluble et indice de saturation) sont conséquemment fortement corrélées (Beauchemin et Simard, 1999).

Au Québec, le phosphore extractible à l'oxalate d'ammonium ne fait pas partie des analyses de routine des laboratoires. C'est plutôt la méthode Mehlich-3 qui est utilisée. Un indice de saturation basé sur le ratio de P Mehlich-3 par rapport au maximum de sorption du P (X_m) a été proposé et testé par Giroux *et al.* en 1996. De plus, comme déterminer X_m par des expériences en laboratoire peut être long, Giroux et Tran (1996) ont proposé d'utiliser l'aluminium extractible par solution Mehlich-3 pour approximer cette valeur. Au Québec, cet indice de saturation des sols n'est utilisé que pour la gestion des fertilisants mais son intégration aux politiques environnementales semble prometteuse. Une description statistique des propriétés chimiques des sols minéraux du Québec, dont la saturation fait partie, est d'ailleurs disponible en ligne (Beudet *et al.*, 2003).

Comme la méthode Mehlich-3 est régulièrement utilisée dans l'élaboration des recommandations de fertilisants des cultures au Québec, plusieurs études se sont penchées sur l'utilité d'utiliser les indices de saturation basés sur cette méthode non seulement comme test agronomique mais aussi comme test environnemental. Pour qu'un test de saturation ait une signification environnementale, il faut qu'il existe un lien entre le degré de saturation et une concentration en phosphore dans les eaux de ruissellement ou souterraines. L'établissement de seuils critiques environnementaux, différents des seuils agronomiques, est effectué en se basant sur des concentrations critiques de P dans le ruissellement ou en solution dans le sol (Tableau 2.3).

En Hollande, Breeuwsma et Silva (1992) ont établi un seuil de 25 % ($P_{ox}/$ constantes dérivées de données en laboratoire) en se basant sur une concentration en ions orthophosphates (Pi) de 0,01 mg/L dans les eaux souterraines. Aux États-Unis,

Sharpley (1995), à partir d'une concentration en phosphore soluble de 250 µg M3P/L dans les eaux de ruissellement, a proposé une valeur critique de 10 % ($M3P/X_m$). De manière similaire, Giroux et Tran (1996) ont proposé pour le Québec une valeur critique de 10 % en ($M3P/M3AI$) au-delà duquel il ne faut plus enrichir les sols. En 1999, les travaux de Khiari permettaient d'élaborer des seuils critiques de saturation ($M3P/M3AI$) agronomique, basée sur le rendement des cultures, et de saturation environnementale, basée sur le P extrait à l'eau (P_w), pour la culture de la pomme de terre en sols acides à texture grossière. Le P extrait à l'eau est un indice de la quantité de P retrouvé dans la solution du sol et du facteur intensité (Pellerin, 2005). Il permet d'évaluer le potentiel de dissolution du P dans la solution du sol, dont la majeure partie peut être entraînée par les eaux de ruissellement (Khiari, 1999). Plusieurs études québécoises ont montré le rapport $M3P/M3AI$ était hautement corrélé au potentiel de dissolution du P, évalué par P_w (Giroux et Tran, 1996; Rivest et Leduc, 1998; Khiari, 1999; Pellerin, 2005). Ce rapport est aussi utilisé pour effectuer les recommandations de fertilisation. Dans son étude, Khiari (1999) a mis en relation le P_w et différentes méthodes du calcul de la saturation en P des sols. À partir du seuil de 25 % proposé par Breeuwsma et Silva (1992), ce dernier a converti cette valeur en un seuil environnemental de 15 % ($M3P/M3AI$), correspondant à une concentration de 9,7 mg P_w/L . Cette valeur approche les niveaux de suffisance en P (10,9 mg P_w/L) des cultures aux Pays-Bas (Breeuwsma et Silva, 1992) et correspond au niveau supérieur de la classe de fertilité moyenne de la Basse Saxe (Pellerin, 2005). Le seuil critique agronomique (8,6 %) a été établi à partir de la valeur inférieure de la classe moyenne de fertilité des sols.

En 2002, Parent *et al.* présentaient les résultats d'une étude impliquant 175 sols du Québec. Les auteurs ont établi la relation entre le P_w et la saturation $M3P/M3AI$ des sols selon leur texture et leur genèse. À partir d'une concentration de 0,10 mg de P_i dans la solution du sol, correspondant à la saturation de 25 % établie par Breeuwsma et Silva (1992), les auteurs ont établi des valeurs de saturation critiques variant de 8 à 17 %. Ils ont aussi noté qu'une saturation supérieure à 8,5 % de la couche arable dans les sols contenant moins de 30 % d'argile posait un risque d'enrichissement du sous-sol. Récemment, Pellerin (2005) a effectué un exercice similaire. Partant d'une concentration en phosphore soluble à l'eau de 9,7 mg P/L , générée par Khiari (1999), l'auteur a établi des seuils agronomiques et environnementaux critiques pour la culture du maïs sur sols acides à neutres. Pour tenir compte de l'effet des propriétés des sols sur le pouvoir de fixation, Pellerin a séparé les sols selon leur texture (fine ou grossière). Un seuil critique environnemental de 7,6 % a été avancé pour les sols de texture fine et de 13,1 % pour les sols de texture grossière sous culture de maïs.

L'utilité des tests agronomiques et environnementaux comme indicateur du potentiel de contamination de l'eau, que ce soit les teneurs en P ou la saturation en P des sols, est certes importante. Toutefois, ces indicateurs ne sont valides qu'à l'intérieur des limites pour lesquelles ils ont été testés. Par exemple, alors que les études ont clairement démontré l'utilité des indicateurs de saturation dans les sols minéraux, ils ne semblent pas appropriés dans les sols organiques où le cycle du phosphore est davantage contrôlé par les processus biologiques et enzymatiques (Parent *et al.*, 2002). Des études plus poussées sont encore nécessaires afin d'établir des méthodes et des seuils adaptés aux cultures et aux propriétés pédologiques locales.

Tableau 2.3 – Seuils environnementaux proposés au Québec et ailleurs

Sols	Seuil	Base	Risque	Saturation	Auteur
<i>Québec</i>					
Acides à neutres :	7,6 %	9,7 mg Pw/L dans la solution du sol (seuil établi par Khiari, 1999)	Contamination des eaux de surface	M3(P/Al)	Pellerin, 2005
Texture fine	13,1 %				
Texture grossière					
Podzol		0,10 mg Pw/L Solution du sol	Contamination des eaux souterraines	M3(P/Al)	Parent <i>et al.</i> , 2002
0 - 20 % argile	17 %				
20 - 30 % argile	13 %				
30 - 60 % argile	8 %				
> 60 % argile	6 %				
Gleysol		0,10 mg Pi/L Solution du sol	Enrichissement du sous-sol	M3(P/Al)	Khiari, 1999
0 - 20 % argile	14 %				
20 - 30 % argile	10 %				
30 - 60 % argile	8 %				
> 60 % argile	8 %				
Acides à texture grossière	15 %	25 % saturation (P/α(Al+Fe)) _{ox} ou	Contamination des eaux de surface	M3(P/Al)	Khiari, 1999
	8,6 %	0,10 mg Pi/L Solution du sol	Enrichissement du sous-sol		
Sols agricoles	10 %	250 µg P-M3/L dans le ruissellement	Contamination des eaux de surface	M3 (P/Al)	Giroux et Tran, 1996
	20 %				
<i>Ailleurs</i>					
Sols sableux acides	25 %	0,10 mg Pi/L Solution du sol	Contamination des eaux souterraines	(P/α(Al+Fe)) _{ox}	Breeuwsma et Silva, 1992
	25 %	0,15 mg Pi/L Solution du sol	Contamination des eaux de surface	(P/α(Al+Fe)) _{ox}	Breeuwsma et Reijerink, 1992
Variable	10 %	250 µg M3P/L dans le ruissellement	Contamination des eaux de surface	(M3P/ X _m)	Sharpley, 1995

De plus, ces méthodes se contentent de fournir de l'information sur le phosphore potentiellement mobilisable et ne donnent pas réellement une information sur le risque associé au transport du P vers le cours d'eau. Pour évaluer le risque de transport du P vers les plans d'eau, il faut aussi évaluer les facteurs qui régissent le transport du phosphore. Au Québec, comme dans la plupart des régions nordiques, le transport du P est étroitement lié à l'hydrologie. Les mouvements de l'eau fournissent l'énergie nécessaire pour le transport des différentes formes de phosphore. Les sections qui suivent examineront les facteurs qui influencent la mobilité des sources de phosphore.

2.2 Les apports de phosphore

Le transport du phosphore des parcelles agricoles vers les plans d'eau suit deux modes de transfert : soit la dissolution et le transport particulaire. La dissolution, implique la solubilisation des formes de P minéral fixées aux particules de sol et le transport subséquent des ions phosphatés par diffusion ou lessivage dans le sol ou encore par ruissellement à la surface du sol. Le transport particulaire implique le détachement et la prise en charge par le ruissellement et le transport préférentiel du phosphore attaché aux particules minérales ou organiques du sol.

Plusieurs facteurs influencent la mobilité des différentes sources de phosphore. D'abord, les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols ont une influence sur la capacité de rétention et le mouvement du P, tel que vu dans la section précédente. Ainsi, la présence d'oxydes et d'hydroxydes de Fe et d'Al, particulièrement dans les sols podzolisés, augmente la capacité d'adsorption des sols (Tran et Giroux, 1987; Pellerin, 2005) alors que la matière organique favorise la désorption et contribue à accroître la dissolution du phosphore dans l'eau (Parent *et al.*, 2002). Les activités humaines ont aussi une influence importante. Par exemple, un bilan d'apport excédentaire entraînera à long terme un enrichissement du sol qui augmentera les risques d'exportations de P vers le milieu aquatique (Sharpley et Withers, 1994; Giroux et Tran, 1996). La forme, la période et le mode d'épandage des engrais ont aussi un effet sur le transport évènementiel des apports récents par le ruissellement de P (Heathwaite *et al.*, 2000; Withers *et al.*, 2003). Finalement, les pratiques culturales influencent la distribution du P dans le profil du sol et contrôlent la vulnérabilité des parcelles face aux processus d'érosion et de transport du P particulaire.

Bilans d'apport et enrichissement des sols

La commercialisation de l'agriculture depuis les années soixante a grandement changé le portrait de nos entreprises agricoles. De fermes de subsistance, les entreprises agricoles modernes sont maintenant axées sur la compétitivité et rentabilité face à l'agriculture mondiale. Cette réorientation, amorcée à la suite des recommandations de la Commission Héon en 1953 (Équiterre, 2004) a eu entre autres pour effet de réduire le nombre et d'augmenter la taille des fermes et d'intensifier les élevages. De nos jours, comme les fermes ne comptent plus seulement sur les intrants locaux pour suffire aux besoins des animaux et des cultures, les systèmes agricoles occidentaux sont caractérisés par des bilans d'exportation positifs. Les exportations de phosphore par les cultures sont plus faibles que les importations sous formes de moulées pour les animaux ou de fertilisants minéraux.

Au Québec, les déjections animales sont couramment utilisées comme engrais de ferme. Comme le ratio P : N des fertilisants organiques dépasse celui nécessaire aux plantes, il s'ensuit qu'une fertilisation basée sur les besoins en N des plantes génère un surplus de P. Cette situation n'est pas unique au Québec mais semble généralisée dans le monde occidental. Des bilans excédentaires, plus ou moins importants selon le type de bilan et les hypothèses utilisées, ont été rapportés à l'échelle des fermes, des bassins versants et même des régions dans la littérature.

Dans une revue des implications environnementales du phosphore de source agricole, Sharpley et Rekolainen (1998) rapportaient des surplus de P_2O_5 de 55, 71 et 88 kg/ha

par an en Allemagne de l'Ouest, en Allemagne de l'Est et aux Pays-Bas et de 26 kg/ha aux États-Unis¹. Chez nos voisins du sud, Sharpley *et al.*, (1996), puis Beegle *et al.*, (1998), notaient que de 50 à 60 % des tests de sols d'une quinzaine d'États se situaient dans les classes élevée à excessivement élevée. À l'échelle des comtés américains, Sims (2000) a rapporté un bilan massique du P qui tient compte du phosphore des fumiers et des besoins des cultures non légumineuses et des fourrages. Les résultats montrent qu'environ 15 % (485) des comtés ont plus de 100 % du phosphore nécessaire aux cultures. En 2000, Sharpley notait que les richesses des sols de la majorité des superficies en culture des états de New York (53 %), du Maryland (67 %), du Vermont (58 %) et du Delaware (74 %) dépassaient les besoins agronomiques des cultures. En 40 ans au Maryland, le pourcentage des analyses de sols dans les catégories optimale ou excessive en P-Mehlich-1 est passé de 30 % à 70 % et les résultats les plus élevés sont retrouvés principalement dans les régions d'élevage intensif (Coale, 2000).

Le Québec est une des principales provinces productrices d'animaux d'élevage, principalement de porcs. Des surplus de phosphore provenant des engrais organiques ont été observés dans plusieurs régions. En 2002, Beaudet présentait une caractérisation des bassins versants des rivières Chaudière et Yamaska. Alors que ces deux bassins présentent des bilans en engrais à la surface du sol très semblables (Chaudière, 42 kg P₂O₅/ha vs. Yamaska, 43 kg P₂O₅/ha), la pression exercée par les engrais de ferme est plus forte dans le bassin de la Chaudière (38 kg P₂O₅/ha) que dans le bassin de la Yamaska (25 kg P₂O₅/ha) lorsque seules les superficies en cultures sont considérées. Cette pression accrue des engrais de ferme dans le bassin de la Chaudière est en lien avec une densité d'élevage plus élevée dans cette région (2,0 UA/ha en culture dans bassin versant de la Chaudière et 1,7 UA/ha dans le bassin versant de la Yamaska). La pression animale demeure cependant plus élevée dans le bassin de la Yamaska lorsque le bilan à la surface du sol est exprimé sur la totalité de la superficie des bassins. Les résultats des analyses de sols pratiquées dans ces deux bassins montrent qu'environ 19 % des échantillons de sols dépassaient le seuil critique de saturation (P/AI)M-3 de 10 % alors que 25 % se situaient dans les limites optimales de 5 à 10 %. Il est estimé que de 5 à 20 % des superficies agricoles de ces bassins pourraient dépasser cette limite, particulièrement dans le bassin versant de la rivière Yamaska. Si cette situation de surplus persiste, les probabilités d'enrichissement des terres au-delà des niveaux optimaux est plus que probable.

Giroux (2002) notait qu'un enrichissement des sols de 1 kg P-M3/ha nécessitait une application de 2 à 5 kg P/ha, selon la nature pédologique et les caractéristiques du sol. Dans une étude s'étalant sur une période de huit ans, Tran *et al.*, (1996) ont noté que des apports d'engrais de ferme à des doses agronomiques basée sur l'azote (30 - 40 t fumier ou 60 t lisier par an) amenaient les sols à des teneurs en P optimal alors que l'application de doses élevées (100 à 120 t/ha) amenait les sols à des niveaux excessivement riches. Ces derniers ont observé des taux d'enrichissement des sols qui variaient entre 7,9 à 25,9 kg P-M3/ha/an selon le type de fertilisant et les doses épandues. Ils ont aussi observé que la teneur en P soluble avait augmenté.

¹ Les bilans européens, calculés par Isermann (1990), impliquent les quantités de fertilisants minéraux utilisées, les surplus alimentaires et les fourrages importés ainsi que les exportations par les animaux et les plantes. Le bilan aux États-Unis provient du National Research Council (1993) et est calculé à l'aide des quantités de fertilisants minéraux et organiques ainsi qu'avec la quantité de phosphore dans les récoltes et les résidus de culture.

Les bassins versants des rivières Chaudière et Yamaska ne sont pas les seuls à présenter des taux près ou supérieurs aux seuils critiques. Le tiers des analyses de sol prises sur le bassin versant du Ruisseau au Castor, un tributaire de la rivière aux Brochets en Montérégie-Est, dépasse le seuil de vulnérabilité de 10 % de saturation et 6 % des échantillons dépasse le seuil critique de 20 % (Michaud *et al.*, 2002). De plus, les résultats d'analyses spatiales faites par Deslandes *et al.*, (2002) sur le bassin versant la rivière aux Brochets révèlent un bilan à la surface du sol de 19 kg P₂O₅/ha, corrélé positivement avec la richesse des sols et qui reflète le gradient spatial de l'intensité des élevages.

Tableau 2.4 – Pourcentage de saturation des sols en phosphore pour la province et les diverses régions administratives

No de la région	Région administrative	Nombre d'observations	Moyenne	Écart-type	Erreur-type	Limite inférieure	Limite supérieure	Centile 25	Médiane	Centile 75
1	Bas-Saint-Laurent	10 678	4,6	6,4	0,1	4,5	4,7	1,7	2,9	5,4
2	Saguenay-Lac-Saint-Jean	5 353	3,1	4,1	0,1	3,0	3,2	1,2	2,0	3,4
3	Capitale-Nationale	4 588	5,8	6,9	0,1	5,6	6,0	1,7	3,4	7,0
4	Mauricie	3 768	4,8	6,4	0,1	4,6	5,0	1,7	3,1	5,8
5	Estrie	7 481	4,6	6,2	0,1	4,5	4,7	1,7	3,3	5,7
6	Montréal	446	13,3	17,8	0,8	11,8	14,9	2,7	5,4	14,9
7	Outaouais	4 120	3,5	3,6	0,1	3,4	3,6	1,4	2,4	4,2
8	Abitibi-Témiscamingue	3 691	2,3	3,5	0,1	2,2	2,4	1,0	1,5	2,4
9	Côte-Nord	440	3,5	4,5	0,2	3,1	3,9	1,0	2,2	4,3
10	Nord-du-Québec	21	2,7	1,7	0,4	1,9	3,5	0,6	2,8	3,6
11	Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine	1 320	4,7	7,2	0,2	4,4	5,1	1,5	2,6	5,2
12	Chaudière-Appalaches	17 650	6,3	6,5	0,1	6,2	6,4	2,4	4,4	7,9
13	Laval	159	7,7	9,0	0,7	6,3	9,1	2,4	4,2	8,6
14	Lanaudière	7 626	8,0	7,4	0,1	7,8	8,2	3,1	5,6	10,6
15	Laurentides	3 791	4,6	6,0	0,1	4,4	4,8	1,7	3,0	5,5
16	Montérégie-Est	17 065	9,2	8,8	0,1	9,1	9,4	3,5	6,6	11,8
17	Centre-du-Québec	15 019	6,0	6,9	0,1	5,9	6,1	2,4	4,3	7,6
18	Montérégie-Ouest	7 489	6,9	6,1	0,1	6,8	7,1	3,2	5,4	8,6
	Province	110 864	6,1	6,8	0,0	6,0	6,1	2,0	3,9	7,6

Tiré de Beaudet *et al.*, 2003.

À partir des résultats des analyses de sol effectuées par le laboratoire du MAPAQ (1995-1996) et le laboratoire d'Agridirect inc. (1998-2001), Beaudet *et al.*, (2003) ont produit une description statistique des propriétés chimiques des sols minéraux à l'échelle du Québec et des régions administratives. Outre la teneur en P Mehlich-3, en Al Mehlich-3 et la saturation M3P/M3Al, des statistiques concernant le contenu en potassium, en magnésium, en calcium en matière organique des sols ainsi que le pH et la conductivité électrique des sols sont présentées. Les résultats présentés dans ce document montrent qu'au Québec, entre 1995 et 2001, plus de 15 % des analyses de sol se retrouvent dans la classe de saturation élevée à très élevée (10 % >M3P/M3Al > 20 % et M3P/M3 Al > 20 %). Le tableau 2.4, tiré de Beaudet *et al.* (2003), montre les statistiques de saturation des sols des 18 régions administratives québécoises. Ce sont les régions où la pression agricole est plus présente, comme la Montérégie et Lanaudière qui présentent les saturations en phosphore les plus élevées.

La richesse des sols a été identifiée comme un facteur important des exportations de phosphore soluble, hautement biodisponible, dans les eaux de ruissellement dans plusieurs études sous pluies naturelles ou simulées (Sharpley, 1996). Selon Sharpley (1985) et Ahuja (1986), les processus de désorption et de dissolution du P et d'extraction du P sous forme soluble se produisent à l'intérieur d'une mince couche de sol de 1 à 5 mm. Wolf *et al.*, (1985) ont estimé que plusieurs méthodes agronomiques d'analyse de sols (Tableau 2.1), utilisées dans la détermination du phosphore disponible pour les cultures étaient bien corrélées avec les mesures servant à déterminer la biodisponibilité algale du P. Depuis quelques années, de nouvelles techniques qui permettent de mieux prédire le potentiel des sols à enrichir en phosphore les eaux de ruissellement sont utilisées. Par exemple, le phosphore réactif soluble à

l'eau donne une bonne idée de la quantité de P potentiellement exportable par le ruissellement. Contrairement aux indices de saturation (Tableau 2.2), cet indicateur ne tient toutefois pas compte du pouvoir fixateur du sol.

Plusieurs études réalisées en Hollande (Breeuwsma *et al.*, 1995), aux États-Unis (Pote *et al.*, 1996) et au Québec (Giroux et Tran, 1996; Rivest et Leduc, 1997; Khiari, 1999; Pellerin, 2005) ont démontré que le degré de saturation des sols prédisait adéquatement la quantité de P soluble et potentiellement désorbée, susceptible d'enrichir le ruissellement. Leurs résultats ont montré qu'une augmentation du degré de saturation s'accompagnait d'une augmentation de la solubilité du phosphore et accroissait donc les risques de contamination des eaux de surface et souterraine.

Forme, période et mode d'épandage des engrais

La teneur et la saturation en phosphore des sols et leur potentiel de sorption-désorption traduisent la mobilité du phosphore stocké dans les couches arables des sols agricoles. Ces tests ne tiennent toutefois pas compte de l'influence à court terme des épandages d'engrais inorganiques et organiques. En effet, la forme de l'engrais ainsi que la période et le mode d'épandage des engrais ont une influence sur les quantités et les formes de phosphore qui seront exportées de champs.

Selon Giroux *et al.*, (2002), la quantité et la nature des pools de phosphore inorganiques du sol qui sont en équilibre avec la fraction disponible, affecte l'évolution du phosphore des sols. Une application de fertilisants aura pour effet d'augmenter le phosphore disponible des sols (Sharpley et Rekolainen, 1998) dans le pool de P en solution (inorganique) ou dans le pool de P organique dynamique (Coale, 2000). Les additions de phosphore dans ces pools vont avec le temps atteindre un équilibre avec les pools plus stables de P organique et inorganique du sol (Coale, 2000). Même si les fertilisants inorganiques sont considérés comme la source majeure de phosphore disponible aux plantes, l'inclusion de P dans le pool organique du sol ainsi que le manque de réponse des plantes au P minéral due à la minéralisation des fractions organiques souligne l'importance du P organique dans le cycle du phosphore dans les sols (Sharpley et Rekolainen, 1998). Sharpley, en 1985, a démontré que la minéralisation du phosphore, généralement de l'ordre de 15 - 33 kg P ha⁻¹ an⁻¹, dans plusieurs sols en Oklahoma n'était pas complètement inhibée par l'application de fertilisants (20 - 28 kg P ha⁻¹ an⁻¹) et que la contribution organique et minérale aux plantes était similaire.

L'effet des fertilisants sur la mobilité du phosphore est principalement lié à l'ajout de fertilisants organiques. Cantin (1998) a observé que le phosphore organique contenu dans les fertilisants réagissait moins avec le sol et était donc plus mobile à la suite d'une application. Selon Parent *et al.*, (2002), la présence de composés organiques dans le sol entrerait en compétition avec le phosphore. En se liant aux sites d'adsorption du sol (Fe, Al, Ca, minéraux argileux), ces composés organiques favoriseraient la mise en solution du P. La solubilité plus élevée du phosphore contenu dans les fumiers, combinée à une quantité d'eau plus importante dans ceux-ci, à la faible densité des particules organiques et à sa présence en surface du sol contribuent significativement à l'accroissement des charges solubles, majoritairement biodisponibles de phosphore (Michaud, 2004). Cette augmentation épisodique, particulièrement de la fraction soluble du ruissellement à la suite des fertilisations, est indépendante de la richesse des sols. Selon Whitters *et al.*, (2003), lorsque ces pertes événementielles se produisent, elles peuvent être responsables de 50 à 98 % des charges de phosphore mesurées en

surface et dans le sous-sol. Elles représentent généralement de 5 à 10 % du P total appliqué mais peuvent représenter plus de 20 % dans des conditions défavorables.

L'exportation potentielle des engrais sous forme soluble est maximale suivant l'application en surface et diminue progressivement, alors que le P sol est adsorbé par les particules de sol (Michaud, 2004). La période de temps entre l'épandage et le transport du P par un événement de pluie revêt donc une grande importance puisque les engrais organiques sont rapidement minéralisés suite à un épandage (Cantin, 1998). Pote *et al.*, (2001) ont observé que la richesse en P du ruissellement était proportionnelle aux taux d'application de lisier épandu 24 heures auparavant. De plus, lorsque les engrais organiques sont appliqués en même temps que les engrais minéraux, le phosphore organique réduit le phénomène de fixation du P par les oxydes de fer et d'aluminium. Cette synergie augmente donc la solubilité du phosphore minéral et conduit donc à une plus grande disponibilité du P pour la plante (Cantin, 1998) mais aussi à un risque accru de transport du P vers le milieu aquatique.

Kleinman *et al.*, (2002), dans une étude en parcelles sous simulateur de pluie, ont démontré que l'application d'engrais en surface plutôt qu'incorporé contribuait à la majeure partie des exportations de phosphore. Sans incorporation, le P soluble forme la fraction dominante (64 %) du ruissellement. L'incorporation, en plus de diminuer le P total de 63 %, diminue la fraction soluble qui ne représente plus que 9 % du P total dans le ruissellement, ce qui n'est pas significativement différent des sols non fertilisés étudiés. Au Québec, plusieurs études se sont attardées à l'effet des matières fertilisantes sur le ruissellement et les exportations de phosphore. En 1992, Gangbazo *et al.* observaient que l'application en surface de lisier de porc réduisait le décalage entre la pluie et le ruissellement, augmentait les volumes d'eau ruisselés et réduisait l'infiltration. Gangbazo *et al.*, (1993) ont aussi étudié l'effet de plusieurs taux d'épandage de lisier de porc sur des parcelles de loam sablo-argileux sous simulateur de pluie. Les résultats ont montré un accroissement des charges en phosphore proportionnel aux taux d'épandage lorsque le lisier est épandu en surface. Ils ont aussi noté que la période laissée entre l'application et les précipitations influence la nature de la relation qui existe entre le phosphore dans le ruissellement et les taux de fertilisation. Lorsque le délai est de moins d'une heure, la quantité de P dans l'écoulement de surface augmente quadratiquement face à un accroissement des quantités de fertilisants appliqués, passant de 0,3 g/ha à 1,5 et 8,1 kg/ha lorsque les taux sont de 0, 35 et 70 kg P total/ha. Si 24 à 48 heures se sont écoulées entre les fertilisations et la pluie, la relation devient linéaire et la charge ne dépasse pas 2,3 kg/ha. De plus, lorsque le lisier est enfoui, la charge de P dans les eaux de ruissellement se rapproche des exportations d'un sol naturel sans épandage (0,3 g P total/ha) et n'est plus dépendante des taux d'application. Dans une étude subséquente, Gangbazo *et al.*, (1997) ont étudié pendant deux ans l'effet de l'épandage du lisier de porc à des taux compatibles avec les besoins en azote des cultures de maïs sur le contenu en P du ruissellement et de l'écoulement aux drains. À ces taux d'application (35 - 39 kg P/ha), les charges moyennes cumulatives de P total (0,18 kg P/ha) et d'ions phosphates (0,03 kg PO₄-P/ha) dans le ruissellement et dans les drains (0,07 kg P/ha et 0,01 kg PO₄-P/ha) n'étaient pas significativement affectées par les traitements. Les auteurs ont donc conclu qu'à ces taux d'application, le lisier de porc ne représente pas un risque de contamination plus grand que les fertilisants inorganiques. Par contre, l'application de grande quantité de lisier de porc et d'engrais minéraux au-delà des besoins agronomiques des cultures (maïs et fourrages) augmentent les concentrations moyennes estivales en P total (0,24-1,18 mg/L) et en

PO₄-P (0,12-0,6 mg/L) au-delà des critères d'usage de l'eau de surface (Gangbazo *et al.*, 1997b).

En parcelles sous conditions naturelles, Karemangingo (1998) a aussi documenté l'effet de l'incorporation printanière des fertilisants dans la réduction des pertes de P d'une production maïs-grain. Ses résultats ont aussi fait ressortir le risque accru de perte de P des lisiers, tant sous forme particulaire que soluble. Similairement, Grando (1996) a documenté les effets de l'épandage non enfoui en post-levé sur une culture de céréales sous simulateur de pluie. Les exportations de P, variant de 0,6 à 0,75 kg P/ha, étaient environ 600 % celles des parcelles témoin non fertilisées. Récemment, dans une étude avec simulateur de pluie sur 36 parcelles en prairie et en sol nu sur trois séries pédologiques. Michaud (2004) a mis en évidence le lien entre l'épandage de lisier et la fraction biodisponible du P soluble et particulaire. Il a démontré que l'application de lisier explique à lui seul près de 35 % de la variabilité du P soluble et que 70 % de la biodisponibilité du P particulaire était plutôt lié aux propriétés des sols à l'étude.

Facteurs qui influencent la mobilité des sources de phosphore

Propriété des sols

- Teneur en Al, Fe et Ca
- Texture, contenu en argile, perméabilité et structure
- pH

Bilan d'apport et enrichissement des sols

Bilan positif = Enrichissement = Hausse de la saturation = Hausse de la solubilité
= Risque accru de pollution

Forme, période et mode d'épandage des engrais

- Les engrais organiques sont plus solubles que les engrais minéraux car :
 - Ils contiennent plus d'eau;
 - Les composés organiques empêchent le P de réagir avec les minéraux (Al, Fe, Ca) du sol.
- Les engrais organiques favorisent la libération du P soluble biodisponible
- L'application d'engrais organiques augmente la solubilité des engrais minéraux
- Une période de temps plus longue entre la fertilisation et un événement de pluie favorise la fixation du P et la minéralisation du P organique et réduit les risques de perte vers le milieu aquatique
- L'enfouissement réduit significativement les risques d'exportations de phosphore

Pratiques culturales

- Ont un effet sur la distribution du P dans le profil du sol
- Ont un effet sur la couverture du sol en surface
- Ont un effet sur les formes de P exportées

3.0 Le transport du P dans les agroécosystèmes

La connaissance des pratiques de fertilisation des cultures ainsi que de la teneur et de la saturation en P des sols est insuffisante pour définir le risque environnemental que posent les sources de phosphore. Pour qu'il y ait un effet adverse sur l'environnement, il faut qu'il y ait transport du phosphore vers le milieu aquatique. Il faut donc un croisement entre les zones sources et les vecteurs de transport. L'hydrologie est donc au cœur du processus d'évaluation du risque de contamination par le phosphore de source diffuse. Au Québec et dans les pays nordiques, la circulation hydrique est le principal moteur qui régit l'érosion et le système de transfert du P. Les systèmes hydrologiques sont toutefois fort complexes et présentent une grande variabilité, tant spatiale que temporelle, qui se reflète dans les variations des exportations de phosphore.

3.1 Bilan hydrique du Québec et des zones nordiques

Le bilan hydrique des sols est intimement relié au cycle de l'eau (Figure 3.1). Celui-ci est contrôlé par les transferts des différentes formes d'eau (liquide, gazeuse ou solide) entre le milieu atmosphérique et terrestre. Des précipitations qui tombent à la surface terrestre, une partie ruissellera et rejoindra les cours d'eau qui se déverseront dans les fleuves et les océans. De ces eaux de surface, une quantité retournera vers l'atmosphère par évaporation. L'autre partie des précipitations s'infiltrera dans le sol. L'eau qui s'infiltré dans les sols peut être récupérée par la végétation pour servir à la croissance et la régulation des plantes qui en évaporent une partie. L'eau peut aussi se déplacer latéralement dans les sols et aller rejoindre les cours d'eau ou s'infiltrer plus profondément, possiblement rejoindre les drains agricoles ou encore gagner les nappes d'eau souterraine. Dans le cycle hydrique, rien ne se perd, rien ne se crée et toutes les sources d'eau retourneront éventuellement à l'atmosphère, formeront les nuages qui précipiteront l'eau à nouveau à la surface terrestre.

La répartition de l'eau à la surface terrestre est cependant très variable. Alors que certains endroits reçoivent des quantités importantes de précipitations, d'autres n'en reçoivent pratiquement pas. Ainsi, le désert d'Atacama sur la côte chilienne ne reçoit en moyenne moins d'un 1 cm de pluie par année (Carnegie Mellon University, 2006) alors que Cherrapunji, en Inde, en reçoit près de 127 000 mm (12,7 m) (Extreme Science, 2006). Quoique les précipitations au Canada soient variables selon les régions, les moyennes annuelles provinciales varient généralement d'environ 241 mm au Nunavut à près de 1 320 mm en Nouvelle-Écosse (Environnement Canada, 2005). Au Québec, les précipitations totales annuelles varient dans le même ordre de grandeur, d'environ 290 mm au nord du Nunavik à près de 1 550 mm dans la Réserve Faunique des Laurentides au nord de Québec (Gerardin et McKenney, 2001).

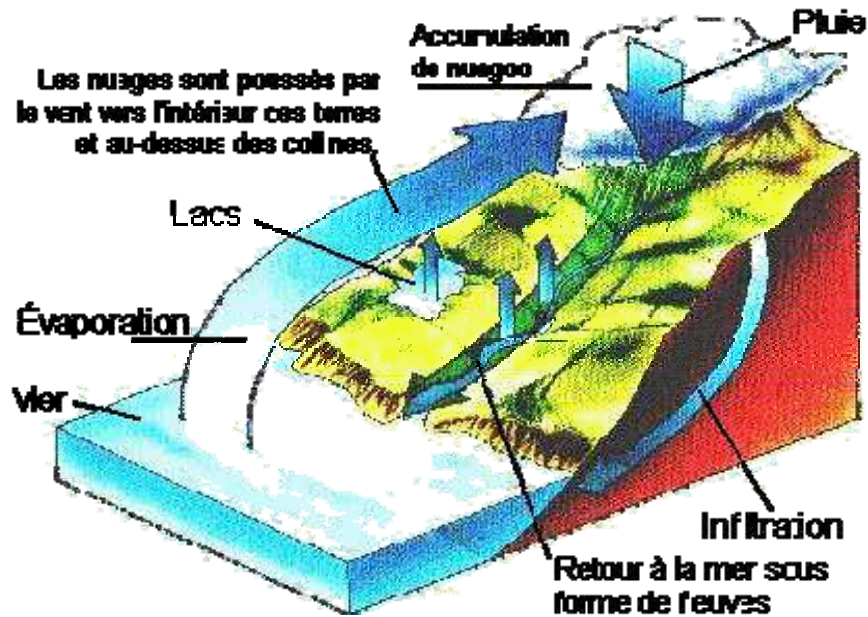


Figure 3.1 – Cycle de l'eau
(tiré de Rioux, 1998)

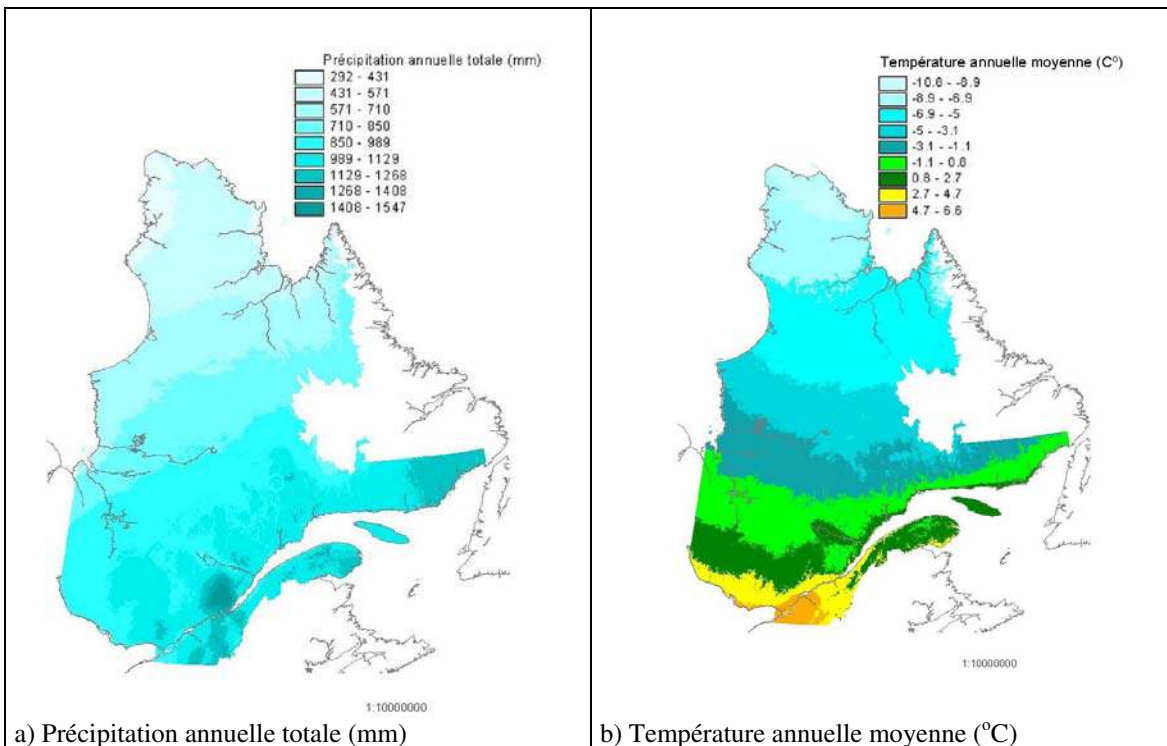


Figure 3.2 – Précipitation totale et température moyenne annuelle au Québec
(tiré de Gerardin et McKenney, 2001)

La répartition de l'eau entre la surface et les différents compartiments souterrains est un phénomène hautement variable tant spatialement que temporellement. Le bilan hydrique est bien sûr étroitement lié à la distribution spatiale et temporelle des quantités de pluie qui tombent sur une région. Toutefois, d'autres éléments, tels que la température, la végétation (type, stade de phénologie), le type de sol et son matériel parent ainsi qu'une

multitude de facteurs anthropogéniques (irrigation, structures de captage, imperméabilisation des surfaces, etc.) influencent le partage de l'eau.

Au Québec comme dans le reste du pays, les précipitations totales annuelles excèdent l'évaporation. Des quantités d'eau qui tombent au sol, une bonne partie retourne au cours d'eau sous forme d'écoulement. Selon l'*Atlas National du Canada* (Ressources naturelles Canada, 2004), l'écoulement annuel moyen au cours d'eau, rapporté sur la superficie du bassin versant, varie de quelques centimètres (<10,2 cm) dans les provinces de l'Alberta et de la Saskatchewan ainsi qu'au nord du Yukon et des T-N-O à plus de 203,2 cm en Colombie-Britannique. Au Québec, cette variation oscille plutôt entre 40 cm dans l'ouest de la province à environ 91 cm sur la Côte-Nord (Figure 3.3). La Montérégie-Est, une des principales zones agricoles au Québec, reçoit environ 100 cm de pluie par année mais seulement 30 à 40 cm atteignent le réseau hydrographique.

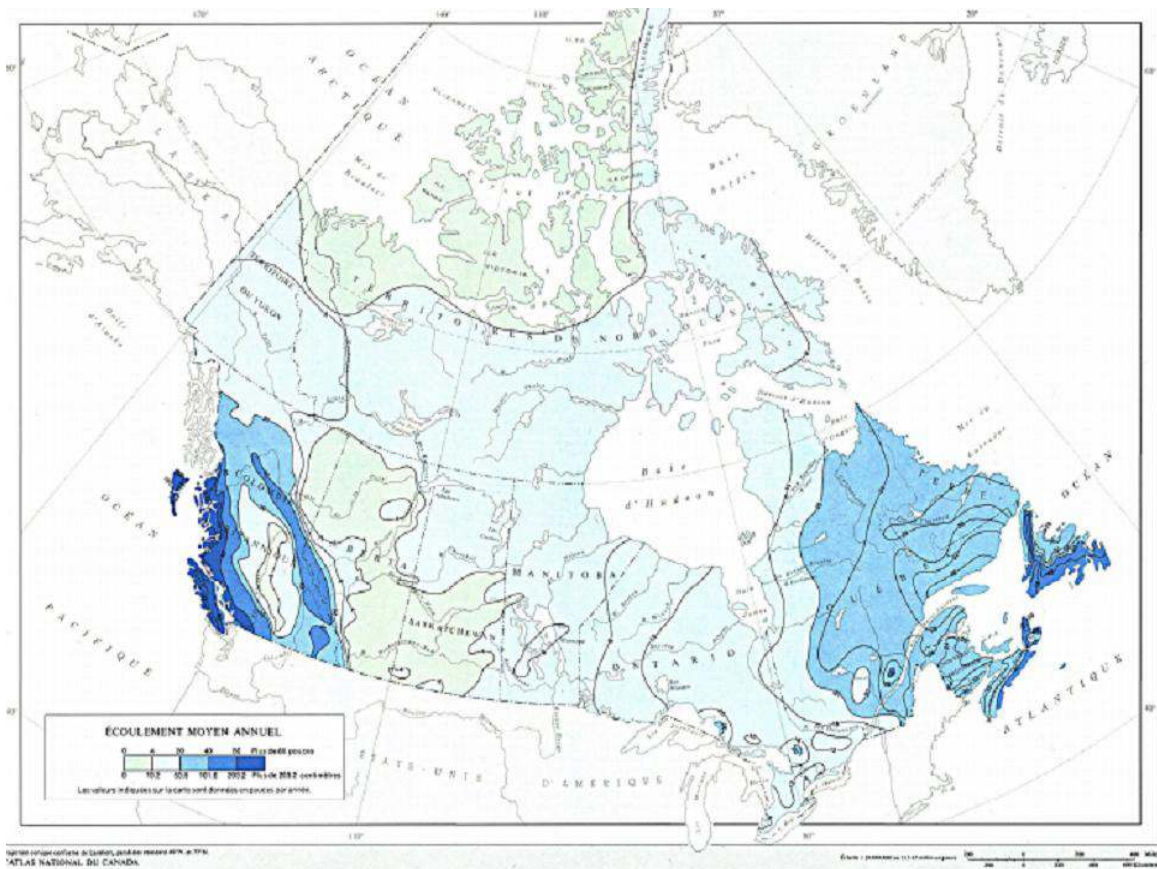


Figure 3.3 – Écoulement moyen annuel au Canada
(tiré de l'Atlas National du Canada (Ressources Naturelles Canada, 2004))

Le domaine agroenvironnemental traitant de la pollution diffuse porte cependant une attention particulière à la séparation des quantités d'eau qui ruisselle en surface par rapport à celle qui transite dans le sous-sol. Cette séparation revêt une importance cruciale lorsque l'on considère que, généralement, la majorité du phosphore est exportée en surface soit sous forme dissoute dans le ruissellement ou sous forme particulaire avec les sédiments érodés par la pluie ou par le ruissellement de surface.

La majorité des études traitant du transport de la pollution de source agricole diffuse comporte donc une portion dédiée à la caractérisation de la répartition de l'eau dans ses différents compartiments. L'achat, l'installation et l'entretien d'équipements dédiés à mesurer les variations hydrologiques sont toutefois onéreux et demandent beaucoup de temps de la part des intervenants. Comme le phosphore a longtemps été perçu comme un élément peu mobile dans le profil du sol, les études sur son transport se sont longtemps tenues à mesurer le ruissellement de surface et le débit au cours d'eau et considère que le reste provient des écoulements souterrains. Dans les dernières années toutefois, plusieurs études ont fait le lien entre un enrichissement en phosphore des sols et une plus grande mobilité du P dans le sol. Depuis, plusieurs études mettent en place des dispositifs permettant aussi de mesurer l'écoulement dans le sol et dans les drains agricoles.

Ces études en parcelles expérimentales permettent de mieux caractériser le bilan hydrique des sols et de déterminer les facteurs locaux qui influencent la répartition de l'eau en surface et dans le sol. Par exemple, en Colombie-Britannique, van Vliet *et al.*, (2002) ont étudié l'effet de différentes méthodes d'applications de fumier sur la production du ruissellement et le transport des sédiments et nutriments de champs de maïs. Ceux-ci ont recueilli l'eau de ruissellement provenant de parcelles agricoles lors de 19 événements. Les quantités d'eau captées oscillaient entre 0 et 41 mm par événement et les coefficients de ruissellement de ces événements variaient entre 0 et 85 %. Au total, entre 128 et 542 mm de ruissellement ont été interceptés annuellement. De plus, la diminution du ruissellement avec l'implantation de culture intercalaire² était significative.

Dans une étude similaire, Gangbazo *et al.*, en 1997, ont étudié l'effet de l'épandage d'engrais minéraux et de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures de champs drainés, pendant une période de 5 ans (1989-1994). Ces derniers ont rapporté des valeurs annuelles moyennes de ruissellement de 89 mm pour les fourrages et de 122 mm pour le maïs. Ces résultats mettent aussi en relief l'importance de la végétation dans les mécanismes de transfert de l'eau. Dans une étude précédente, sous simulateur de pluie, Gangbazo *et al.*, (1992) avaient aussi noté une augmentation des quantités d'eau ruisselées en surface à la suite de l'application de lisier de porc sur des parcelles sans végétation. Il faut cependant noter que le lisier comporte une certaine quantité d'eau et que son application au sol contribue donc au développement du ruissellement.

Plus récemment, une équipe de l'Université McGill a instrumenté deux champs agricoles aux propriétés de sols variables afin de mesurer le ruissellement en surface et l'écoulement souterrain (Jamieson *et al.*, 2003). Située au sud-est de Montréal dans le bassin versant de la rivière aux Brochets, cette étude débutée en 2000 a comme but d'évaluer le partage du transport du phosphore entre le ruissellement et l'écoulement hypodermique. Les auteurs rapportent que les quantités d'eau qui transitent par les drains représentent de 52 % à 89 % (96 – 371 mm) du drainage total annuel (184 à 415 mm) alors que le ruissellement en surface est plutôt limité (27 – 88 mm ou 7 à 48 %) (Enright et Madramootoo, 2003).

² Les cultures intercalaires sont semées entre les rangs d'une culture principale. Lorsque la culture principale est récoltée, la culture intercalaire continue à croître. Elle peut être récoltée si la saison de croissance le permet ou laissée sur place en hiver pour protéger les sols.

Même si les instruments de mesures des écoulements de surface et hypodermiques fournissent une information de premier ordre, leur application généralisée est trop dispendieuse pour être fonctionnelle lorsque l'on désire une information qui a trait aux bassins versants, petits ou grands. Dans ces cas, une généralisation des leçons apprises au niveau des colonnes de sols et des parcelles doit être appliquée à l'échelle des bassins versants. Ainsi, la plupart des études en bassins versants se contente de mesurer le débit au cours d'eau ou en rivières. Par la suite, différentes techniques de séparation d'hydrogramme (Eckhardt, 2005; Arnold *et al.*, 1999; SCOPE, 1994) peuvent être utilisées afin d'évaluer les proportions du débit provenant du ruissellement en surface et de l'écoulement souterrain. Parfois ces techniques peuvent aussi fournir une information quant à la quantité d'eau qui s'écoule latéralement dans les sols pour rejoindre les cours d'eau.

À l'échelle des bassins versants, des régions ou nationalement, ce sont plutôt des modèles mathématiques qui évaluent les transferts et les quantités d'eau du cycle hydrique. Il existe une multitude de modèles, d'une complexité variable, applicable à des échelles variables (colonne de sol, champs, bassin versant) et adaptées aux besoins des utilisateurs. Certains ne servent qu'à évaluer le ruissellement en surface, comme la méthode empirique des numéros de courbes (CN) du Service de conservation de sols (SCS) du département américain de l'agriculture (USDA). Cette méthode évalue les volumes de ruissellement pour différents événements pluvieux en se basant sur les caractéristiques physiques des sols, l'utilisation du sol et la condition d'humidité du sol au début de l'événement de pluie (Annexe 5). C'est une méthode qui est couramment utilisée dans les travaux de conception en ingénierie hydraulique et en hydrologie. D'autres, comme le Versatile Soil Moisture Budget (VSMB) (Baier *et al.*, 1979; Akinremi et McGinn, 1995; Akinremi *et al.*, 1996; Akinremi *et al.* 1997), sont plutôt dédiés à l'estimation de la teneur en eau des sols, d'autres encore à l'érosion des sols (RUSLE et RUSLE-FAC: Wall *et al.*, 2002) et à son effet sur la productivité de cultures (EPIC : Singh, 1995). Depuis des années déjà, la tendance en modélisation est à l'intégration. Les routines des modèles à l'échelle des sols ont été incluses dans les modèles à l'échelle parcellaire qui ont ensuite été modifiés pour évaluer les processus au niveau des bassins versants. De plus, certains modèles empiriques plus simples ont été inclus dans les modèles conceptuels plus complexes. Plusieurs de ces modèles amalgamés servent aujourd'hui à décrire les systèmes de transfert de l'eau, des sédiments, des éléments nutritifs et chimiques ainsi que la qualité de l'eau des rivières et même de la croissance des plantes et du rendement de cultures.

Les données mesurées en rivières (débit, sédiments et nutriments) servent ensuite à calibrer les résultats des modèles afin que ceux-ci représentent la réalité *terrain*. De cette manière, les résultats des modèles tant à l'échelle du parcellaire que du bassin versant ainsi que les valeurs de qualité d'eau sont reconnus comme étant valides. Au Québec, comme ailleurs dans le monde, ce sont les résultats des modèles hydrologiques qui servent souvent à caractériser les bilans hydriques des bassins versants. Toutefois, même si plusieurs études utilisent les modèles hydrologiques pour le suivi et la caractérisation du transport des contaminants, peu font état du bilan hydrique complet au niveau des parcelles sur une base temporelle saisonnière ou annuelle.

En effet, plusieurs de ces travaux étudient plutôt la répartition de l'eau lors d'événements de pluie. Par exemple, en 1979, van Diem, a utilisé la méthode SCS-CN pour évaluer le ruissellement de surface de 38 bassins versants des régions de la

Montérégie, de l'Estrie, et des Bois-Francs. Entre 1972 et 1977, celui-ci rapporte des valeurs de ruissellement variant de 1 mm à 63,75 mm pour 498 crues dont les coefficients de ruissellement (SurQ/PCP) variaient de 28 à 79 %. Perrone et Madramootoo (1998) ont quant à eux évalué à l'aide du modèle AGNPS (Agricultural Nonpoint Pollution Source) des valeurs de ruissellement de surface variant de 1,84 à 9,68 mm pour sept événements de pluie de 19 à 52 mm sur le ruisseau St-Esprit (26,1 km²), à 50 km au nord-est de Montréal.

Romero *et al.*, (2002) ont par la suite utilisé SLURP (ref) afin de modéliser l'hydrologie du bassin versant du ruisseau St-Esprit. SLURP est un modèle distribué qui permet de prédire la fonte de neige, normalement l'événement hydrologique le plus important au Québec. Les auteurs ont rapporté des hauteurs de ruissellement dues à la fonte de neige de 353 mm en 1997 et de 270 mm en 1998.

À l'aide du modèle SWAT (Neitsch *et al.*, 2002), l'équipe de l'IRDA a aussi évalué le bilan hydrique de près de 4000 unités de réponses hydrologiques (URH), du bassin versant de la rivière aux Brochets (630 km²), un tributaire de la Baie Missisquoi, en Montérégie-Est (Beaudin *et al.*, 2004; Michaud *et al.*, 2005b). Pour chaque URH, constituée par un type de sol et une utilisation du sol unique à l'intérieur des sous-bassins, le ruissellement, le transport latéral de l'eau dans les sols, l'écoulement aux drains ainsi que l'écoulement de base ont été calculés.

Les résultats moyens annuels ont montré que sur ce bassin, des 1 154 mm de pluie que reçoit ce bassin, seulement 476 mm atteignent les cours d'eau. Près de 570 mm sont perdus par évapotranspiration alors que la contribution du ruissellement n'est que de 218 mm, celle de l'écoulement latéral et souterrain de 250 mm et celle des drains de 46 mm. Lorsque seules les superficies drainées sont considérées, la contribution des drains s'élève plutôt à 180 mm, contre 170 mm de ruissellement de surface. Les URH/parcelles démontrent cependant une forte variabilité, déterminée en fonction des caractéristiques des sols et de l'utilisation du sol. Par exemple, alors qu'une parcelle de maïs sur un sol Milton (loam sableux mal drainé) génère annuellement 203 mm de ruissellement et 139 mm aux drains, une parcelle de maïs sur sol Rougemont (loam sableux bien drainé) n'engendre que 50 mm de ruissellement mais près de 275 mm d'écoulements aux drains. Ces résultats semblent concorder avec les résultats obtenus par l'équipe de McGill, qui ont observé de 2000 à 2004 que l'écoulement par les drains était la principale voie d'évacuation de l'eau de deux champs (loam sableux et loam limono-argileux/loam schisteux) situées dans le même bassin. Ceux-ci ont observé que 52 à 93 % (moyenne de 81 %) des volumes d'eau annuels sortaient des parcelles par les drains (Simard *et al.*, 2004).

Michaud *et al.*, (2005b) ont aussi fait ressortir le caractère saisonnier des événements de ruissellement et d'écoulement aux drains. Selon les résultats de modélisation obtenus, près de 60 % du ruissellement est associé aux événements de fonte, alors que le sol gelé prévient toute infiltration. Cette forte contribution au ruissellement annuel a aussi été démontrée en 1997 par Gangbazo qui évaluait à 41 % l'apport annuel de la fonte de neige sur des parcelles situées à la ferme expérimentale de Lennoxville. Dans une étude sur le bassin versant de la rivière Boyer, Gangbazo *et al.*, (2002) évaluaient cependant la contribution printanière (mars-avril) au ruissellement annuel à 64 % et 54 % pour 1997 et 1998 respectivement. Ces résultats concordent bien avec les résultats de plusieurs études qui démontrent l'influence du climat nordique (fonte,

gel-dégel, sol gelé) sur les exportations de phosphore (Bechmann *et al.*, 2005; Uhlen, 1989)

3.2 Contrôle hydrologique de la mobilité du phosphore

Comme mentionné précédemment, il existe deux modes de transport du P; par dissolution ou attaché aux particules de sol. Le phosphore peut être transporté sous forme dissoute dans le ruissellement de surface. Il peut aussi être attaché aux sédiments ou à la matière organique, également dans le ruissellement. Son transport via la matrice du sol ou par transport préférentiel dans les sols pour rejoindre les systèmes de drainage agricole est aussi possible, particulièrement dans les sols enrichis en phosphore. C'est généralement le transport du P dissous qui domine dans les sols mais certaines conditions peuvent faire en sorte que le transport particulaire est non négligeable.

Transport en surface avec le ruissellement et les sédiments

Deux circonstances peuvent provoquer l'apparition du ruissellement en surface : soit que l'intensité des précipitations excède la capacité d'infiltration du sol (hortonien ou « infiltration excès ») ou que le sol devienne saturé d'eau et que la nappe remonte jusqu'à la surface (« saturation excès » ou à surface variable). Proposé par Horton en 1933 (Beven, 2004), le concept du ruissellement hortonien suppose que le ruissellement se forme lorsque l'intensité des précipitations dépasse la capacité d'infiltration du sol, elle-même variable selon l'humidité du sol. La capacité d'infiltration, maximale au début d'une période de précipitation, diminue rapidement alors que les processus de compaction du sol par les gouttes de pluie, de gonflement du sol (bloquant les ouvertures) et de transport des particules fines de la surface dans les interstices du sol, entrent en jeu. Selon le concept hortonien de formation du ruissellement, il y a saturation à partir de la surface du sol et la capacité d'infiltration des sols est plus faible que la capacité d'infiltration gravitationnelle des sols. Cependant, déjà en 1936, Horton reconnaissait la possibilité que le ruissellement puisse être produit par un état de saturation des sols (Beven, 2004, 2004b). Ce n'est qu'au début des années soixante qu'est apparue une conception alternative du processus de formation du ruissellement. Les bassins versant ne sont plus alors perçus comme des entités homogènes mais sont plutôt composés de zones d'aire variable, plus ou moins actives hydrologiquement (Cappus, 1960, cité par Leclerc, 2004). En milieu tempéré, dans les sols complètement saturés des zones humides, la pluie qui tombe ne peut que ruisseller. Dans les sols non saturés, l'eau des pluies s'infiltré et percole en profondeur en poussant l'eau plus ancienne par un effet de piston.

Au Québec et dans les régions tempérées, où l'intensité des précipitations est généralement modérée, le ruissellement de surface est plutôt provoqué par l'état de saturation des sols (Istok et Boersma, 1996; Dills et Heathwaite, 1997). Considérant une période de récurrence de deux ans, l'intensité des précipitations se situe entre 15 et 25 mm/h pour des événements de durée de 120 et 60 minutes respectivement (Ferland et Gagnon, 1974). Cette situation fait en sorte que c'est l'intervalle entre les précipitations et l'accumulation de l'eau dans le profil du sol qui détermine la capacité de transport d'un événement de pluie. Dans certaines situations, l'intensité des précipitations peut toutefois jouer un rôle important, comme lors des orages violents estivaux. De plus, certaines zones restreintes, comme roulières, les aires piétinées par

le bétail ou les sols sujets à la battance peuvent accentuer le ruissellement en réponse à l'intensité des précipitations.

En milieu tempéré, il est généralement reconnu que seule une petite partie du territoire, dominé par les processus hydrologiques à surface variable, contribue majoritairement au développement du ruissellement d'un bassin versant. L'étendue de ces zones contributives au ruissellement varie au gré des saisons et à l'intérieur des événements de pluie (Beven et Wood, 1983; Gburek *et al.*, 2002). Appelées aires sources variables (VSA) ou aires sources critiques (CSA), les zones de croisement entre les sources de phosphore et les zones de transport sont grandement influencées par les particularités du paysage. On les retrouve notamment en position basse dans le relief, là où la pente décroît, comme dans les bas de talus. On les retrouve aussi dans les sols où existe une couche imperméable peu profonde, dans les zones de convergence topographique (Walter *et al.*, 2000), près des cours d'eau et où la profondeur de la nappe phréatique, la perméabilité du sol et la densité du réseau hydrographique favorisent l'état de saturation (Michaud, 2005; Beven et Wood, 1983).

Dans une étude en bassin versant, Zollweg (1996) a évalué que la majeure partie du ruissellement d'un bassin de 26 ha de la Baie de Chesapeake aux États-Unis provenait d'une bande de 30 mètres de part et d'autres du cours d'eau. Par la suite, sur le même bassin, Zollweg *et al.*, (1996) ont démontré que seulement 15 % du bassin produisait tout le ruissellement. Dans la région des montagnes Catskills de New York, Walter *et al.*, (2000) ont toutefois présenté des valeurs plus modestes. Les résultats obtenus à partir de deux bassins expérimentaux montrent plutôt de 10 % du territoire ne génère que 20 % de l'écoulement de surface. Gburek *et al.*, (2000) dans une étude en bassin versant élémentaire de 39,5 ha appartenant au même réseau hydrographique que Zollweg (1996), a cependant établi la zone contributive maximale du ruissellement et des exportations de P à 60 m de chaque côté du cours d'eau. Au Québec, les études en bassin versant faisant intervenir le principe d'aire source variable sont rares, voir inexistantes. Toutefois, les résultats de modélisation effectuée sur le bassin versant de la rivière aux Brochets à l'aide de SWAT suggèrent que 50 % des sédiments et du phosphore total soient exportés par 20 % et 26 % des superficies agricoles respectivement (moins de 10 % des superficies totales du bassin) (Beaudin *et al.*, 2004; Michaud *et al.*, 2005b).

Afin d'évaluer la variation spatiale des superficies contributives, Gburek *et al.*, (2002) ont conçu une méthode simple qui fait un lien entre la récurrence des événements de pluie et les superficies contributives d'un bassin versant. Pour plusieurs événements de pluie, le coefficient de ruissellement (ruissellement/précipitation) est utilisé pour déterminer la proportion et la superficie du bassin versant contribuant à l'écoulement de surface. La superficie est ensuite répartie de part et d'autre du cours d'eau du bassin. Ces distances contributives sont ensuite placées sur un graphique en fonction des débits de pointe de chacun des événements. Ce graphique est ensuite relié à un graphique des récurrences des événements de pluie en fonction des débits de pointe. Il est possible à partir de ces deux graphiques de déterminer la distance contributive d'un événement de ruissellement en connaissant la période de récurrence. Par exemple, dans le bassin versant de 39,5 ha de Chesapeake Bay discuté précédemment, un écoulement maximum de 950 L/sec, revenant aux dix ans, correspond à 74 m de largeur de chaque côté du cours d'eau, alors qu'un événement revenant aux cinq ans ne sollicitera qu'une bande de 55 m près du cours d'eau. Cette méthode pourrait aisément être adaptée aux conditions québécoises et validée sur plusieurs bassins dont on connaît bien la réponse

hydrologique. En ciblant une période de récurrence considérée significative, il est alors possible de connaître les distances contributives aux exportations de phosphore et de modifier la gestion agricole de cette partie du territoire. D'autres méthodes existent aussi. Lyon *et al.*, (2004) ont développé et testé une méthode pour appliquer les équations SCS-CN aux bassins versants où les processus VSA dominent. La méthode utilise les courbes pour déterminer les volumes d'eau ruisselés et un indice topographique pour redistribuer le ruissellement dans le bassin.

Au Québec et dans les pays nordiques, le sol gelé et la neige contribuent aussi à une portion importante du ruissellement de surface et influence les exportations de sédiments et de phosphore. Plusieurs études visant le suivi et la caractérisation de la qualité de l'eau ont souligné l'importance de ce phénomène (Papineau et Enright, 1997; Lapp *et al.*, 1998; Duchemin et Bernard, 2001). Dans leurs travaux sur la caractérisation des eaux de surface et de drainage de parcelles agricoles situées sur le territoire du bassin de la rivière aux Brochets, Jamieson *et al.*, (2003) ont rapporté pour l'année hydrologique 2000-2001 que la fonte de neige produisait près de 89,6 %, 96,7 % et 99,9 % des exportations totales de sédiments, de phosphore total et d'orthophosphates respectivement. Dans le même bassin versant, Michaud *et al.* (2005) notaient que près de 80 % de la charge de sédiments simulée atteignait les cours d'eau pendant de courtes périodes totalisant 28 jours, soit 8 % de l'année, principalement durant la période de fonte. Ces résultats concordent bien avec les mesures prises sur le bassin versant du Ruisseau au Castor (11 km²), un tributaire majoritairement agricole de la rivière aux Brochets, où 75 % du phosphore est exporté pendant 6 % de la période de jaugeage, soit 58 jours entre 1997-2000 (Michaud *et al.*, 2002). Gangbazo *et al.*, (1997) ont aussi effectué des essais en parcelles de maïs fertilisées au lisier de porc pour évaluer les exportations d'azote et de phosphore dans les eaux de ruissellement et dans les drains au printemps. Les auteurs ont observé que les écoulements et les exportations de nutriments se produisaient principalement pendant la période de fonte. Des volumes annuels d'eau exportés durant l'année, 60 % se produisaient pendant la fonte ou juste après la période de fonte. C'est le ruissellement en surface qui dominait pendant la fonte de neige (90 %) alors que pendant la période qui suivait, la contribution des drains dominait (92 %).

Réactivité du phosphore

Le phosphore est un élément habituellement peu mobile dans le profil du sol. Pour cette raison, il est principalement retrouvé dans la couche supérieure du sol où il est aisément disponible pour le transport par le ruissellement. Seuls les premiers millimètres du sol interviennent effectivement dans le transport en surface du phosphore (Sharpley, 1985). Puisque le ruissellement de surface est généralement à l'origine des processus d'érosion, le phosphore mobilisé tend donc à se produire sous forme particulaire. De plus, les dynamiques d'érosion par le ruissellement favorisent le transport des particules les plus fines au détriment des particules plus grossières. Comme les particules argileuses possèdent un potentiel de désorption-adsorption plus élevé que les particules plus grosses, le ruissellement devient plus riche en phosphore que le sol duquel proviennent les sédiments. Le ratio d'enrichissement (P sédiments : P_{sol}) décroît cependant lorsque l'intensité de l'érosion augmente (Havlin, 2003; Menzel, 1980). En effet, lorsque le ruissellement augmente, son pouvoir de prendre en charge les sédiments plus grossiers et moins réactifs augmente et la proportion des particules fines du ruissellement diminue.

L'accroissement du taux de ruissellement et d'érosion entraîne donc une augmentation de la proportion du P particulaire dans le ruissellement et décroît sa réactivité. Toutefois, ce phénomène est souvent accompagné d'une augmentation de la concentration de P dissous, presque entièrement biodisponible, dans le ruissellement. Ce phénomène, en apparence improbable, peut être expliqué par le fait que les taux d'érosion les plus élevés sont mesurés sur des sols nus. Comme le ruissellement est en contact plus longtemps avec les particules de sol, l'interaction est plus forte et le ruissellement peut extraire davantage les formes solubles du P. Sharpley *et al.*, (1996) ont d'ailleurs montré qu'à une richesse de sol donnée, plus de phosphore soluble peut être transporté d'un champ en culture annuelle que d'un champ en culture herbagère. Sharpley *et al.*, (2002) ont aussi démontré que le coefficient d'extraction du P s'accroît avec une augmentation de l'érosion et ce, sous pratiques culturales contrastantes.

Toutefois, même si la concentration en P soluble des cultures herbagère peut être supérieure à la concentration de P soluble en provenance des cultures avec travail du sol, la quantité de P soluble exportée des cultures herbagères demeure généralement inférieure à la quantité de P particulaire provenant des sols nus ou en cultures non herbagères. Ce constat a été observé par Michaud (2004) dans une étude sous simulateur de pluie sur des parcelles situées du bassin versant du ruisseau au Castor. Ces derniers rapportent des concentrations en P soluble dans le ruissellement des parcelles couvertes de foin (1,24 mg/L) plus élevées que les concentrations des parcelles en travail conventionnel (0,49 mg/L), alors que le P particulaire de ces deux cultures est de 1,13 et de 4,08 mg/L respectivement.

Dans les cultures herbagères ou lorsque des pratiques de conservations des sols sont mises en place, on observe généralement une diminution du P total et particulaire mais il peut y avoir une augmentation du P soluble (Sharpley et Halvorston, 1994). Dans une étude sous simulateur de pluie comparant l'exportation de phosphore de deux sols (loam sableux et loam limoneux) où des quantités croissantes de résidus ont été appliquées, Koro *et al.*, (1995) ont observé des augmentations significatives de la fraction solubles sur deux sols au contenu en argile différent. Lorsque 2 000 kg de résidus par hectares étaient laissés au sol, les auteurs ont observé des augmentations de 5,3 à 20,4 mg/m², soit un accroissement de 22 % à 48 % selon le type de sol. Sur le sol plus argileux, cette augmentation du P soluble fait en sorte que la fraction soluble représente 86 % de charge totale de P exporté. L'application de résidus en surface des sols rapproche donc la réponse des cultures annuelles à celles des cultures herbagères où les fractions solubles sont généralement dominantes. Le recours à des façons réduites peut aussi provoquer l'enrichissement du ruissellement car les particules plus fines sont entraînées (Sharpley et Halvorston, 1994; Koro *et al.*, 1995).

Les périodes de gel et de dégel semblent aussi avoir une forte influence sur les exportations de P, particulièrement sur la forme dissoute dans le ruissellement de surface. Bechmann *et al.*, (2005) ont noté que la répétition de cycles de gel-dégel élevaient les concentrations de phosphore soluble des écoulements de surface provenant des cultures de couverture. Dans une expérience sous simulateur de pluie, les auteurs ont comparé l'effet des cycles de gel-dégel sur les exportations de P total et de P soluble en provenance de boîtes de sol sur lesquels du Ryegrass avait été semé. La concentration initiale, avant le gel était de 0,49 mg/L. Les mesures sur sol gelé montraient plutôt des concentrations de 17,9 mg/L lorsque le sol était gelé ou dégelé.

De manière similaire, la fraction soluble du P passe de 0,10 mg/L avant le gel, à 9,7 mg/L sur sol gelé et à 10,3 mg/L lorsque le sol dégèle. Selon Bechmann *et al.* (2005), ces résultats sont soutenus par les observations au champ d'Ulen (1997) qui ont montré une augmentation du P dissous dans le ruissellement après le gel d'herbages non fertilisés. Cette étude illustre bien l'importance que peut avoir le climat nordique sur les exportations de phosphore et souligne l'importance de bien peser le pour et le contre lorsqu'on décide d'établir des mesures visant à réduire les pertes de P particulière.

Les quantités et les formes de phosphore exportées en surface sont très variables. Elles dépendent non seulement du phosphore contenu dans les premiers millimètres du sol, mais aussi des facteurs hydrologiques dictés par la climatologie, la pédologie et la topographie ainsi que les facteurs agroenvironnementaux influencés par les types de cultures, le travail du sol, la fertilisation et les pratiques de conservation des sols. Dû à la grande variabilité des conditions agroenvironnementales, recenser toutes les quantités et les proportions de différentes formes de phosphore mobilisées par le transport de surface générerait une quantité astronomique de données. Le tableau A1 retrouvé à l'Annexe 1 se veut une revue non exhaustive des valeurs des exportations de sédiments et de phosphore publié dans la littérature.

Transport du phosphore sous la surface du sol

La perception de la relative immobilité du phosphore a eu pour effet que la majorité des études se sont restreinte à la caractérisation du transport du P en surface du sol. Puisque le phosphore est immobilisé dans le sol, son transport vers les cours d'eau via le transport souterrain a longtemps été ignoré.

Quelques études dans les années trente et quarante ont toutefois démontré le potentiel de percolation du P de certains sols sableux et surfertilisés dans les productions d'agrumes en Floride (Bryan, 1933; Neller, 1946). Le faible pouvoir fixateur des sols et la surfertilisation ont rapidement été identifiés comme les principaux facteurs influençant la mobilité du P. Plusieurs études, récentes et moins récentes, ont aussi décrit les mécanismes de percolation du phosphore dans les sols organiques ou les sols à haute teneur en matière organique (Parent *et al.*, 2002; Fox et Kamprath, 1971; Larsen *et al.*, 1958). Ces derniers sont caractérisés par une faible capacité de fixation causée par des teneurs réduites en sesquioxydes³, carbonates et argile (Michaud, 2005). En se liant au fer et à l'aluminium, les acides carboxyliques contenus dans les sols organiques entrent en compétition avec le phosphore pour les sites d'adsorption et favorisent ainsi la mise en solution du phosphore (Parent *et al.*, 2002) qui est alors plus disponible pour les besoins des plantes mais plus susceptible d'être transporté.

Depuis quelques années déjà, maintes études ont établi un lien entre le sur-enrichissement en P des sols et l'augmentation du lessivage du phosphore vers les couches inférieures du sol. Aux États-Unis, en Iowa et au Nebraska, l'augmentation en éléments nutritifs des eaux de surface et souterraine a été associée aux importantes applications de fumier provenant des parcs d'engraissement (Jones *et al.*, 1975; McCalla *et al.*, 1972; Muir *et al.*, 1973). Dès les années quatre-vingts, les Pays-Bas ont reconnu l'importance environnementale de la percolation du phosphore dans les régions

³ Les sesquioxydes sont l'ensemble des oxydes et hydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse, généralement colloïdaux présents dans un sol (Grand dictionnaire terminologique, 2006)

de résurgence de la nappe phréatique dans le cours d'eau. Dans ce pays où la surfertilisation des terres par les fumures minérales et organiques a causé la saturation en P de près de 20 000 ha des terres agricoles, des concentrations en ions orthophosphate de 90 mg/L ont été mesurées dans les eaux de la nappe peu profonde (Breeuswma *et al.*, 1995). Au Québec, Pellerin (2005) rapporte des concentrations de P_w oscillant entre 0,0 et 93,3 mg/L (moyenne de 12,1 mg/L) dans la solution de la couche de labour, et entre 0,0 et 9,0 mg/L dans les couches inférieures de 175 sols de texture et de pH variables. Similairement, à partir de 114 sols (sable à loam sableux), Khiari (1999) rapporte une concentration moyenne en P_w pour la couche 0-30 cm de 7,0 mg/L (0,0 à 42,2 mg/L).

Même si l'enrichissement des sols est généralement un pré-requis à la migration du P dans le sol, il n'est pas nécessairement le facteur déterminant le mouvement du phosphore. Comme pour le transport en surface, c'est l'hydrologie et ses dynamiques d'écoulements souterrains qui conditionnent les déplacements du P. Les voies de transport en surface et souterraine ne sont pas isolées mais forment un ensemble hydrologique qui répond aux conditions d'écoulement dans les sols. Ces conditions d'écoulement répondent aux quantités, à la durée et à l'intensité des précipitations mais aussi à la condition d'humidité antécédente, à la topographie et à la conductivité hydraulique des sols.

Il existe quatre vecteurs de transport du phosphore dans le sol : le transport matriciel, le transport latéral, l'écoulement préférentiel et l'écoulement par les drains. Alors que le transport matriciel et le transport latéral convoient surtout les formes solubles du phosphore, le transport préférentiel et les drains peuvent parfois charrier des quantités significatives de P particulaire. Ce sont généralement ces deux derniers modes de transport souterrains qui revêtent une importance significative dans le transport du P vers les eaux de surface.

Dans les zones où l'intensité des précipitations est généralement faible (<15 mm/h), la capacité d'infiltration des sols est rarement dépassée. Dans ces conditions, la majorité des précipitations s'infiltreront et passeront aux couches inférieures par les interstices du sol. L'eau des nouvelles précipitations poussera la vieille eau et emportera une fraction du phosphore. Ce transport de l'eau et du phosphore dans la matrice du sol n'est cependant pas considéré comme une voie d'entraînement significatif du phosphore, sauf dans les zones où une richesse des sols forte à excessive coïncide avec une nappe phréatique peu profonde (Heathwaite, 2000). Quelques études ont documenté le lien entre une richesse accrue de la couche arable du sol et une plus grande mobilité du phosphore. Aux Pays-Bas, van Riemsdijk *et al.*, 1987 ont rapporté des concentrations de 3 mM P/L (0,09 mg P/L) dans les horizons de surface des sols nouvellement fertilisés. Selon les auteurs, il serait possible de prédire le mouvement du phosphore d'une zone saturée en P. Ces études ont pavé la voie d'autres études similaires. Au Royaume-Uni, le Centre de recherche de Rothamsted (Rothamstead Research, 2006) effectue depuis 150 ans un suivi de parcelles recevant des amendements phosphatés (Heckrath *et al.*, 1997). Dans les basses terres d'Angleterre, Smith *et al.*, (1998) ont aussi étudié les pertes de P par lessivage de sept sites fertilisés et drainés naturellement. Sur quatre des sites, les auteurs ont observé des teneurs en P-Olsen supérieures à 40 mg/L à des profondeurs de plus de 45 cm alors que des concentrations de moins de 10 mg/L sont attendues. Au Québec, Simard *et al.*, 1995 ont documenté une migration du P dans les sols surfertilisés de la région de Lotbinière. Dans une étude en Montérégie, Rivest et Leduc (1998) ont aussi noté un enrichissement

des horizons inférieurs de certains sols dont l'horizon Ap est classé excessivement riche, particulièrement lorsque la texture est grossière et que les champs ont reçu de fortes doses d'engrais de ferme.

L'eau et les nutriments dans le sol peuvent aussi se déplacer de façon parallèle à la surface du sol, à travers la matrice ou par des voies préférentielles. L'écoulement longitudinal est peu documenté dans la littérature. Les processus régissant les dynamiques d'écoulement latéral sont encore mal connus. Seiler (2003) note cependant que l'écoulement latéral est favorisé par un changement de conductivité hydraulique à l'interface des différentes couches de sols ainsi que par la pente de cette interface. Suivant généralement la morphologie du terrain, la plupart des interfaces sont d'origines anthropogéniques et situées dans les zones de dilatation de la roche, causées par les racines ou le permafrost. On les retrouve aussi dans les zones de convergence topographique sur les terrains accidentés. Au Québec, Brunelle et Savoie (2000) considèrent que les longues pentes perpendiculaires au cours d'eau ainsi que la forme allongée des cadastres et l'aménagement hydroagricole favorisent l'écoulement latéral le long des semelles de labour. Selon ces auteurs, ce type d'écoulement serait très actif. Une étude de Loewenstern (1998), cité par Seiler (2003) a démontré que pour un bassin versant déchargeant un débit de 200 mm/an et produisant moins de 5 % de ruissellement de surface, la proportion de l'écoulement latéral est supérieure à 20 %. Cette proportion peut toutefois osciller entre 0 et 60 % selon les conditions hydrauliques initiales du sol et les caractéristiques des précipitations. Il existe donc un potentiel de transport des éléments nutritifs par l'écoulement latéral qui ne devrait pas être négligé.

Toutefois, plusieurs études ont démontré que c'est surtout le transport préférentiel qui est responsable des exportations significatives de phosphore recensées dans les sols ou dans l'eau des drains. On entend par transport préférentiel le déplacement des éléments nutritifs, des agents pathogènes et d'autres substances suivant la voie offrant la résistance la moins grande dans le profil de sol (Ministère de L'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales, 2005). L'écoulement préférentiel est généralement associé à la présence de macropores, de biopores ou de fentes de retrait dans les sols argileux. En plus de s'écouler plus rapidement, l'eau et le phosphore entrent moins en contact avec les particules du sol. Il a donc moins d'adsorption lorsque l'eau et les sédiments s'écoulent de manière préférentielle que lorsqu'il y a écoulement matriciel. En Angleterre, Thomas *et al.*, (1997) ont étudié le transport souterrain du P de cinq parcelles au site expérimental de Broadbalk (Johnson, 1969). Les auteurs ont noté que malgré une capacité d'adsorption supérieure du sous-sol par rapport à l'horizon Ap (750 mg P/kg vs. 200 mg P/kg), le phosphore désorbé de la couche de labour était lessivé jusqu'aux drains. Ces résultats ne concordent pas avec la conception initiale du transport du P qui suppose que le phosphore est transporté à travers la matrice du sol (Sharpley et Menzel, 1987), mais suggèrent plutôt que le phosphore circule préférentiellement par les interstices du sol, sans être adsorbé. Heckrath *et al.*, (1997) suggèrent aussi que le phosphore pourrait aussi être transporté sous forme moins susceptible à la sorption, telle que les formes colloïdales ou le P associé aux matières organiques.

Que ce soit par écoulement matriciel ou préférentiel, l'eau et les nutriments descendent sous l'effet piston des nouvelles pluies qui poussent l'eau vers les nappes souterraines. Lorsque les superficies agricoles sont pourvues d'un système de drains souterrains, une partie de cette eau sera interceptée. L'aménagement du drainage souterrain est généralement considéré comme un facteur qui contribue à augmenter la mobilité du

phosphore. Parce qu'il accélère la circulation de l'eau dans le sol, il diminue le temps de contact entre l'eau de percolation et la matrice du sol. En conséquence, le phosphore est moins en contact avec les particules du sol auxquelles il pourrait être adsorbé. La concentration en phosphore des eaux de drainage est en conséquence plus élevée que les eaux souterraines qui s'écoulent naturellement (Sharpley et Halvorston, 1994). L'effet bénéfique de l'installation de drains provient de la réduction des volumes d'eau ruisselés. La réduction du ruissellement a pour effet de réduire l'érosion et le transport du phosphore particulaire et donc de réduire les exportations de phosphore total vers le milieu aquatique. Sharpley et Halvorston (1994) ont noté qu'approximativement 9 % des apports étaient perdus via les eaux de surface alors que les pertes par les eaux de drainage ne représentaient que 1 % des apports. Bengston *et al.* (1988) a évalué pendant cinq ans l'effet des drains sur les pertes de P d'un loam argileux en Louisiane. Alors que les pertes moyennes de P étaient de 7,8 kg/ha par an via la surface pour les sols non drainés, les pertes moins élevées des sols drainés étaient de 5 kg/ha par an et seulement 6 % des pertes annuelles passaient par les drains. L'auteur a attribué la réduction des pertes de P à la diminution de l'érosion de surface (4 986 à 3 482 kg/ha). Des résultats similaires, observés par Giroux *et al.* (2002), montrent que les pertes par les drains ne sont responsables que d'approximativement 10% des pertes annuelles de P total. Avec des exportations moyennes oscillant de 50 à 250 g/ha, les exportations en provenance des drains sont nettement inférieures à celles provenant de la surface (1,5 à 2 kg/ha).

De plus, la profondeur des drains, en influençant le temps de contact entre les eaux de drainage et le sol, agit sur la fixation du phosphore. Culley et Bolton (1983) ont déduit que plus les drains étaient insérés profondément, moins les pertes de phosphore étaient importantes. Il semblerait cependant que l'installation de drains, en favorisant l'écoulement rapide de l'eau favorise aussi la création de macropores (Heckrath *et al.*, 1995). Même si plusieurs études sur le transport du P supporte généralement l'idée que les pertes de P via le drainage souterrain ont peu d'impact environnemental, d'autres semblent toutefois les contredire (Sims *et al.*, 1998). Des exportations significatives de P par migrations souterraines sont souvent associées au transport préférentiel vers les drains. Dans un suivi de six ans sur des sols argileux en Ontario, Bolton *et al.*, (1970) ont rapporté des pertes moyennes annuelles en P soluble variant de 0,12 kg/ha pour les sols non fertilisés à 0,19 kg/ha pour les sols amendés. Des pertes maximales de 0,29 kg/ha ont été observés sur la culture de maïs fertilisée et les pertes de P total mesurées aux drains atteignaient 0,21 mg/L lorsque les cultures étaient fertilisées. Toujours en Ontario, Gaynor et Findlay (1995) ont mesuré des pertes moyennes aux drains de 0,38 – 0,85 kg P-total/ha, plus élevées que les pertes en surface. Les auteurs ont attribué ces fortes valeurs aux pratiques réduites sur la culture de maïs mais aussi à la formation de fentes de retrait dans les argiles.

Similairement, les finlandais Turtola et Jaakola (1995) ont aussi expliqué l'importance de la charge mesurée aux drains (0,33 – 0,42 kg P/ha) par la percolation rapide dans les argiles lourdes. Ces derniers ont évalué que 35 à 44 % des exportations annuelles de phosphore passaient par les drains. Dans une étude complémentaire, Uusitalo *et al.*, (2001) ont comparé les concentrations des différentes formes de P retrouvées dans les eaux de surface et souterraine de deux parcelles en cultures de céréales afin de déterminer toutes les sources de P biodisponibles. L'étude, menée sur deux sols argileux de août 1997 à avril 1999, a montré que les proportions des différentes formes de P étaient similaires dans l'écoulement de surface et souterrain. Dans les deux cas, le P particulaire, dont la biodisponibilité est faible (7 %), était dominant et formait en

moyenne 47 % du P biodisponible. Les sédiments emportés dans les drains contenaient autant de phosphore particulaire biodisponible (47 - 79 mg/kg) que les sédiments en surface (45 - 82 mg/kg). Ces résultats soulignent donc le risque potentiel d'enrichissement des eaux de surface en P biodisponible aux plantes par les formes particulières de phosphore transportées tant en surface que par les drains dans les sols argileux.

Au Québec, compte tenu que les gleysols représentent une importante partie des sols cultivés et qu'une grande proportion des sols cultivés est drainée, les risques d'exportation du P via le transport souterrain sont bien réels. Plusieurs études locales ont d'ailleurs documenté les concentrations et les charges de phosphore dans les drains agricoles. Dès les années quatre-vingts, des études ont démontré le potentiel d'écoulement préférentiel dans le transport des formes dissoutes et particulières du P dans les basses terres du Saint-Laurent. Dans cette région plane, certains des sols mal drainés, majoritairement constitués d'argiles du groupe des vermiculites, sont prônes à la formation de larges (1 - 2 cm) et profondes fentes de retrait qui peuvent atteindre les drains en été (Sims *et al.*, 1998).

En 1989 et 1990, Madramootoo *et al.*, (1992) caractérisaient les pertes de nutriments en provenance de deux champs de pommes de terre sur loam sableux drainés à Saint-Léonard d'Aston pendant deux saisons de croissance. Les concentrations de phosphore mesurées variaient de 0,002 à 0,052 mg/L, dépassant la limite d'eutrophisation de 0,01 mg/L dans un des deux champs. Les pertes totales de juillet à novembre 1989 et d'avril à septembre 1990 ont été estimées à environ 0,0041 kg/ha et 0,0128 kg/ha.

Beauchemin *et al.*, (1996) ont caractérisé les concentrations en phosphore total, phosphore dissous, phosphore organique dissous et en phosphore particulaire total des eaux de drainage. Neuf séries de sols neutres à alcalins, mal drainés et ayant un contenu très différent en argile ont été sélectionnées. Au total, 27 sites agricoles du sud-est de Montréal ont été échantillonnés entre 1994 et 1995. Les concentrations en P total des eaux de drainage variaient de 0,01 à 1,17 mg P/L. En 1994, 14 des 27 sites excédaient le critère de qualité d'eau de surface de 0,03 mg P total/L (MDDEP, 2002) alors qu'en 1995, 6 sites sur 27 dépassaient cette limite. De ces 14 sites, 10 étaient de texture argileuse et 3 de texture grossière. Les proportions des différentes formes de P variaient grandement selon les sites d'une même série mais aussi selon les années et les saisons. Les concentrations en P dissous et P particulaire étaient significativement plus élevées en 1994 qu'en 1995. En 1994, la forme particulaire du P dominait (>50 %) alors qu'en 1995, le P organique dissous était la forme dominante (>40 %). Pendant les deux années, le P dissous formait moins de 50 % des exportations aux drains. Selon les auteurs, la prépondérance de la forme particulaire dans les drains en 1994 pourrait être expliquée par un plus grand transport préférentiel cette année-là alors que la dominance du P organique dissous en 1995 serait favorisée par un patron de précipitations qui diminue les concentrations de P total et fait ressortir la contribution des niveaux de fond. En moyenne pour les deux ans à l'étude, le phosphore dissous représentait de 0 à 59 % du P total alors que les formes organiques, dissoutes et particulières totales formaient de 0 à 79 % et 2 à 96 % respectivement.

Rivest et Leduc (1998) ont mesuré les concentrations en P des eaux de drainages de 80 champs de maïs au printemps et à l'automne. Les concentrations en P total oscillaient entre 0 et 0,151 mg/L. Toutefois, les auteurs n'ont pas été en mesure d'établir un lien entre la richesse ou la saturation des sols et les concentrations de P aux drains.

Ils en ont donc conclu que le risque de contamination des eaux souterraines était davantage lié aux propriétés physiques des sols qui influencent la conductivité hydraulique et le transport préférentiel ainsi qu'aux conditions climatiques.

Gangbazo *et al.*, (1998) ont évalué l'influence d'une fertilisation minérale et de l'épandage printanier de lisier de porc sur les pertes de phosphore dans les eaux de drainage. Les applications de lisiers étaient incorporées en pré-semis ou incorporées entre les rangs en post-levés sur les parcelles. Des charges annuelles aux drains de 0,08 kg P total/ha ont été mesurées. Les divers traitements n'étaient significativement pas différents.

Une étude en parcelles expérimentales effectuée à la Ferme expérimentale de l'IRDA, Giroux *et al.*, (2002) ont permis de mesurer l'effet de quatre types d'engrais (fumure minérale, fumier de bovins laitier ou de poules et lisier de porc) sur les exportations de P à la sortie des drains de parcelles de maïs-grain et de prairie et d'orge. Des pertes oscillant entre 41,3 et 236,2 g P/ha sous prairies, de 85,1 à 231,7 g P/ha sous maïs-grain et de 105 à 149 g P/ha sous culture d'orge ont été mesurées. Les charges exportées variaient selon les cycles et les modes de fertilisation. Les concentrations saisonnières sous prairie ont varié de 8,7 à 131,7 µg/L, celles sous maïs-grain de 8 à 82 µg/L et celles de l'orge variaient de 5 à 139 µg/L.

Depuis 2000 en Montérégie-Est, une équipe de l'Université McGill a mis sur pied une étude sur deux champs en culture de maïs afin d'évaluer la répartition du phosphore entre le ruissellement de surface et l'écoulement souterrain. Les résultats obtenus entre 2000 et 2003, exposés par Enright et Madramootoo (2003) et Simard *et al.*, (2004) ont montré des concentrations en surface (0,196 à 2,146 mg/L) plus élevées que dans les drains (0,060 à 0,242 mg/L). Toutefois, comme les drains évacuent de 52 à 93 % (moy. de 81 %) des volumes d'eau annuellement, la charge exportée par les drains est importante. De 29 à 63 % des charges annuelles totales sont exportées par les drains. Les résultats préliminaires de cette étude, présentés par Jamieson *et al.*, (2002, 2003), ont aussi permis de faire ressortir le caractère saisonnier des exportations de P par les drains. Pour le site caractérisé par une position basse dans le relief et comportant un sol à texture argileuse, les auteurs ont estimé que le ruissellement de surface et l'écoulement souterrain durant l'année hydrologique de 2000-2001 étaient attribuables à la fonte de neige et que 37 % du phosphore total et 38 % du P-ortho avaient été exportés par les drains. L'importance de la fraction particulaire du phosphore exportée aux drains (80 %) souligne aussi l'importance du transport préférentiel à ce site. De plus, les exportations aux drains ont aussi montré une diminution des concentrations de phosphore durant la période de fonte, malgré un débit constant. Cette tendance est similaire à celle observée par Dils et Heathwaite (1997) pour les concentrations de P total et de P dissous à partir d'événements de ruissellement. Un pic de concentration initial est suivi d'une récession, malgré un débit continu. L'épuisement des sources de phosphore plus aisément disponible serait une explication possible à ce phénomène.

Suivant un épisode de crue, alors que l'on passe d'un cheminement de l'eau surface à un écoulement de l'eau par les voies souterraines, on peut observer un ralentissement marqué de l'hydrogramme. Diverses techniques de séparation d'hydrogramme ont été mises au point afin de partager le débit et les exportations de polluants mesurés au cours d'eau selon l'origine de la source d'eau (surface, souterraine) (SCOPE, 1994). En se basant sur une technique de séparation d'hydrogramme décrite par Lapp (1996), Lapp *et al.*, (1998) ont séparé les exportations d'orthophosphates du bassin de la rivière

St-Esprit selon quatre régimes de crues (fonte, ruissellement, écoulement hypodermique ou débit de base). Pour les années 1994 et 1995 respectivement, les auteurs ont associé 34,7 % et 37,3 % des exportations annuelles à la fonte de neige, 34,2 % et 9,7 % au ruissellement, 21,3 et 9,5 % à l'écoulement hypodermique alors que le débit de base compte pour 16 % et 43,5 % des charges.

Les résultats des recherches montrent donc que l'application de phosphore à des taux agronomiques sur les sols minéraux ne pose généralement pas de risque agroenvironnemental de migration souterraine du P. Toutefois, des exportations importantes peuvent survenir sur les sols à texture grossière dont le pouvoir fixateur est plus faible. Les sols organiques ou à contenu élevé en matières organiques présentent aussi un risque environnemental accru. L'enrichissement excessif des terres agricoles par une fertilisation excessive à long terme a rapidement été identifié comme un des facteurs conditionnant la migration du phosphore vers les couches inférieures du sol et vers les eaux de surface. De plus, l'aménagement des systèmes de drainage des terres agricoles, en accélérant le transport de l'eau et des nutriments, augmente les risques de transport souterrain du phosphore vers le milieu aquatique. Toutefois, en réduisant le ruissellement et l'érosion en surface, les drains contribuent à diminuer les exportations totales de phosphore et en ce sens contribuent à l'assainissement des eaux en provenance des terres agricoles.

3.3 Influence de la régie des sols et des cultures sur la mobilité du phosphore

La portée des pratiques culturales sur la mobilité des différentes formes de phosphore vers le milieu aquatique dépend d'une part de leur influence sur la redistribution du P dans le profil du sol et d'autre part de leur effet sur les processus d'érosion et de transport des sédiments en surface mais aussi sur le transport en profondeur.

Par exemple, l'ameublissement du sol par le labour conventionnel peut favoriser l'infiltration de l'eau dans le sol. En détruisant les voies de transport préférentielles de l'eau, cette dernière s'infiltré plus lentement. L'adsorption y est alors favorisée par un temps de contact plus long avec la matrice du sol. Toutefois, lorsque le sol est gorgé d'eau et qu'il n'y a pas de végétation, le ruissellement est en contact direct avec un sol nu, plus facilement érodable. Les pratiques de culture intercalaire ou de couverture hivernale ainsi que les cultures herbagères, en promouvant la présence de végétation ou de résidus en surface à l'année, protègent le sol de l'impact des gouttes et du ruissellement et réduisent donc l'érosion, principal vecteur du transport du phosphore en milieu agricole. De plus, le ralentissement de l'écoulement de l'eau en surface favorise l'infiltration qui transite alors principalement par les voies préférentielles. Le travail réduit et le semi direct, en minimisant les perturbations du sol, favorisent l'accumulation de matière organique en surface et l'amélioration de la structure du sol, ce qui a pour effet de favoriser l'infiltration par voies préférentielles. L'application en surface des matières fertilisantes qui ne sont pas enfouies peut cependant provoquer un enrichissement de la couche supérieure du sol et confèrera au ruissellement des teneurs en phosphore qui peuvent être élevées. De plus, l'enrichissement de la couche supérieure, combinée à une infiltration accrue de l'eau peut causer un enrichissement du sous-sol qui pourrait devenir problématique. Dû au phénomène d'adsorption et à la faible teneur en P des sous-sols, les concentrations en P des eaux souterraines sont généralement faibles. Il existe cependant des exceptions, particulièrement dans les sols organiques acides,

dans les sols sableux, dans les sols saturé d'eau et dans les sols où le transport préférentiel est important (Sharpley et Rekolainen, 1998).

Plusieurs études se sont attardées à caractériser l'effet des pratiques culturales sur les transferts de phosphore. Thibodeau et Ménard (1993) rapportent que le semis direct peut réduire l'érosion de 90 % à 95 % mais les résultats de quelques études concernant les pratiques minimales montrent des effets contraires sur les nutriments. Ils citent Johnson *et al.*, (1979) qui ont observé des concentrations plus élevées de phosphore dans les eaux de ruissellement par rapport à un sol labouré. Il semblerait que la réduction du ruissellement ait été insuffisante pour compenser l'enrichissement en phosphore et des pertes totales de P supérieures ont été observées.

Les processus d'accumulation et de transport du P sont complexes et leur interaction avec la topographie des parcelles et des bassins versants est encore mal connue. Au Québec, Koro *et al.*, (1995) ont estimé, dans une étude sous pluie simulée que les pertes de phosphore total et biodisponibles étaient réduites en présence de résidus, mais dans une proportion moindre que les réductions de pertes de sol. Similairement, Bernard (1998), dans un dispositif expérimental en parcelles de maïs à la ferme de l'IRDA, a suivi les pertes de sédiments, de P total et de P biodisponible selon des régies conventionnelles, de travail réduit ou de culture sur billons. Ils ont aussi observé des réductions du P total et du P biodisponible, mais les réductions étaient moindres que pour les sédiments. Dans son étude sur l'évaluation des risques de pollution des eaux sous différents systèmes culturaux, Karemangingo (1998) a noté que les travaux de conservation des sols permettaient de diminuer de près de 24 % la teneur en P Mehlich-3 des sols et de réduire de 50 % les exportations de P total particulaire.

Il est généralement admis que les cultures sur résidus et herbagères exportent moins de phosphore total que les cultures avec sol labouré, mais que les exportations de P soluble de ces premières peuvent tout de même être substantielles. Sous simulateur de pluie, Zemenchik *et al.*, (2002) ont observé des pertes annuelles de P soluble biodisponible sur des parcelles herbagères nouvellement établies de l'ordre de 0,2 à 13,3 $\mu\text{mol/L}$ (0,002 à 0,055 kg/ha) et de 3,2 à 4,5 $\mu\text{mol/L}$ (0,09 à 0,13 kg/ha) après établissement. Ces valeurs dépassent 2 $\mu\text{mol/L}$, une valeur critique proposée dans la littérature pour limiter l'eutrophisation des eaux de surface (Sawyer, 1947, cité dans Zemenchik *et al.* 2002). Michaud (2005) a aussi observé sous pluie simulée des concentrations de P soluble réactif plus élevées (1,24 mg/L) sous foin que sur les terres en labour conventionnel (0,49 mg/L).

De plus, la proportion du P soluble, majoritairement biodisponible, des pratiques agricoles avec résidus ou des cultures herbagères est supérieure à la proportion du P soluble exporté des sols labourés. Dans les cultures avec travail du sol, 75 % à 90 % de la charge totale de phosphore mobilisé est de forme particulaire (Sharpley *et al.*, 1996). Sharpley et Halvorston (1984) ont noté que lorsque le ruissellement transportait peu de sédiments, comme dans les forêts ou les prairies, la forme soluble dominait les exportations. Un suivi d'un bassin versant agricole de la région lémanique pendant six ans a permis de déterminer que près de 79 % du P total mesuré à l'exutoire était de forme particulaire Dorioz *et al.*, (2004). Dans un bassin versant agricole en Montérégie, Michaud (2005) a observé, sous pluie simulée, que 56 % des exportations de P s'effectuaient sous forme particulaire qui présentait un degré de biodisponibilité relativement élevé (50 – 88 %). Un suivi de 28 bassins versants du Sud-Ouest américain par Smith *et al.*, (1991) a montré que 45 à 86 % du phosphore mobilisé était de forme

soluble en semis direct ou prairie alors que cette proportion passait à 21 – 32 % lorsqu'un labour conventionnel était performé. Les résultats d'une vaste étude sur le suivi des bassins versants des Grands Lacs pointent dans le même sens. Alors que 15 à 25 % du phosphore amené vers ces lacs est sous forme dissoute et réactive, la majorité (75 – 85 %) y parviendrait sous forme particulaire (PLUARG, 1980). 20 à 78 % du P particulaire serait biodisponible. Cependant, même si les pratiques culturales favorisant la présence de végétation à la surface du sol augmentent la proportion du P soluble, les quantités exportées demeurent généralement inférieures aux quantités de P soluble provenant des champs en labour conventionnel. Cependant, les pertes de P dissous n'ont pas été mesurées de manière aussi complète que les pertes de P total (Rekolainen *et al.*, 1998).

Des études récentes en laboratoires ont aussi démontré que les résidus laissés au sol pouvaient potentiellement affecter les quantités de P lessivés (McDowell et McGregor, 1980, Timmons, 1973), particulièrement après une période de gel et de dégel (Bechmann *et al.*, 2005). Cermak *et al.*, (2004) ont effectué des mesures de lessivage et de fixation du N et P de résidus de maïs, de soya et de blé placés dans des solutions contenant des nutriments organiques. La concentration en nutriments des résidus et de la solution ainsi que le temps de contact entre résidus et la solution ont été utilisés pour évaluer le lessivage et la fixation des différents types de culture. Leurs résultats démontrent que le maïs et le soya pourraient contribuer au lessivage du P alors que le blé semble avoir le potentiel de fixer le PO₄-P.

Trois modes de transport :

- Attaché aux particules de sols érodées en surface
 - Principal vecteur du transport du P sur sols nus et cultures non herbagères
 - Biodisponibilité variable (10-80%)
- Dissous dans le ruissellement de surface
 - Principal vecteur du transport du P sur cultures herbagères
 - Principalement biodisponible (> 90 %)
- Souterrainement sous formes dissoutes ou particulaires
 - Peut évacuer la majeure partie des écoulements annuels d'eaux
 - N'est pas le vecteur principal des exportations de P
 - La forme dissoute domine généralement, sauf lorsqu'il y a écoulement préférentiel par les fentes de retrait. À ce moment, le P particulaire peut dominer.

Hydrologie à surface variable :

- La majeure partie du ruissellement des bassins versants ne provient que d'une petite proportion du territoire, généralement située en position basse, près des cours d'eau (30-60 m).
- En conséquence l'érosion et de le phosphore dissous et particulaire transportés en surface par le ruissellement et les sédiments proviennent d'environ 15 % de la superficie des bassins versants.

Temporalité :

- Fonte de neige produit la majorité du ruissellement (> 50 %) et des exportations de sédiment, de phosphore total et d'orthophosphates (> 89 %).
- La majorité des exportations de sédiment et de P (>75 %), provient de périodes de temps représentant moins de 10% de l'année et surtout situées en périodes de fonte.



4.0 Connectivité des parcelles au réseau hydrographique

4.1 Densité de drainage du réseau hydrographique

Le Québec est un territoire où l'eau occupe une place importante. En effet, le Québec possède environ 3 % des réserves mondiales d'eau douce (Bergeron, 2003) et près de 20 % de celle du Canada. Onze pour cent des 1 542 056 km² de la province sont couverts du précieux liquide. La prépondérance des plans d'eau sur le territoire et les fortes densités des réseaux hydrographiques naturels et anthropogéniques favorisent non seulement le transport l'eau mais aussi celui des sédiments et des nutriments et polluants.

Au Québec les densités de drainage des cours d'eau oscillent généralement entre 0,7 et 1,0 km/km² en milieu naturel. Les rivières Trois-Pistoles, Mitis et Rimouski, Larue et Buffin-Bélanger (2005) rapportent des densités de drainage de 0,71 à 0,85 km/km² et Beaulieu (2001) mentionne que le réseau de drainage naturel en Montérégie était d'environ 1,0 km/km² avant les travaux d'aménagement. Ces densités sont du même ordre que celles rapportées dans la littérature chez nos voisins américains (0,41 - 2,90) (Wang *et al.*, 1999).

Rares sont les bassins versants agricoles dont les réseaux n'ont pas été modifiés au Québec. Tôt dans l'histoire de la colonisation, des travaux de drainage ont eu lieu afin de permettre l'agriculture. Ce n'est cependant qu'à la suite de la Commission Royale d'Enquête sur l'agriculture que les travaux se sont intensifiés (Beaulieu, 2001). Ces travaux avaient pour but de permettre un meilleur égouttement des terres afin que les agriculteurs puissent semer en temps opportun pour obtenir une meilleure récolte. L'agriculture devenait commerciale et compétitive. En 1990, les travaux dans les cours d'eau avaient amélioré près de 1 200 000 ha de superficies agricoles et près de 570 000 ha avaient bénéficié de travaux de drainage souterrain. Au total, environ 30 000 km linéaire de cours d'eau ont subi des interventions afin de les redresser et d'en éliminer les dépressions. De 9 000 à 10 000 km de « fossés verbalisés » ont été ajoutés au réseau naturel en creusant les fossés dans le « trécarré » des terres, dans les fossés de ligne ou même dans les légères dépressions dans ou entre les champs. Dans le sud du Québec, à la suite de ces travaux, la densité de drainage a presque doublé par rapport au réseau naturel. Alors que la densité du réseau naturel était d'environ 1 km/km², elle est aujourd'hui en moyenne de 1,7 km/km² et peut même atteindre 2,1 km/km² dans certaines portions de cultures intensives.

L'élimination des méandres et des dépressions des cours d'eau et le drainage des zones humides, ont eu pour effet d'augmenter le temps de concentration⁴. Comme le temps de concentration est plus rapide, le débit de pointe se produit plus tôt et plus fortement. Il est estimé que ce dernier est de 20 à 75 % plus élevé (Beaulieu, 2001). Ces travaux, parce qu'ils ont influencé la vitesse d'écoulement de l'eau dans le cours d'eau mais aussi parce qu'ils ont éliminé les bandes riveraines, ont aussi eu un effet dévastateur sur la biodiversité. Les bandes riveraines représentaient non seulement un habitat pour la faune et la flore mais elles offraient aussi une protection contre les rayons

⁴ Le temps de concentration est le temps qu'il faut à un bassin versant pour atteindre son débit maximal (débit de pointe).

solaires qui réchauffent le milieu aquatique. De plus, le drainage des terres ne favorise pas seulement l'égouttement rapide des terres mais aussi le transport rapide des sédiments et des contaminants. Puisqu'il n'y a aucune ou peu de barrières pour ralentir, filter ou retenir l'eau, il y a donc moins de décantation des sédiments et moins de retenue des contaminants.

Par ailleurs, la forme allongée d'une grande partie des terres agricoles du Québec, orientée perpendiculairement au réseau hydrographique et dont la pente s'incline doucement vers les cours d'eau favorisent aussi l'évacuation de l'eau. Les travaux aux champs visant l'égouttement de surface ont aussi favorisé la création de longues terres dont la pente n'est pas brisée. L'eau qui ruisselle sur ces superficies n'est pas ralentie par les discontinuités topographiques et peut donc emporter plus de sédiments et de phosphore. Combinée à un labour ou à un semis dans le sens de la pente des terres qui encouragent l'écoulement de l'eau de manière unidirectionnelle, cette forme morpho-topographique est souvent un gage de transport rapide et efficace des contaminants vers les cours d'eau.

4.2 Aménagements hydro-agricoles

Dans un climat humide où la saison de croissance est courte comme au Québec, le drainage des terres destinées à l'agriculture est essentiel. L'infrastructure en place est donc là pour y rester. Les mesures entreprises dans les années soixante-dix et quatre-vingts pour améliorer l'agriculture (drainage des terres et redressement des cours d'eau) ont cependant emmené une détérioration de l'environnement et de la qualité de vie des habitats ruraux. Les problèmes environnementaux des dernières années, comme l'eutrophisation des plans d'eau, la contamination des aquifères ou la disparition de certaines espèces animales interpellent particulièrement le secteur agricole, amènent un questionnement des modèles de production actuels ainsi que l'aménagement du parcellaire. Un exemple des plus probants de détérioration environnementale est le cas de la baie Missisquoi (IRDA, 2002). Malgré un effort considérable du milieu agricole depuis la dernière décennie, les quantités de phosphore de source agricole atteignant cette baie contribuent grandement à l'eutrophisation du plan d'eau. Durant l'été, les proliférations de cyanobactéries menacent non seulement la santé des résidents dont la source d'eau potable est polluée mais posent aussi un risque pour les baigneurs. Un certain retour du balancier s'impose donc afin d'assurer non seulement la qualité des terres agricoles mais aussi la qualité des milieux riverains et aquatiques.

Plusieurs études effectuées depuis les années soixante-dix visent d'ailleurs à identifier des pratiques qui permettent de réduire la pollution diffuse en provenance des zones agricoles. Ces pratiques abordent le problème sur deux fronts : empêcher l'eau, les sédiments et les polluants de sortir des parcelles agricoles ou les intercepter avant qu'ils n'atteignent le réseau hydrographique et l'exutoire des bassins versants. On appelle généralement toutes ces pratiques sous le vocable de « Pratiques de gestion bénéfiques » (PGB ou BMP en anglais) ou « Pratiques agricoles de conservation » (PAC).

La première ligne de défense consiste à retenir le sol et les nutriments dans les champs agricoles. Ces pratiques visent à réduire le ruissellement et l'érosion, qui transportent la plus grande partie des exportations de phosphore. Ces pratiques font le plus souvent appel aux facteurs d'influence suivants: le choix et la rotation des cultures, la présence

ou non de résidus, les cultures intercalaires ou en dérobée et le type d'outil pour travailler le sol. Ceux-ci ont été brièvement discutés à la section 2.2.

La deuxième ligne de défense vise à intercepter l'eau, les sédiments et les nutriments avant qu'ils n'atteignent le cours d'eau. Ces mesures offrent généralement une barrière qui piège l'eau ou ralentit son mouvement et favorise donc le piégeage des sédiments et des éléments nutritifs. Cette barrière brise donc la connectivité entre les superficies agricoles et le réseau hydrographique. Il existe plusieurs mesures visant à intercepter les exportations des superficies agricoles et réduire la pollution dans les cours d'eau. Quelques-unes d'entre elles seront examinées dans la section qui suit. Les avantages et limites ainsi que leur efficacité seront brièvement discutés.

Bandes riveraines

La bande riveraine est une zone tampon entre une culture et les eaux de surface, tels que les fossés, les cours d'eau et les plans d'eau (Nicolardot et Foy, 2004). Elles sont des moyens efficaces pour contrer le transfert des sédiments, des fertilisants, des pesticides et autres produits phytosanitaires vers les eaux superficielles. Ce sont de plus des structures relativement peu coûteuses à construire et à maintenir (Nunez *et al.*, 1995). Dépendamment du type de végétation utilisée ou l'endroit où elles se trouvent, les bandes végétatives portent plusieurs noms. Si elles sont constituées de plantes herbacées, ce sont des *bandes enherbées*, si des arbustes ou des arbres les composent, on parle alors de *bandes arbustives* ou *arborescentes*. Le terme *bande riveraine* est souvent utilisé pour inclure toutes les zones tampons situées près des cours d'eau, que ce soit les fossés ou les rivières.

La composition et le rôle de la bande riveraine dépendra de la proximité du cours d'eau mais aussi de la permanence et de l'importance de l'écoulement, du type de sol et de l'objectif de la bande végétative (CCSE, date inconnue). Alors qu'une zone tampon composée d'arbres (feuillus et conifères) est plus appropriée pour stabiliser les berges et fournir de l'ombrage au cours d'eau, les graminées sont mieux adaptées pour la filtration des sédiments et les nutriments de l'eau de ruissellement (Carlson *et al.*, 1992; Williams, 1993, cités dans CCSE, date inconnue). La discussion qui suit s'attardera donc aux bandes enherbées.

Les bandes enherbées fonctionnent de plusieurs manières. D'abord, l'eau de ruissellement et la pollution qui entrent en contact avec la bande enherbée sont ralenties par cet obstacle physique. La diminution de vitesse du ruissellement favorise la sédimentation des particules de sols et des polluants qui y sont attachés. L'eau et les nutriments circulant plus lentement entre la végétation ont alors plus de chances de s'infiltrer dans le sol. Une partie de ces nutriments pourra alors être absorbée par les plantes ou se fixer aux particules de sol. En augmentant la distance entre les zones en cultures et le cours d'eau, les bandes enherbées diminuent les risques de contamination des eaux superficielles par les nutriments, dont le phosphore.

Le phosphore se retrouve de façon prédominante sous la forme particulaire. Pour cette raison, on le retrouve surtout dans les premiers centimètres du sol où il est particulièrement disponible pour le transport par le ruissellement, sous forme dissoute ou sous forme particulaire adsorbée aux particules fines du sol. Le phosphore particulaire est facilement capturé par les bandes enherbées. Un survol de la littérature sur le sujet effectué par Lemay-Lavigne (2005) a fait ressortir des réductions de 80 à 92 % du

phosphore particulaire pour des bandes enherbées de cinq à douze mètres. La forme dissoute du phosphore n'est cependant pas aussi facilement retenue. Les réductions observées dans la littérature oscillent entre 7 % (Vallières *et al.*, 2005) et 87 % (Patty *et al.*, 1997) pour des bandes de 1 m à 18 m. La majorité des études citent toutefois des réductions de 40 à 58 % pour des largeurs de 5 à 10 mètres.

En plus de diminuer la pollution de sources diffuses, la bande enherbée offre d'autres avantages. Entre autres, elle favorise l'accumulation de matières organiques qui améliore la structure des sols et permet une plus grande infiltration. En atténuant l'érosion hydrique causée par le ruissellement et l'impact des gouttes d'eau, elle stabilise les berges et encourage par le fait même la biodiversité. De plus, la température de l'eau peut aussi être influencée par le couvert herbacé ou arbustif. L'ombrage fourni au cours d'eau limite le réchauffement journalier de l'eau et aide ainsi à maintenir un niveau d'oxygène dissous suffisant pour permettre la survie des espèces aquatiques. Par exemple, alors qu'une bande riveraine très dense de 24 mètres de largeur permet de réduire au minimum l'ensoleillement, une réduction cette largeur à 17 mètres permet de réduire l'ensoleillement de 90 % (Belt *et al.*, 1992). C'est toutefois la hauteur de la bande riveraine qui a un effet sur la quantité d'ombrage dans le cours d'eau (CCSE, date inconnue).

L'efficacité de la zone tampon à réduire la pollution diffuse dépend cependant de plusieurs facteurs. Elle est généralement proportionnelle à la largeur de la bande, à la densité de végétation, à la concentration des sédiments en suspension et inversement proportionnelle au débit et à la pente (Duchemin et Majdoub, 2004). Le facteur le plus important est sans doute la largeur de la bande enherbée. La largeur contrôle le temps de passage du ruissellement entre la superficie en culture et le cours d'eau. Plus le passage est long, plus le ruissellement est ralenti, plus il y aura de sédimentation et d'infiltration et moins il y aura de phosphore dans les cours d'eau. Pour une performance optimale, l'écoulement doit être laminaire et régulier. Ceci permet un contact maximal entre les nutriments et les particules en suspension et la végétation. Ceci se produit toutefois rarement en condition non contrôlée. L'eau des champs aura tendance à s'écouler par des chemins préférentiels comme les rigoles ou les dépressions naturelles avant d'atteindre la zone tampon.

Un autre facteur important est la charge d'eau qui transite par la bande enherbée. Lors d'événements pluvieux intenses, un ruissellement plus important et plus rapide provenant des superficies en culture favorise la suspension des sédiments et du phosphore. La capacité d'infiltration de la bande peut alors être dépassée. L'érosion pourra alors former des chemins préférentiels d'écoulement de surface qui diminueront la capacité de captage de la bande enherbée. Le ratio de la superficie drainée par la bande filtrante par rapport à la superficie de la bande filtrante est un indicateur de la charge d'eau qui transite par la bande riveraine. Ce ratio donne une idée de la capacité de rétention de la bande. Plus la superficie drainée est grande, plus la charge de polluants passant par la bande sera grande. Un ratio de 30 : 1 est généralement conseillé dans la littérature mais pour les sols à texture plus fine, ce ratio peut atteindre 20 : 1 (Lemay-Lavigne, 2005).

La texture du sol joue aussi un rôle important. Les sédiments sablonneux seront plus facilement captés par la zone tampon alors que les particules fines, dont le pouvoir de fixation du phosphore est supérieur, seront plus aisément détachées et transportées. Une largeur de bande plus grande permettra une meilleure rétention. Gharabaghi *et al.*,

(2001) notent que presque tous les agrégats de 40 µm se déposent dans les premiers cinq mètres des bandes riveraines. Toutefois, les particules plus petites que 40 µm ont peu de chances de se déposer.

La pente du sol et la topographie en amont de la bande ont également une influence sur l'efficacité des zones tampons. Plus la pente est forte, plus le ruissellement est important et moins l'efficacité sera forte. Selon le Centre de conservation des sols et de l'eau de l'Est du Canada (CCSE, 1995), une bande en bordure d'un champ ayant une pente supérieure à 12 % ne sera pas efficace pour capturer les sédiments et les fertilisants, car la vitesse de l'écoulement est trop élevée.

L'efficacité des bandes dépendra aussi du type de culture implantée au champ. Les cultures dont le couvert végétal est plus dense favorisent une meilleure infiltration tout en protégeant mieux le sol contre l'érosion que les cultures à grandes interlignes, dont un plus grand pourcentage de sol est à découvert. En retenant davantage les particules de sols et le phosphore transportés avec le ruissellement, les cultures comme la luzerne ou les céréales à paille sollicitent moins la zone tampon que la culture de maïs par exemple. De plus, le type de végétation constituant la zone tampon est aussi à considérer.

Les espèces à considérer pour la capture du phosphore devraient former un couvert dense, uniforme et fournir un système racinaire favorisant l'infiltration et apte à absorber les éléments nutritifs. Pour une meilleure adaptation aux conditions climatiques et pédologiques locales, les espèces indigènes doivent être priorisées. Pour s'assurer d'une efficacité maximale et à long terme de la bande, un entretien régulier doit être effectué afin d'enlever les mauvaises herbes et remplir les cheminements préférentiels de circulation de l'eau. Comme l'efficacité de la bande enherbée est liée à la présence d'un couvert végétal dense et productif, il est recommandé d'effectuer des fauches, à une hauteur de 15 cm, au début de l'été et à l'automne (USDA, 1989).

Le tableau 4.1 est une compilation non exhaustive de quelques valeurs de réduction du ruissellement, des sédiments et des formes de phosphore passant par des bandes enherbées de largeur variable. La plupart de ces études ont cependant été effectuées à l'échelle du parcellaire, en environnement fermé. C'est-à-dire que les parcelles sont ceinturées d'une paroi qui empêche le ruissellement extérieur d'entrer dans la parcelle et au ruissellement de la parcelle de s'écouler en dehors de la bande filtrante. Cette situation est peu représentative des conditions au champ. Dans le parcellaire agricole, il n'est pas rare de pouvoir observer des marques de ravinement de quelques centimètres dans les bandes riveraines ou des effondrements des berges et des cours d'eau. Ainsi, Duguet *et al.* (2002) ont recensé en moyenne 30 marques d'érosion par kilomètre linéaire de cours d'eau dans le bassin versant du ruisseau Walbridge. Dans les zones dépressionnaires du bassin, en aval ou à la confluence de deux branches de cours d'eau, la densité des marques atteignaient 40 à 100 marques par kilomètre. Cette érosion crée des chemins préférentiels où l'eau de ruissellement converge lors des événements pluvieux. L'écoulement ne transite alors plus de façon laminaire sur la bande riveraine pour une filtration optimale mais se concentre en quelques endroits où sa vitesse et sa turbulence font en sorte que la capacité de filtration de la bande est dépassée. Michaud (2006) a aussi noté que près de 67 % des superficies du bassin versant Walbridge en Montérégie étaient directement drainées par les fossés et les rigoles où la bande riveraine est quasi-inexistante et que seulement 33 % des champs se drainaient directement vers le cours d'eau, potentiellement à travers une

bande riveraine.

Dans cette optique, les capacités de rétention élevées des sédiments et du phosphore (80 à 99 % et 80 à 92 % respectivement) tirées de la littérature pour des expériences en parcelles sont peu plausibles lorsque l'on observe les conditions au champ ou en bassin versant. Helmers *et al.*, (2005, 2005b) traitent d'ailleurs de l'effet de convergence sur l'efficacité des bandes riveraines. À partir d'un modèle numérique d'altitude de haute précision, les auteurs ont comparé l'aire de drainage réelle en amont d'une bande végétative filtrante à l'aire de drainage attendue (superficie fixe pour un écoulement laminaire). Le ratio de convergence ($1 - (\text{Superficie réelle}/\text{superficie attendue})$) a été utilisé pour définir les aires de divergence (ratio négatif) et de convergence (ratio positif). Les résultats, qui oscillaient entre -1,55 et 0,34, ont démontré que le volume d'eau exporté variait selon la position de la bande et que l'écoulement n'était donc pas laminaire.

Plusieurs études ont toutefois documenté l'effet des bandes riveraines à l'échelle du bassin-versant. L'étude de Franti *et al.*, (2004), traite de l'impact des zones tampons et des pratiques de conservation des sols sur les fertilisants exportés aux cours d'eau. Ils ont comparé les sédiments et les nutriments à l'exutoire de deux bassins adjacents (141 et 165 ha) dont un était aménagé afin de réduire les exportations. Les aménagements incluaient : 0,8 km de bandes engazonnées, 0,8 km de bandes arborescentes, la présence de voies d'eau engazonnées ainsi que la mise en place de terrasses et l'implantation de rotation dans les cultures (maïs, fève et luzerne). Après deux ans, les exportations de sédiments étaient réduites de 97 % et les pertes de phosphore de 96 %. Une technique de séparation a permis d'évaluer l'efficacité relative de chacune des pratiques mises en œuvre dans le bassin ayant subi les interventions. Les résultats ont montré que les pratiques de conservation (PC) étaient responsables de 83 % des réductions de sédiments et les bandes filtrantes de 14 %. Pour le phosphore, les PC ont amené des réductions de 79 % et les bandes filtrantes 17 %.

Dans une étude effectuée en Angleterre, Leeds-Harrison *et al.*, (1996) ont comparé les effets de l'aménagement de bandes riveraines sur trois paires de bassins versants jumeaux. Les résultats n'ont cependant pas montré une amélioration notable de la qualité de l'eau au niveau des sédiments ou du phosphore. Toutefois, en observant la qualité des échantillons avant et après le passage du ruissellement dans les bandes filtrantes, les auteurs ont pu constater un effet significatif de la zone tampon. Malgré cette amélioration de la qualité du ruissellement, l'eau dans le cours d'eau était toujours polluée. Les auteurs concluent que les concentrations à l'exutoire des bassins étaient dues aux réserves de sédiments et de polluants provenant des berges et du lit des cours d'eau. Ils avancent que ces réserves devront être épuisées avant que l'effet de l'aménagement puisse se faire sentir.

Dans une étude en bassins versants jumeaux au Connecticut, Clausen *et al.*, (2000) ont évalué l'effet d'une bande riveraine de 30 m, composée de fétuque et d'arbres, près d'un champ de maïs. Ils ont observé des diminutions des concentrations en P total et en sédiments dans le ruissellement de 73 % et 92 % respectivement. Dans une étude similaire au Vermont, Jokela *et al.*, (2004) rapportent des diminutions significatives de P total avec des zones tampons de 7,5 m (24 %) et de 15 m (72 %). Toujours au Vermont, Meals (2004) a aussi étudié les effets de la mise en place de pratiques de conservation sur le bassin versant de la rivière Missisquoi. Dans ce bassin, la qualité de l'eau de trois petits bassins a été suivie pendant trois ans, avant et après la mise en place des PGB.

Ces dernières consistaient d'une part à retirer l'accès direct des animaux aux cours d'eau et d'autre part à restaurer la zone ripicole. Les résultats de cette étude ont montré une réduction significative (20-50 %) des concentrations et charges de nutriments et de sédiments en suspension en provenance des deux bassins ayant subi des interventions. Ces résultats s'accordent bien avec ceux observés en Europe (Uusi-Kamppa, 2000) et au Québec (Vallières, 2005; Duchemin et Majdoub, 2004; Michaud, 2004).

Au Québec, l'équipe de l'IRDA (Michaud, 2004; Michaud *et al.*, 2004b) a aussi étudié les conséquences de la mise en place de PGB sur le ruissellement, l'érosion et les exportations de nutriments en provenance de petits bassins versants. Michaud *et al.*, (2005) ont évalué l'effet d'aménagements hydro-agricoles visant à réduire le ruissellement et les exportations de sédiments et de phosphore. Dans le bassin versant du ruisseau au Castor, près de quatre kilomètres de bandes riveraines ont été implanté le long du cours d'eau principal, une cinquantaine de foyers d'érosion des berges ont été corrigés et des structures de captage à la confluence des fossés ont été installées. Une réduction significative de 25 % des concentrations du P total en période de crue a été notée en comparant la période précédant les aménagements (1997-1998 : 318 µg/L) et les deux périodes d'évaluation (1999-2001 : 223 µg/L et 2001-2003 : 253 µg/L).

Tableau 4.1 – Réduction de ruissellement, de sédiments et de phosphore par les bandes enherbées

Échelle*	Largeur de la bande (m)	% réduction ou efficacité de captage					Nature de la bande et commentaires	Auteurs
		Ruiss.	Séd.	P sol.	P part.	P total		
P	1	4 - 62	20 - 81	8 - 69	(5) - 81	1 - 82	Mil (périodes différentes)	Vallières <i>et al.</i> , 2005
P	1,5 à 16					27 - 97	11 études	Uusi-Kampaa <i>et al.</i> , 2000
P	6 12 15	54	92 98 99	40 52 87				Patty <i>et al.</i> , 1997
P	10 18		90	25 58		74		Dillaha <i>et al.</i> , 1985
P	4,6 10		70 84			61 79		Dillaha <i>et al.</i> , 1987
P	4,6 10		79 90			58 68		Dillaha <i>et al.</i> , 1988
P	4,6 10		63 78			57 74		Dillaha <i>et al.</i> , 1989a
P	4,6 10					49 65		Dillaha <i>et al.</i> , 1989
P	3			2 - 90			(périodes différentes)	Abu-Zreig <i>et al.</i> , 2001
P	2 5 10 15		65 81 92 91			32 54 67 79		Abu-Zreig <i>et al.</i> , 2003
P	4,6 10		66 82			27 46		Magette <i>et al.</i> , 1989
P	3 6			50		55 70		Daniels et Gilliam, 1993
P	5 10		86 - 89 86 - 91	44 - 50 44 - 58	87 - 89 86 - 92		Rye, mixed ou sod	Goel <i>et al.</i> , 2004
B	10					85		Franti, 1997
B						96		Leeds-Harrison <i>et al.</i> , 1996

* Échelle d'étude : P : parcelle ou champ, B : bassin versant

Les structures de contrôle du ruissellement

Les structures de contrôle du ruissellement ont comme but de favoriser un bon égouttement des terres tout en minimisant l'érosion des sols. Entrent dans cette catégorie les avaloirs et les bassins de captage et de sédimentation mais aussi les rigoles d'interception, les voies d'eau engazonnée et les tranchées filtrantes. Toutes ces structures agissent en ralentissant ou retenant l'eau du ruissellement. Elles permettent ainsi de diminuer l'importance des crues et de réduire les quantités de ruissellement, d'érosion et de nutriments exportées.

Les voies d'eau engazonnée et les tranchées filtrantes filtrantes sont des structures qui visent principalement à évacuer l'eau des terres agricoles. Elles agissent sensiblement comme les bandes riveraines mais à l'intérieur des limites d'un champ. Lorsque le ruissellement entre dans ces structures, la végétation ou le matériel filtrant (foin, roche, sable, copeaux de bois) ralentit le ruissellement et favorise donc la sédimentation et l'infiltration. Cependant, la tranchée filtrante, généralement creuse de 0,6 à 1 m, peut aussi capter les eaux souterraines et les évacuer via les drains (Guillou, 2006).

Les bassins de sédimentation fonctionnent en interceptant et en retenant une quantité d'eau, de sédiments et de phosphore lors d'événements pluvieux. Ces bassins sont constitués de trois parties : la berme, la cuvette de rétention et l'avaloir d'évacuation. La berme, généralement construite en terre et orientée à travers de la pente là où l'érosion serait maximale, sert à ralentir l'eau et à l'amener vers la cuvette de rétention. La cuvette retiendra pendant un certain temps l'eau et les matières en suspension. Le temps de séjour dans la cuvette, dépend des caractéristiques de cette dernière ainsi que de la topographie. L'eau retenue pourra ensuite être évacuée par infiltration dans le sol puis transportée par les drains. Cette méthode empêche donc le ruissellement d'effectuer son action érosive en aval des structures de captage. La diminution de la vitesse de l'écoulement engendrée par la rétention favorise le dépôt des sédiments et du phosphore dans le fond de la cuvette et évite que ceux-ci ne se rendent au cours d'eau. Les bassins de rétention empêchent donc le limon, le sable fin, le phosphore particulaire et autres débris de dépasser la structure. Toutefois, les matières très fines comme les argiles ou le phosphore soluble seront peu retenues par ces structures. Finalement, l'avaloir sert à évacuer l'excès d'eau captée lorsque le ruissellement dépasse les capacités de la structure données lors du design. Il est généralement muni d'un dispositif de captage des plus gros déchets afin de ne pas bloquer le tuyau de l'avaloir.

Plusieurs facteurs influencent l'efficacité des bassins de rétention. Ces facteurs sont surtout liés aux dimensions de la zone qu'ils drainent. Selon la California Stormwater Association, les bassins de sédimentation sont généralement utilisés pour drainer des surfaces de deux hectares ou plus mais ne dépassant pas 30 hectares. Ces bassins sont généralement conçus pour une sédimentation de 70 à 80 % des particules en 24 à 40 heures et évacuer toute l'eau en 72 heures. Le ratio longueur : largeur de la zone drainée ne devrait pas dépasser 2 : 1 afin d'éviter qu'il y ait des zones mortes (Hoechst, 1997) et, sans dépasser 90 cm de profondeur, le ratio de longueur : profondeur du bassin ne doit pas dépasser 200. Comme toute structure visant la réduction du transport des sédiments et du phosphore, un entretien régulier est nécessaire. L'ASAE (2003) recommande de réparer les zones érodées, de désencombrer les entrées et les sorties du bassin, d'enlever le surplus de sédiments au fond du bassin après chaque grand événement de pluie afin de prévenir la désuétude de la structure.

Huit études conduites sur deux bassins de sédimentation expérimentaux pendant huit ans ont souligné l'importance des bassins de rétention pour le captage des sédiments. Les résultats, exposés par Jarrett en 2001, ont démontré que les pertes de sédiment d'un bassin de 0,5 pi. de profondeur était deux fois plus importantes que celles provenant d'un bassin de 1,5 pi. Les pertes provenaient de la resuspension des sédiments (24 %) et du lessivage des murs et du fond du bassin (24 %). Les pertes dépendaient aussi du type d'avaloir. Un avaloir perforé sur toute la colonne laisse passer 1,8 fois plus de particules qu'un évacuateur-écumoir qui extrait l'eau sur une colonne à partir de 0,5 pi. Cet auteur a aussi fait ressortir l'importance du temps d'assèchement. Un bassin conçu pour évacuer l'eau en six heures exportera 2,7 fois plus de sédiments qu'un bassin dont le temps d'évacuation est de 24 heures et un bassin conçu pour évacuer l'eau en sept jours permettra une réduction de 30 % des exportations de sédiments par rapport au bassin conçu pour période de 24 heures. Il en conclue donc qu'une période de 24 à 48 heures est un bon compromis entre le coût du bassin et la qualité des eaux de rejet. Dans une étude complémentaire, Edwards *et al.*, (1999) ont évalué l'efficacité d'un bassin de sédimentation sur les quantités de sédiments et de phosphore retenues durant des temps de rétention de 24 et de 72 heures. Les résultats ont montré une plus grande rétention du phosphore lorsqu'une période de 72 heures était utilisée (61,5 % vs 51,3 %), même si cette différence n'est pas significative. Des concentrations de phosphore total en débit de pointe variant de 0,56 mg/L à 1,97 mg/L ont été observées à la sortie des structures alors que la concentration entrante en débit de pointe était de 1,35 mg/L. Deux événements ont montré des concentrations à la sortie plus élevées que les concentrations entrant dans le bassin. Ceci laisse supposer un relargage de phosphore par les sédiments du fond du bassin (Edwards *et al.*, 1999).

Au Québec, l'équipe de l'IRDA (Michaud, 2004; Michaud *et al.*, 2005) a aussi étudié les conséquences de la mise en place de ces PGB sur le ruissellement, l'érosion et les exportations de nutriments en provenance de petits bassins versants. Michaud *et al.* (2005) ont ainsi évalué l'effet d'aménagements hydro-agricoles visant à réduire le ruissellement et les exportations de sédiments et de phosphore. Dans le bassin versant du ruisseau au Castor, près de quatre kilomètres de bandes riveraines ont été implanté le long du cours d'eau principal, une cinquantaine de foyers d'érosion des berges ont été corrigés et des structures de captage à la confluence des fossés ont été installées. Une réduction significative de 25 % des concentrations du P total en période de crue a été notée en comparant la période précédant les aménagements (1997-1998 : 318 µg/L) et les deux périodes d'évaluation (1999-2001 : 223 µg/L et 2001-2003 : 253 µg/L).

Marais filtrants, zones inondées et étangs de rétention

Les marais sont définis par l'Office de la langue française comme une nappe d'eau stagnante de faible profondeur, envahie par la végétation aquatique. De façon générale, les marais sont des étendues de terrains mal drainées et humides ou gorgées d'eau ou partiellement recouvertes par des eaux peu profondes de façon plus ou moins complète et plus ou moins permanente. Elles sont non cultivées et le sol peut comporter un fort pourcentage de matière organique. Les zones inondées (wetlands) sont des zones couvertes de façon permanente ou périodiques par des eaux douces ou salées jusqu'à une profondeur de 6 m alors que l'étang est une nappe d'eau stagnante de faible profondeur, habituellement plus petite qu'un lac et souvent colonisée par la végétation. L'étang est généralement d'origine naturelle, mais il peut s'agir aussi d'un bassin creusé

et aménagé par l'homme. Dans le contexte actuel, les termes marais, zones inondées et étang seront utilisés avec le même sens; celui d'une zone parfois inondée, couverte de végétation et qui peut intercepter et retenir les eaux, les sédiments et les nutriments en provenance de l'amont.

Ces zones sont des écosystèmes très diversifiés qui peuvent être utilisés pour capter et traiter l'eau qui passe du champ au cours d'eau ou filtrer une partie de l'eau du cours d'eau. Les marais filtrants ne requièrent pas une grande superficie et demandent peu d'entretien après leur implantation. Ils fournissent de plus un habitat pour la faune et encouragent donc la biodiversité. Selon Goupil (1995, 1996), le marais filtrant utilisé en combinaison avec une bande riveraine permet d'obtenir des réductions plus efficaces des sédiments et des contaminants qu'avec l'utilisation de la bande riveraine seule. À réduction égale, le marais filtrant permet donc de réduire la largeur de la bande riveraine. Selon ce dernier, les marais peuvent aussi diminuer l'effet court-circuit du drainage souterrain. L'efficacité des marais pour retenir les contaminants est toutefois limitée. L'efficacité de ce dernier est réduite pendant la période hivernale ou durant la fonte de neige alors qu'il n'y a pas de végétation, ou lorsqu'il se produit des pluies intenses (Tyson, 1996; Simeral, 1998; Laflamme 2005). Ce sont généralement pendant ces périodes que des quantités importantes de phosphore arrivent des terres agricoles. Mitsch (1992) a toutefois observé des réductions de l'ordre de 88 à 98 % des sédiments et de 63 à 96 % du phosphore dans les marais filtrants. En 2000, Uusi-Kampaa *et al.* ont publié les résultats de plusieurs études traitant de l'effet des bandes tampons, des marais filtrants et des étangs sur la réduction de la pollution diffuse en Scandinavie. Les concentrations à l'entrée d'eau des marais et des étangs variaient de 0,1 à 0,6 mg/L, 0,08 à 0,4 mg/L et de 0,05 à 1,1 mg/L en Norvège, en Suède et en Finlande respectivement. Les taux de rétention du phosphore particulaire et dissous, variable selon les sites, oscillait entre 2 et 116 g P total/m² annuellement. Les rétentions dans les marais (41 %) étaient généralement supérieures à celles observées dans les étangs (17 %), probablement parce que la profondeur des marais était moindre et que la végétation y était plus dense.

Kronvang *et al.*, (2005), dans une revue de littérature sur les effets des mesures de réduction du phosphore, notent cependant que la littérature internationale sur les zones inondables indique que ces zones peuvent être une source ou un puits pour le phosphore. Les facteurs comme la charge hydraulique et la saturation des sols sont des contrôles importants sur la rétention et le relargage du phosphore sur les terres inondées (Peterjohn et Correl, 1984; Richardson, 1985).

En conclusion, les pratiques de gestion bénéfiques discutées dans la section 4.1 visent donc à réduire les quantités et les concentrations de phosphore avant qu'elles n'atteignent le cours d'eau ou l'exutoire du bassin versant. En ce sens, elles brisent la connectivité entre les parcelles et le réseau hydrographique et favorisent un écoulement plus lent et une rétention des sédiments et des polluants accrue. Utilisées en combinaison avec les pratiques de gestion bénéfiques effectuées sur la zone en culture (semis direct, travail réduit, incorporation des engrais, etc.), leur efficacité devient optimale. Lorsque des PGB sont mises en place sur la zone de culture, les structures (bandes riveraines, marais, étangs, etc.) sont moins sollicitées et leur rétention est alors plus efficace.

Il existe aussi toute une gamme de PGB qui n'ont pas été discutées dans ce document. On peut penser aux additions de fer dans les sols pour augmenter la fixation du

phosphore, l'utilisation des plaines inondables pour favoriser la rétention, le contrôle de la hauteur de la nappe d'eau par le système de drainage, l'établissement de cultures en terrasses (Chow *et al.*, 1999) et même la gestion de l'alimentation des animaux afin de réduire les quantités de phosphore produites.

4.2 Rétention et transformation dans le réseau hydrographique

Les sections précédentes ont décrit la nature spatiale et temporelle de la dynamique des cheminements du phosphore vers le réseau hydrographique. Les facteurs discutés se rapportent surtout aux caractéristiques physiques, chimiques et environnementales qui influencent les exportations à l'échelle de parcelles ou de champs agricoles.

À l'échelle des bassins versants, les cours d'eau reçoivent de multiples apports en phosphore en provenance des terres agricoles. Les formes et les quantités de phosphore qui atteignent le cours d'eau dépendent non seulement des différentes sources de phosphore mais aussi des voies de transport du phosphore. L'activation de ces dernières est conditionnée par le climat, plus particulièrement par la distribution spatiale et temporelle des précipitations, mais aussi par les caractéristiques du site (pédologie, culture) et par la position des zones sources dans le paysage. D'amont en aval, le réseau hydrographique reçoit donc une succession de contribution en phosphore dont la solubilité et la biodisponibilité varient selon l'origine et le cheminement hydrologique.

Une fois dans le cours d'eau, le phosphore est influencé par différents processus successifs qui interagissent. Les processus de rétention, de transformation et de relargage du phosphore, largement tributaire des cycles de crues et de décrues, provoquent des changements des formes de phosphore. Le transport et la rétention sélective feront en sorte que le phosphore ne soit ni complètement, ni immédiatement transmis.

La rétention dans le cours d'eau se présente sous deux formes : la rétention biotique et la rétention abiotique. La rétention biotique est principalement attribuable à l'absorption du phosphore soluble par le périphyton et les macrophytes. La rétention abiotique peut cependant prendre plusieurs formes. Pour le phosphore en solution, il peut y avoir adsorption sur les particules en suspension, précipitation en présence de calcium ou capture dans les interstices des sédiments du lit de la rivière. La rétention abiotique peut aussi impliquer la sédimentation du phosphore particulaire en provenance des surfaces terrestres ou formé dans le cours d'eau. La concentration en phosphore soluble, la concentration en cations et en matière organique, la granulométrie des sédiments et des particules en suspension et l'hydrologie règlent l'importance de chacun de ces processus (Dorioz et Blanc, 2001).

En rivière où la concentration en P soluble est élevée, les processus de rétention favorisent la spéciation du phosphore de la forme soluble vers la forme particulaire et contribuent donc à augmenter fortement la teneur en P des sédiments. Ces sédiments se distinguent des sédiments provenant des surfaces terrestres par la forte biodisponibilité potentielle du P particulaire et par une très forte teneur en phosphore soluble de l'eau interstitielle (Dorioz *et al.*, 1989). Selon Dorioz et Blanc (2001), le débit règle l'intensité des processus de rétention en contrôlant la sédimentation, la suspension, le temps de contact entre l'eau et les sédiments et la durée de transfert. En période d'étiage ou de tarissement, le cours d'eau peut stocker une quantité

importante de phosphore. Pour les bassins versants du Redon (33 km²) et du Foron (51,5 km²), dans la région lémanique de France, les auteurs rapportent une rétention maximale de 0,7 t de P total pendant une période d'étiage et de basses eaux de trois mois, soit l'équivalent du quart du flux annuel. Ils notent cependant que des rétentions de l'ordre de 20 à 100 kg de P total, équivalentes aux exportations des plus fortes crues, sont plus courantes.

Aux Pays-Bas, Venterink *et al.*, (2003) ont évalué le rôle des plaines inondables dans la rétention des nutriments. Quoique les plaines inondables ne fassent pas partie du lit de la rivière, elles interviennent cependant dans les mécanismes de rétention du transport fluvial du P. Leurs résultats ont montré une rétention de 20 à 45 % du P total sur un parcours de 76 km sur la rivière IJssel durant deux périodes de crues.

Si la rétention est associée aux périodes d'étiage et de tarissement, le relargage est évidemment associé aux périodes de crues. Les sédiments non consolidés sont alors remis en suspension et emportés vers l'exutoire (Jordan-Meille *et al.*, 1998). La remobilisation du phosphore après une période d'étiage provoque un accroissement des flux et des concentrations de phosphore dans les tronçons situés en aval des zones de rétention (Harms *et al.*, 1978). Ce type de crues donne lieu à un régime d'exportation du phosphore à l'exutoire du bassin versant qui est distinct à la fois de ceux observés en périodes d'étiage et de ceux des périodes de crues survenant pendant une période humide. Après l'étiage, généralement en été, les crues provoquent essentiellement une mobilisation du stock de phosphore de la rivière. L'eau de ruissellement provient principalement des superficies imperméabilisées près du cours d'eau. Les superficies agricoles restent sèches car les terres peuvent emmagasiner les pluies et qu'elles sont protégées par les cultures. L'augmentation du débit déstabilise les sédiments enrichis, abrase le périphyton et remet en circulation le phosphore. Pendant ce type de crues, le chimiogramme (débit et phosphore vs. temps) présente un pic de concentration en phosphore particulaire et soluble devantant clairement (jusqu'à 10 – 15 h) celui du débit (Dorioz et Blanc, 2001). Sur le bassin versant du Redon, Dorioz *et al.*, (1998) ont observé que la charge particulaire de phosphore relargué lors de crues en périodes sèches représentait 40 % de la charge particulaire annuelle et que celle-ci était caractérisée par une forte biodisponibilité. Dans ces types de crues, un accroissement même léger du débit provoquera une forte augmentation des concentrations en phosphore qui ne pourront être soutenues alors que le débit continuera à croître. Cet accroissement des concentrations sera proportionnel aux quantités de P stockées et contrairement aux crues en période humide, on peut y observer un pic de P soluble pouvant atteindre de fortes concentrations, jusqu'à 0,8 mg P soluble/L selon Dorioz et Blanc (2001). Sur le bassin du Mercube (302 ha), situé près du lac Léman en France, Jordan-Meille et Dorioz (2004) ont observé le même phénomène lors de crues tôt dans la saison humide. Les concentrations observées étaient aussi très élevées (85 - 363 µg P soluble/L) et caractérisées par une forte proportion de la fraction soluble par rapport au phosphore particulaire (30 - 64 %). Cette concentration élevée en P soluble suggère un relargage à partir des eaux interstitielles ou une désorption des sédiments pendant le transport. Cette augmentation de la fraction du P soluble n'est cependant pas toujours observée.

Dorioz et Blanc, 2001 attribuent de 30 à 40 % des flux annuels à ce type de fonctionnement dans les bassins du Redon et du Foron. Toutefois, la présence limitée de zones urbaines ou imperméables dans les bassins versants ruraux du Québec laisse croire que cette proportion serait plus faible au Québec. Il est cependant possible que de

faibles augmentations estivales du débit puissent remanier les sédiments et le phosphore déposé après les crues printanières et correspondre à ce type de comportement en rivière.

Les crues en période humide ont cependant un comportement très différent. Le ruissellement urbain ou provenant des superficies imperméables est moins chargé en phosphore et ce sont les sources diffuses d'origine agricole, largement liées au ruissellement de surface qui dominent. Sur le chimiogramme, le décalage entre le débit et l'augmentation du phosphore particulaire est presque inexistant. De plus, le pic de phosphore soluble est absent ou une diminution des concentrations de P soluble peut y être observée. La concentration en P particulaire augmente avec le débit et les sédiments sont moins chargés en phosphore que lors des crues survenant après une période sèche. Ces sédiments proviennent des terres agricoles mais aussi des berges et le phosphore particulaire présente une biodisponibilité faible. Pendant la période de tarissement qui vient après la crue, à débit égal, les sédiments peuvent présenter un potentiel de rétention plus fort qu'avant la crue (Dorioz et Orand, 1996). Si les sédiments érodés proviennent des berges et des zones naturelles, ces derniers seront peu chargés en phosphore et pourront alors retenir davantage le phosphore soluble (Dorioz *et al.*, 1998). De plus, si les sédiments proviennent des zones agricoles riches en phosphore, cet effet risque d'être plus subtil. La recolonisation du périphyton et des macrophytes qui ont pu être emportés par la crue s'accompagnera aussi d'une plus grande consommation du phosphore soluble qui causera une diminution des concentrations de l'eau. Ce type de comportement des rivières a été observé en France dans les rivières à régime torrentiel mais peut aussi, selon Kronvang (1992), se produire pendant quelques grosses crues hivernales dans les rivières de plaines telles que celles de Scandinavie. Dans un bassin versant de 10 km² au Danemark, Kronvang *et al.*, (1997) ont observé que la première crue d'automne emportait le stock de P accumulé dans le cours d'eau pendant l'été. Selon les auteurs, de 75 à 89 % de la charge annuelle de P particulaire serait due à la resuspension des sédiments dans le cours d'eau et à l'érosion des berges.

L'érosion des berges peut parfois être une source importante de phosphore. Au Danemark, Laubel *et al.*, (2003) ont étudié 91 cours d'eau provenant de 15 bassins versants afin d'estimer la contribution des berges aux sources de P en rivière. Leurs résultats montrent que de 15 à 40 % du P total proviendrait des berges. Ces pertes seraient équivalentes à 0,23 – 0,28 kg P/ha. De plus, contrairement à Dorioz et Blanc (2001), les matériaux de berges contenaient autant de phosphore (0,64 g P/kg) que l'horizon de surface des terres agricoles et présentent donc un risque à moyen terme pour le milieu aquatique.

Les taux de transfert du phosphore dépendent donc des modalités des apports et des conditions hydrologiques en rivière. Comme les fluctuations du débit dans le cours d'eau sont dépendantes des conditions climatiques et hydrologiques qui prévalent dans le bassin versant, les quantités et les formes de phosphore retenues ou relarguées dans les eaux varieront grandement d'une région à une autre, entre bassins versants et même d'un tronçon de rivière à une autre. Parce que les rivières peuvent tour à tour piéger ou relâcher les sédiments et les différentes formes de phosphore, les rivières peuvent représenter une source ou un puits pour le phosphore.

Comme pour les études agronomiques réalisées sur la rétention du P dans les sols agricoles, la capacité des sédiments en suspension à fixer ou relâcher le phosphore

dépend de leurs propriétés physico-chimiques. En rivière, ces propriétés physico-chimiques et la biodisponibilité du phosphore attaché aux particules en suspension dépendent à la fois de l'origine des sédiments mais aussi des transformations chimiques, physiques et biologiques qui ont lieu dans le réseau hydrographique. McDowell et Sharpley (2003) ont évalué la sorption et la désorption des sédiments du lit des rivières provenant de sept bassins versants mixtes en faisant couler de l'eau de ruissellement riche en phosphore (4 mg P dissous/L et 9 mg P total/L). Leurs résultats ont montré que la fixation était associée aux oxydes de fer et d'aluminium (hydroxydes) en provenance des zones forestières et par le calcium des aires agricoles. Une forte augmentation en P biodisponible a été notée. De plus, 34 à 43 % du captage du P par les sédiments était associé à la biomasse de P microbien, soulignant l'importance de ce phénomène.

Dorioz *et al.*, (1998) ont effectué une évaluation de la spéciation du P, qui fait appel à des biotests algaux et ont utilisé la méthode des cinétiques de dilution isotopique afin d'élucider les origines du phosphore et ses processus de captage, transport et de relargage. Les auteurs ont observé que les sédiments en provenance de l'amont non pollué possédaient une faible teneur en phosphore, une faible biodisponibilité mais un fort pouvoir fixateur. Lors du transport vers l'aval pendant les crues, ces sédiments sont mélangés à ceux des terres agricoles. Une augmentation de la teneur en P et une baisse du pouvoir fixateur de ces sédiments ont été observées.

Dans le bassin de la rivière Laplatte au Vermont, Wang *et al.*, (1999) ont effectué une recherche relativement complète sur la rétention du P de deux sections présentant des débits et des caractéristiques physiques contrastés. En utilisant une section à débit élevé et une autre à faible débit, les auteurs espèrent circonscrire la portée des phénomènes pouvant être observés dans les autres secteurs du bassin versant. Les auteurs ont observé des patrons de stockage bien différents selon les tronçons. En moyenne, la partie à débit plus lent retenait près de dix fois plus de phosphore (33 mg/m²) que le tronçon rapide (3,1 mg/m²). Dans les deux tronçons, la majorité du P était emmagasiné dans les sédiments; 97 % en débit lent et 71 % dans la zone de débit rapide et les concentrations de P biodisponible étaient faibles par rapport au P total. Les taux moyens de rétention biotique et abiotique ont été évalués à 11 mg/m² pour le site à débit rapide et à 96 mg/m² pour le site à débit lent. Des additions de phosphates et de colorants ont servi à évaluer la rétention des tronçons sur une période de 48 heures. Alors que la rétention est négligeable en hiver, près de 66 % du P ajouté demeurait dans le cours d'eau pour une période de 33 heures. Cependant, la sorption causée par la forte concentration de P ajouté était suivie d'une désorption relativement rapide alors que la concentration diminuait dans la colonne d'eau. En extrapolant les résultats au réseau hydrographique de la rivière Laplatte, les auteurs ont estimé une rétention de 8 Mg (1,4 à 14 Mg) équivalente à l'exportation du bassin versant (7,6 Mg).

Dans une perspective de gestion des sources de phosphore et de ses effets sur le milieu aquatique, il est important de savoir si les rivières agissent comme une source ou un puits pour le phosphore et si elles peuvent masquer ou accentuer l'effet des bonnes pratiques de gestion mises en place sur le territoire agricole. La réponse n'est toutefois pas simple, car le comportement des cours d'eau dépend de la nature des tronçons, de la saison, du régime hydrologique dans les cours d'eau et de l'origine et de la nature des sédiments. Alors que Dorioz *et al.*, (1998) observent que le piégeage du P soluble par les sédiments réduit les risques de pollution, ils notent aussi que ce phénomène est réversible et demeure difficile à évaluer. Ce constat a aussi été fait par plusieurs

auteurs. En Oklahoma, Haggard *et al.*, (2001) ont observé une rétention du phosphore soluble en été. Toutefois, la rétention en période hivernale n'était pas significative. En France, sur la rivière Garonne, Bonvallet *et al.*, (2001) supposent qu'une grande partie du phosphore retenu en période d'étiage est exportée vers l'exutoire sous forme particulaire ou en solution après désorption alors que le débit augmente. Wang *et al.*, (1999) en viennent aussi à la conclusion que le réseau hydrographique ne constitue pas à long terme un puits pour les sources de phosphore.

Parce qu'ils influencent la période et les quantités des différentes formes de phosphore, les processus limnologiques liés au phosphore sont d'une grande importance. Ils devraient donc être intégrés au plan de gestion. Ceci permettrait de mieux caractériser les bilans à l'exutoire des bassins versants et améliorerait la prévision des impacts environnementaux liés aux exportations de phosphore. Compte tenu de leur influence, il est donc surprenant de constater la relative absence d'études concernant le transport et les transformations du phosphore dans le réseau hydrographique par rapport aux études des transferts terrestres du phosphore.

Densité du réseau hydrographique au Québec

- Zones naturelles : 0,7 à 1,0 km/km²
- Zones agricoles, suite aux travaux de drainage : moyenne de 1,7 km/km², maximum d'environ 2,1 km/km²
- Travaux de drainage : systèmes de drains souterrains, élimination des méandres et des dépressions des cours d'eau, drainage des zones humides = accélération et augmentation des débits = disparition d'habitats et transport accru des sédiments et des contaminants

Aménagements hydro-agricoles

- 1^{ère} ligne défense; les PGB au champ pour retenir l'eau, le sol et les nutriments
- 2^e ligne de défense; interception de l'eau, des sédiments et des nutriments avant qu'ils n'atteignent les cours d'eau :
 - L'efficacité de rétention des bandes riveraines dépend de la culture, de la charge d'eau, de la texture du sol, de la topographie, de la largeur, du type de végétation et de l'état de la bande riveraine
 - Ruissellement : 4 % à 62 %
 - Sédiments : 20 % à 99 %
 - Phosphore total : 1 % à 96 %
 - Phosphore particulaire : 5 % à 92 %
 - Phosphore soluble : 8 % à 90 %
 - Structures de contrôle du ruissellement :
 - Voies d'eau engazonnées, tranchées filtrantes
 - Bassins de sédimentation : sédimentation de 70 % à 90 % en 24^h, rétention de
 - Marais filtrants, zones inondées et étangs de rétention
 - Marais filtrants : rétention de 88 % à 98% des sédiments et de 41 % à 96 % du phosphore
 - Zones inondées
 - Étangs de rétention : rétention de 17% à du P

- **gfsd**

Rétention et transformation dans le réseau hydrographique

5.0 Les outils de gestion du risque associé à la mobilité du P

L'évaluation du risque du transport du phosphore peut être effectuée de plusieurs manières dont la complexité, l'applicabilité et la validité varient grandement. Les méthodes les plus simples consistent à effectuer des tests de sols qui calculent la quantité de phosphore disponible pour les plantes et qui mesurent aussi le degré de saturation des sols en phosphore. À l'opposé, la modélisation hydrologique qui reproduit le cycle de l'eau et du phosphore, nécessite une quantité importante d'information concernant l'environnement et les pratiques de gestion agricole. Entre ces deux extrêmes, l'utilisation de la géomatique et l'approche d'indexation des risques de perte de P offrent deux moyens de quantifier et de qualifier les risques de perte de phosphore. Cette section fera le survol des types d'outils utilisés au Québec ou qui pourraient être adaptés pour la province.

5.1 Les approches agronomiques

Tests de sol

Les approches agronomiques ont été décrites plus en détails dans la section 2.1. Cette section s'attardera donc à l'utilisation de l'approche agronomique, basée sur l'analyse des sols à l'aide de la méthode Mehlich-3, pour un diagnostic agroenvironnemental au Québec.

Deux indicateurs sont régulièrement utilisés : la teneur en P M3 des sols et la saturation des sols, exprimée par le ratio P M-3/M3Al. Ils sont tous les deux utilisés de manière régulière dans l'élaboration du Plan agro-environnemental de fertilisation (PAEF) et donc dans les recommandations de fertilisations des diverses cultures de la province. Plusieurs études québécoises et internationales ont aussi établi le lien qui existe entre l'enrichissement des sols en P Mehlich-3, l'augmentation de la saturation M3P/M3Al et l'accroissement du risque relié à la perte de phosphore des sols vers le milieu aquatique. Ces deux indicateurs sont donc bien établis au Québec.

Toutefois, leur utilisation dans un contexte plus environnemental qu'agronomique reste encore à parfaire. Certaines études québécoises récentes se sont toutefois attardées à établir le lien qui existe entre la saturation des sols et le risque agroenvironnemental de contamination de l'eau par le phosphore. En 1999, Khiari établissait des seuils environnementaux critiques pour la culture de la pomme de terre à l'aide du ratio M3P/AlM3 dans les sols sableux acides. Des valeurs de 8,6 et 15 % ont été définies et représentent les limites du groupe de fertilité modéré pour cette culture. De plus, l'auteur concluait que le ratio M3P/M3Al constituait un indicateur efficace, fiable et unificateur pour effectuer des recommandations agro-environnementales d'engrais P pour cette culture. Marchand (2004) a quant à lui proposé le rapport M3P/(Al+Fe)M3 comme indicateur agroenvironnemental pour la culture de la Canneberge au Québec. En 2005, pour la culture du maïs sur sols acides à neutres, Pellerin établissait des valeurs environnementales critiques de 0,076 et 0,131 mg P/kg pour les sols à texture fine et grossière respectivement. Bien avant, Giroux et Tran, en 1996, avait aussi établi une valeur critique de 10 % au-delà de laquelle il ne fallait plus enrichir les sols.

L'établissement de seuils critiques en fonction des cultures et des types de sols offre bien sûr une information importante concernant les sources de phosphore potentiellement mobilisables. Ces seuils ne tiennent toutefois pas compte du transport du P du sol vers les plans d'eau ni du transport subséquent vers l'exutoire des bassins versants. Leur intégration à une approche plus globale, comme la modélisation hydrologique ou l'indexation des risques, est donc souhaitable. Ces approches sont d'ailleurs discutées dans les sections qui suivent.

Programme de fertilisation

Les tests de sol font aussi partie des outils plus généraux que sont les programmes de fertilisation, comme le plan agroenvironnemental de fertilisation (PAEF). Quoiqu'il n'inclut pas à ce jour une évaluation globale du risque de perte de P, le PAEF minimise toutefois les risques d'exportations P d'une exploitation agricole en s'attardant spécifiquement à l'aspect fertilisation. En se basant sur les analyses de sols, la saturation en phosphore, les plans de ferme, les cultures et leurs rendements moyens et les volumes de déjections animales, les PAEF aident les intervenants et les agriculteurs à déterminer les doses, les modes, les périodes et les lieux d'épandage de matières fertilisantes. En ce sens, le PAEF est déjà un outil de gestion du risque. Il pourrait cependant être plus complet si un outil d'analyse globale des risques de perte de P, comme l'IRP, y était inclus. De manière similaire, le plan d'accompagnement agroenvironnemental (PAA) est aussi un outil de diagnostic et d'évaluation du risque de perte de P.

Il existe aussi plusieurs logiciels qui ont pour but d'aider à la gestion des entreprises agricoles. Les logiciels comme Agri-Champs d'Agri-Gestion (Agri-Gestion, 2006) ou Sigachamps (Siga Informatique, 2005) sont des logiciels qui s'adressent aux producteurs comme aux intervenants et permettent de décrire l'entreprise et sa gestion. Ils intègrent généralement une description physique de la ferme (photo aérienne, routes, champs, etc.), de l'information concernant la gestion des champs (semence, fertilisation, chaulage, etc.), des bâtiments et possèdent aussi un module de fertilisation (PAEF). Ce sont donc des systèmes d'informations géographiques (SIG) aux capacités de traitements réduites et centrées sur les besoins des agriculteurs. L'ajout d'un module de détermination du risque de pertes de P vers les plans d'eau serait sûrement facile à effectuer et souhaitable.

5.2 Les modèles hydrologiques

Afin de mieux évaluer les risques associés à la perte de phosphore ou de tout autre polluant dans les eaux, une bonne compréhension de la complexité des processus qui régissent le transport de l'eau, des sédiments, des nutriments et des polluants est nécessaire. Les modèles hydrologiques, qui sont formés d'un amalgame de formules mathématiques qui reproduisent les différentes dynamiques physiques observées dans l'environnement, sont des outils très utiles. La performance accrue des systèmes informatiques des dernières décennies a permis de créer des modèles de plus en plus complets qui ont l'avantage de fournir une information quantitative sur les volumes d'eau, mais aussi de sédiments et sur les formes phosphore qui transitent en surface, dans le sol et dans les cours d'eau.

De plus, l'échelle spatiale de travail de ces modèles varie selon l'application dont on veut en faire. Certains, comme MACRO (Jarvis, 1994), effectuent leurs calculs au niveau d'une colonne de sol alors que d'autres le font au niveau de la parcelle agricole, tel que le « Erosion-Productivity Impact Calculator » (EPIC). EPIC (Williams, 1995) est un modèle qui a été initialement développé pour évaluer l'effet de l'érosion du sol sur la productivité. Depuis, des modifications ont été apportées afin de déterminer les effets des différentes pratiques agricoles sur les sols et les ressources en eau. EPIC considère maintenant dix groupes de processus, soit : le climat, l'hydrologie, l'érosion-sédimentation, les nutriments, les pesticides, la croissance des plantes, la température du sol, le travail du sol, l'économie et les impacts environnementaux (Iowa State University, 2006).

Les changements technologiques, l'approfondissement des connaissances agroenvironnementales et l'évolution des problématiques environnementales favorisent maintenant l'utilisation de modèles complexes qui fonctionnent au niveau des bassins versants, tel que SWAT (Arnold, 1992; Neitsch *et al.*, 2002) ou AGNPS (Young *et al.*, 1987). Souvent, ces modèles incorporent certaines composantes des modèles qui les ont précédés. Par exemple, le modèle SWAT est basé sur les équations hydrologiques du modèle CREAMS (Knisel, 1980) auxquels plusieurs modifications ont été apportées. Entre autres, les routines mathématiques de EPIC pour simuler la croissance des plantes ont été ajoutées, les modules de GLEAM (Leonard *et al.*, 1987) pour le transfert des pesticides, entre autres, ont aussi été inclus.

Développé pour prédire les impacts des pratiques agricoles sur les transferts hydriques et les quantités de sédiments, d'éléments nutritifs et de pesticides à l'échelle de grands bassins versants hétérogènes et sur de longues périodes, SWAT est utilisé dans plusieurs pays. Il a entre autres servi à modéliser les transferts de pesticides en Grande-Bretagne (White *et al.*, 2002), le mouvement des sédiments en Belgique et en Allemagne (Lenhart *et al.*, 2005), le lessivage des nitrates en France (Conan *et al.*, 2003) et le transport du phosphore aux États-Unis (Kirsh *et al.*, 2002). Au Québec, Michaud *et al.*, (2005) ont appliqué SWAT sur le bassin versant de la rivière aux Brochets, un tributaire majeur de la baie Missisquoi en territoire québécois. Le but était de tester différents scénarios agroenvironnementaux qui pourraient produire une réduction de 40 % des charges de phosphore transportées vers la baie Missisquoi, une réduction pour laquelle le Gouvernement du Québec a signé une entente avec les représentants du Vermont (Mimeault, 2002). D'autres modèles hydrologiques ont aussi été utilisés au Québec, que ce soit pour le transport de l'eau (HYDROTEL : Fortin *et al.*, 1995), l'érosion (CEQEROS : Duchemin et Lachance, 2001; AGNPS : Perrone, 1997) ou du transport des polluants agricoles, tel que le phosphore (GIBSI : Rousseau *et al.*, 2002).

Cependant, l'utilisation par les intervenants en agroenvironnement des modèles hydrologiques comme outil décisionnel face aux risques de pertes de phosphore des terres vers le milieu aquatique reste limitée. Leur grande complexité et l'importante quantité de données nécessaire à leur fonctionnement demeure un obstacle important. En effet, ces modèles requièrent de l'information concernant la climatologie, la topographie, l'hydrographie, les sols et leurs propriétés, l'utilisation du sol et les propriétés des plantes. Quoique ce type d'information soit de plus en plus disponible de manière opérationnelle, recueillir et formater toutes ces informations demeurent chronophage. Des informations sur la gestion des cultures, telles que les rotations, les dates de semence, de récolte et de fertilisation, ainsi que la méthode, la quantité et type

de fertilisants épandus sont aussi nécessaires. Ce type d'information, variable spatialement et temporellement, est cependant plus difficile à obtenir. De plus, l'intégration, la modélisation et la calibration de ces modèles peuvent être des processus longs et complexes et doivent donc être accomplis par un personnel qualifié. Ceci rend donc l'utilisation courante des modèles hydrologiques peu attrayante. Toutefois, les résultats de modélisations produits lors d'études antérieures peuvent aisément être utilisés afin d'en tirer des informations utiles au développement de modèles plus simples, comme les méthodes d'indexations des risques (Baker *et al.*, 2001). Ces méthodes, présentées à la section suivante, même si elles sont moins précises, ont l'avantage d'être plus à la portée des intervenants en agroenvironnement.

5.3 Indexation des risques de perte de P

Moins complexe que les méthodes de modélisations quantitatives, tels que les modèles hydrologiques et de qualité de l'eau, les méthodes d'indexation fournissent tout de même une information qualitative ou quantitative importante dans la compréhension des systèmes agricoles. Ce sont en fait des modèles simples qui s'appuient sur les résultats d'expérimentations ou de modélisations plus complexes, desquels sont tirées des statistiques qui servent de base à la formulation de l'indice.

Ces méthodes d'indexation, simples et rapides, ne sont d'ailleurs pas exclusivement utilisées que pour la caractérisation des risques de perte de phosphore vers le milieu aquatique. Par exemple, Matlock *et al.*, (1999) ont développé au Texas un indice du statut trophique des écosystèmes lotiques (LETSI), basé sur les communautés de périphyton, pour caractériser l'impact de l'enrichissement en nutriments sur la production de chlorophylle en rivière. D'autres indicateurs, comme l'indice de la qualité des sols (SQ), évalue la capacité des sols à maintenir à la fois la productivité agricole et la qualité environnementale aux États-Unis (Wander *et al.*, 2002).

Plus complexe, l'outil LoPhos est aussi un modèle indiciel. Développé en 2002 par Larocque *et al.*, ce modèle calcule les pertes de P en provenance des activités agricoles. C'est un outil relativement complet qui fait intervenir les pertes aux champs, celles en provenance des bâtiments ainsi que l'effet des bandes riveraines sur le P exporté au cours d'eau. Applicable seulement dans les conditions agroclimatiques du Québec, il est basé sur des régressions linéaires et des coefficients de perte moyens rapportés dans la littérature afin de simuler les principaux processus et facteurs du cycle du P. Puisqu'il intègre toute la littérature disponible jusqu'à 2000, LoPhos est donc un reflet des connaissances jusqu'à cette année. Quoiqu'il soit relativement complet et facile d'utilisation, son emploi régulier nécessiterait des mises à jour périodiques à l'aide de données plus récentes et plus locales. Certains modules, comme l'effet du type de culture, sont basés sur des données américaines et en ce sens ne sont pas nécessairement représentatifs des conditions agroenvironnementales québécoises. Cet outil est cependant intéressant, car en plus d'être assez bien adapté aux conditions du Québec, il fournit une estimation chiffrée des pertes de phosphore.

Au Canada, Agriculture et Agroalimentaire Canada a lancé en 1993 un projet pour développer une série d'indicateurs agroenvironnementaux. Au total, quatorze indicateurs ont été élaborés. Ces indicateurs touchent les domaines de la gestion agroenvironnementale, de la qualité des sols, de la qualité de l'eau, des émissions des gaz à effet de serre, de la biodiversité et de l'intensité de production (McRae *et al.*, 2000). Les IRCE (Indicateur de **R**isque de **C**ontamination de l'**E**au) mesure le

progrès accompli afin de réduire les risques de contamination de l'eau liés aux activités agricoles en ce qui a trait, particulièrement, aux éléments nutritifs des cultures, soit l'azote et le phosphore (Bolinder *et al.*, 2000). Parmi ces IRCE, l'indicateur du risque de contamination de l'eau par le phosphore (IRCE-P) permet d'évaluer le risque relatif de transfert du phosphore dans les eaux voisines (Bolinder *et al.*, 2000). L'IRCE-P (Van Bochove *et al.*, 2006) est un indicateur applicable à l'échelle des polygones des pédopaysages du Canada (échelle 1 : 1 000 000). Cette résolution est suffisante pour détecter les changements régionaux au niveau des provinces sur une période de cinq à dix ans (MacDonald et Gleig, 1996; cité dans Bolinder *et al.*, 2000). Parce qu'il a été conçu à partir de données régionales, son utilisation au niveau parcellaire n'est pas appropriée. Toutefois IRCE-P pourrait servir à identifier les zones où une étude plus approfondie est nécessaire.

À l'échelle du parcellaire, l'indice de risque de perte de phosphore (IRP), originellement développé par Lemunyon et Gilbert en 1993, avait pour but d'identifier la vulnérabilité des champs agricoles aux pertes de phosphore. L'IRP fournit aux intervenants en agriculture et agroenvironnement un outil pour identifier les zones et les pratiques agricoles qui augmentent le risque de pertes de phosphore et de permettre aux fermiers plus de flexibilité dans l'élaboration des mesures correctives (Sharpley and Tunney, 2000). Il n'a pas été conçu pour donner une mesure quantitative des exportations de P ni pour servir de base à des mesures législatives (Bolinder *et al.*, 2000). L'avantage de l'IRP comparativement aux modèles déterministes qui reproduisent les processus physiques complexes est qu'il est construit à partir de données disponibles. De plus, son échelle spatiale (parcellaire) le rend compatible avec la structure des fermes. Il répond donc plus facilement aux besoins des fermiers et des intervenants en agroenvironnement (Heathwaite *et al.*, 2003).

L'indicateur dans sa forme originale est basé sur une matrice 5 x 8; cinq classes de risque allant de négligeable à très élevée et huit composantes, regroupées en facteurs *source* et facteurs *transport*, qui caractérisent le site (Tableau 5.1). Les facteurs *transport* incluent l'érosion, l'érosion due à l'irrigation, le ruissellement et la distance au cours d'eau. La teneur en P du sol et les taux et méthodes d'application des fertilisants minéraux et organiques composent les facteurs *source*. Parce que chacune des caractéristiques du site n'affecte pas l'exportation de P de la même manière, un poids est attribué à chacune des composantes de l'IRP. Ce poids est multiplié par la classe de risque, soit négligeable : 0, faible : 1, moyen : 2, élevé : 4 et très élevé : 8. La valeur finale de l'indicateur est calculée en additionnant les valeurs pondérées. De la même façon que les composantes, la valeur finale de l'IRP est classée de négligeable à risque très élevé.

Depuis sa création, l'IRP de Lemunyon et Gilbert a subi plusieurs modifications afin de l'adapter aux conditions régionales. Il existe donc une multitude d'IRP adaptés à presque chaque état américain, à plusieurs provinces canadiennes et à certains pays européens (Beaulieu, 2005). Plusieurs types de changements ont été apportés à l'IRP depuis sa création et plusieurs publications en font état (Beaulieu, 2005; DeLaune *et al.*, 2004, 2004b; Sharpley *et al.*, 2003; Wolfe *et al.*, 2002).

D'abord, les variations climatiques et édaphiques, variables selon la location géographique, ont justifié **l'ajout ou la modification de certaines composantes**. Les plus importantes modifications à l'IRP touchent toutefois à sa **structure** et aux **types de valeurs** des facteurs utilisés.

Tableau 5.1 – L'IRP original de Lemunyon et Gilbert (1993)

	Poids	Classes de risque de perte en phosphore				
		Négligeable 0	Faible 1	Moyen 2	Élevé 4	Très élevé 8
Érosion (E)	1,5	Aucune	< 5	5 à 10	10 à 15	> 15
Érosion par l'irrigation (I)	1,5	Aucune	Irrigation peu fréquente sur sols bien drainés	Irrigation modérée sur sols de pente < 5 %	Irrigation fréquente sur sols de pente 2 à 5 %	Irrigation fréquente sur sols de pente > 5 %
Classe de ruissellement (R)	0,5	Aucune	Très peu à peu	Moyenne	Optimale	Excessive
Distance des cours d'eau (D)	1,0	> 1000	1000 à 500	500 à 200	200 à 30	< 30
Test P du sol (T)	1,0	Aucun	Bas	Moyen	Optimum	Excessif
Taux d'application de fertilisant P (TF)	0,75	Aucun	< 15	16 à 40	41 à 65	> 65
Méthode d'application de fertilisant P (MF)	0,5	Aucune	Placé avec un planteur de plus de 2 pouces de profondeur	Incorporé immédiatement avant culture	Incorporé > 3 mois avant culture ou appliqué en surface < 3 mois avant culture	Appliqué en surface sur herbage ou appliqué > 3 mois avant culture
Taux d'application du fertilisant P organique (TO)	1	Aucun	< 15	16 à 40	41 à 65	> 65
Méthode d'application du fertilisant P organique (MO)	0,5	Aucune	Injecté à plus de 2 pouces	Incorporé immédiatement ou < 3 mois avant culture	Incorporé > 3 mois avant culture ou appliqué en surface des mois avant culture	Appliqué en surface sur herbage ou appliqué > 3 mois avant culture
IRP = 1,5E + 1,5I + 0,5R + 1,0D + 1,0T + 0,7TF + 0,5MF + 1,0TO + 0,5MO						

(tiré de Sharpley *et al.*, 2003)**Ajouts de composantes**

Dans plusieurs modèles d'IRP, la *migration verticale du P dans le profil de sol* est maintenant tenue en compte, même si celle-ci était traditionnellement considérée négligeable. Plusieurs études québécoises (Enright et Madramootoo, 2004; Simard *et al.*, 2004; Beauchemin *et al.*, 2003; Giroux *et al.*, 2002) ont d'ailleurs souligné l'importance du transport du P par les drains souterrains. Intégrés aux facteurs *transport*,

cette composante se traduit différemment d'un indicateur à l'autre. En Norvège, Bechman *et al.*, (2003) l'introduisent en se basant sur la présence de drains et de la perméabilité du sol. Au Maryland, c'est plutôt la profondeur de la surface de saturation des eaux souterraines et les classes de drainage des sols tirés des cartes pédologiques qui servent à définir le risque de perte de P dans les sols (Sharpley *et al.*, 2003; Coale, 2000b). Au Québec, Beaudet *et al.*, (1998) ont proposé d'inclure la texture des sols et l'écartement entre les drains comme mesure du transport préférentiel du phosphore dans le sol.

Afin de refléter la contribution accrue des zones à proximité des plans ou cours d'eau dans les exportations de phosphore, une mesure de la distance séparant les parcelles des cours d'eau ou plans d'eau récepteurs peut aussi être ajoutée. Cette révision de l'indice P est basée sur des analyses hydrologiques qui considèrent le risque ou la probabilité qu'un événement de pluie d'une certaine ampleur ne provoque du ruissellement et atteigne le cours d'eau (Gburek, 2000). Les IRP de 31 états américains (Sharpley *et al.*, 2003) ainsi que celui de la Norvège (Bechman *et al.*, 2003) incorporent un facteur de risque lié à la **distance parcelles - eaux de surface**. Toutefois, les indices de P proposés ou mis en place pour les provinces de l'Alberta (Alberta Cattle Feeders Association, 2005), de l'Ontario (OMAFRA, 2003) et du Québec (Beaudet *et al.*, 1998) ne comportent par cet aspect.

D'autres changements à l'IRP font aussi intervenir les **pratiques de gestion bénéfiques** (PGB) telles que les bandes enherbées (Norvège et plusieurs états américains), les avaloirs (Illinois), les voies d'eau engazonnées (Montana, Nebraska) ou encore les zones humides (Floride). Ces structures servent de zones tampons au ruissellement provenant des parcelles. Par exemple, les bandes riveraines enherbées ou arbustives et les voies d'eau engazonnées permettent de filtrer et de retenir une partie du P, particulièrement sous forme particulaire (Duchemin et Majdoub, 2004). Elles peuvent encore permettre la décantation du phosphore et des sédiments dans les eaux retenues dans les zones humides, les marais, les étangs ou les avaloirs (Laflamme, 2005). De ce fait, elles brisent ainsi la connectivité des parcelles au réseau hydrographique et réduisent les risques de perte de phosphore.

Certains IRP, comme ceux du New Hampshire (USDA-NRCS, 2001), de New York (Czymmek *et al.*, 2001) et du Vermont (Jokela, 2001) ont aussi été modifiés afin d'inclure un facteur de transport relié à la fréquence des **inondations**. Ces débordements augmentent le transport du P dissous et particulaire des terres vers les cours d'eau.

Dans certains IRP, la teneur en phosphore, mesurée par des tests agronomiques de phosphore disponible dans les sols, a été remplacée par le taux de **saturation**. Considéré aussi comme un bon indicateur agroenvironnemental (Giroux et Tran, 1996; Khiari *et al.*, 1999; Pellerin, 2005), plusieurs études ont démontré que des niveaux élevés de saturation des sols sont souvent associés à un risque accru de contamination de l'eau par le phosphore dans les eaux de drainage et de ruissellement (Beaudet *et al.*, 1998; Rivest et Leduc, 1998). Au Québec, la teneur et la saturation des sols sont analysées par la méthode Mehlich-3. La teneur en M3P est généralement utilisée comme indicateur de la fertilité des sols et intégrée aux grilles de référence en fertilisation (CRAAQ, 2003). La saturation **M3P/M3AI** est aussi un bon indicateur de la fertilité des sols. Toutefois, comme peu d'études ont fait le lien entre la saturation et la réponse des cultures, l'utilisation de la saturation à la place de la teneur en P se limite

aux grilles de référence en fertilisation des pommes de terres (Khiari, 1999) et du maïs-grain (Pellerin, 2005).

Au Vermont, l'IRP (Jokela, 2001) considère aussi l'**aluminium réactif** du sol puisque ce dernier semble être un bon indicateur de la biodisponibilité du phosphore. Plus l'aluminium du sol augmente, plus la fixation augmente et le phosphore est donc moins disponible.

En territoire nordique, l'influence des périodes de gel et de dégel peut aussi être considérée dans l'élaboration de l'indicateur. Plusieurs études ont déjà démontré que les quantités de phosphore libérées des résidus de culture après la période hivernale peut contribuer à l'augmentation de la concentration en P du ruissellement (Ulén, 1989, Bechman *et al.*, 2003). Pour cette raison, la Norvège (Bechman *et al.*, 2003) a inséré un facteur **résidus de culture** dans la formulation de la partie *source* de son IRP.

Au Québec, le bilan P à la surface du sol (**P excédentaire**), a aussi été proposé comme facteurs de gestion des engrais (Beaudet *et al.*, 1998). La même logique est aussi utilisée pour l'indicateur IROWC-P qui est applicable à l'échelle des polygones de sols canadiens au 1 : 1 000 000 (Bolinder, 2000).

Modification de la structure

D'un tout autre ordre, la plus grande modification à l'IRP dans les dernières années fut d'une part de séparer les facteurs *source*, les facteurs *transport* et les nouveaux facteurs touchant les bassins versants (connectivité, distance contributive, etc.) et d'en modifier la structure additive pour une structure multiplicative.

Dans la formulation additive de Lemunyon et Gilbert (1993), les valeurs de chacun des sous facteurs étaient additionnées. Dans cette nouvelle structure, les facteurs *source*, *transport* et *bassins*, si présents, sont calculés séparément. La valeur du sous-facteur est multipliée par son poids, puis sommées. Les valeurs des facteurs sont ensuite multipliées entre elles. La formulation de l'IRP de la Pennsylvanie (Sharpley *et al.*, 2003), équations 1 à 3, en est un exemple.

$$IRP_{Pennsylvanie} = 2 * source * transport \quad [1]$$

où:

$$source = (0,2 * P_{du\ sol}) + [(taux\ d'\ application * fertilisant) + (taux\ d'\ application * méthode * fumier) / 22] \quad [2]$$

$$transport = facteur\ de\ connectivité * (Érosion + ruissellement + drainage + distance\ contributive) \quad [3]$$

Cette structure multiplicative permet de mieux représenter la vulnérabilité d'un site. Par exemple, originellement, un site dont la saturation ou le contenu en P était élevée obtenait automatiquement un score élevé, même si aucun transport du phosphore n'était possible. La vulnérabilité d'un tel site serait faible en réalité puisqu'il n'y a pas de mobilisation des sources de phosphore. Similairement, un site dont la composante transport était élevée mais dont les facteurs *source* étaient faibles obtenaient aussi un score élevé même s'il n'y avait pas de phosphore à transporter. Les IRP de 12 états américains et celui de la Norvège ont maintenant une structure multiplicative alors que les IRP canadiens sont de forme additive.

Types de données d'entrée et quantification des résultats de l'IRP

Un autre type de modifications notées par Sharpley *et al.*, (2003) lors de leur revue des IRP américains concerne la valeur des facteurs utilisés. Au lieu de catégoriser les facteurs d'érosion, de P du sol et d'application de fertilisants en leur attribuant une cote discrète, certains IRP (Norvège, Pennsylvanie) utilisent des valeurs continues. Cette modification permet de mieux aborder l'effet des valeurs très élevées de l'érosion ou du taux de P dans les sols et d'éviter d'avoir à quantifier subjectivement les catégories. On évite ainsi les situations où une augmentation minimale d'un paramètre entraîne un changement de catégorie et conséquemment une modification de l'IRP et de son interprétation (Sharpley *et al.*, 2003).

De plus, certains IRP, comme celui de la Pennsylvanie (Weld *et al.*, 2002), ont été nantis d'un outil de tri à priori. Pour un champ donné, si un test de sol en P est supérieur à 448⁵ kg/ha (200 ppm) Mehlich-3 et si ce champ se situe à moins de 45,72 m d'un plan d'eau, une évaluation complète par l'IRP est nécessaire. Si le taux de P dans le sol est de moins de 448 kg/ha Mehlich-3 et le champ situé à plus de 45,72 m de l'eau, l'IRP n'a pas à être calculé car la parcelle est considérée comme étant de risque faible. Afin de permettre la comparaison des indices P d'un état à l'autre, cet IRP et plusieurs autres ont de plus été normalisés.

L'approche indicielle des risques de pertes de P vise à identifier les zones les plus vulnérables aux pertes de P en évaluant plusieurs sources de P et de facteurs de transport. La plupart des états américains maintiennent toujours cette approche pour examiner la vulnérabilité du territoire. Des questions demeurent toutefois quant à la relation entre les valeurs des IRP et les charges réelles de P exportées. Certaines études, comme celle de Goulet *et al.*, (2006) se sont donc attardées à établir la relation entre les valeurs annuelles de l'IRP de Beaudet *et al.*, (1998) par rapport aux exportations de P total de 11 parcelles situées à la ferme expérimentale de l'IRDA. Les résultats de corrélation entre les valeurs de l'IRP et le P total et le P pratique exporté par les drains et par le ruissellement sont significatif et positif ($r = 0,63$ et $r = 0,59$). Selon les auteurs, ces corrélations seraient toutefois inférieures aux corrélations observées par Eghball et Gilley (2001) ($r = 0,84$), Birr et Mulla (2001) ($r = 0,74$) et DeLaune *et al.*, (2004b) ($r = 0,91$) entre l'IRP et les pertes de P total.

Le développement de certains IRP, dont ceux de l'Arkansas, de l'Iowa et de la Georgie, ont pris une voie différente. Au lieu de qualifier le risque de perte de P des champs, ces IRP quantifient les pertes de phosphore (Sharpley *et al.*, 2003; DeLaune *et al.*, 2004a, 2004b). Dans ces indicateurs, les sources apparaissent sous forme de valeurs continues (lbs/acre) alors que les facteurs *transport*, qui sont catégorisés, ne font que pondérer les sources. L'IRP donne donc une estimation des pertes de P.

5.3.1 Exemples de quatre IRP

Il existe donc un grand nombre d'indices de risque de perte du P adaptés aux conditions locales. Ceux-ci font intervenir une multitude de variables *source*, *transport* et *bassin*. L'Annexe 2 présente une liste non exhaustive des variables, recensées dans la littérature, qui pourraient être incluses dans une nouvelle formulation d'un IRP pour le Québec.

⁵ Le facteur de conversion utilisé est 2,24. Ce facteur suppose une densité apparente de 1 320 kg/m³ et une profondeur du sol de 17 cm.

Comme une description détaillée de tous les IRP existants et proposés serait fastidieuse et de toute manière non souhaitable, la section qui suit s'attardera plutôt à détailler cinq IRP sélectionnés, soit : l'IRP québécois proposé par Beaudet *et al.*, (1998) et ceux de la Pennsylvanie, du Vermont, de la Norvège et de l'Iowa (Tableau 5.2). Ces derniers ont été choisis soit parce qu'ils incluent les dernières modifications effectuées à l'IRP (Pennsylvanie, Iowa), parce que leur utilisation se fait dans un état limitrophe au Québec (Vermont) ou bien parce qu'un climat semblable existe (Norvège). Une description plus détaillée de la formulation de ces quatre indicateurs est aussi présentée à l'Annexe 3.

Les variables intervenant dans la formulation des IRP peuvent être classées en trois groupes : Les facteurs *source*, les facteurs *transport* et les facteurs *bassins*. Les facteurs *source* décrivent les conditions qui prédisposent à l'accumulation de phosphore potentiellement mobilisable à l'exportation alors que les facteurs *transport* décrivent les composantes, majoritairement hydrologiques, qui prennent en charge le phosphore et le mènent vers les cours d'eau. Les facteurs *bassins* sont quant à eux des facteurs ajoutés plus récemment. Comme la plupart des « P-index » ont été développés pour une application à l'échelle du parcellaire, leur utilisation à l'échelle d'un bassin versant nécessite certains ajustements qui permettent de rendre compte des facteurs qui régissent le transport et la spéciation du P dans les cours d'eau.

Les facteurs source des indicateurs retenus

Dans tous les IRP recensés et dans ceux choisis (Tableau 5.2), trois groupes de facteurs ou variables, sources, apparaissent. Le premier est celui qui décrit la **fertilité des sols**, soit par des tests de fertilité ou par les indices de saturation en P. Comme mentionnée précédemment, plusieurs études ont établi le lien qui existe entre la fertilité en phosphore des sols et le risque de perte de P vers le milieu aquatique. Ces tests sont donc présents dans tous les IRP recensés. La méthode retenue est généralement celle couramment utilisée pour les recommandations de fertilisants des cultures et dépend bien sûr des caractéristiques de la région et des choix locaux. Alors que le test standard en Norvège s'effectue avec le lactate d'ammonium (P-AI), le Vermont et la majorité des états de la Nouvelle-Angleterre utilise la méthode Morgan ou Morgan modifiée alors que le Québec, la Pennsylvanie et l'Iowa ont choisi la méthode Mehlich-3. L'IRP de l'Iowa offre aussi la possibilité d'utiliser les méthode Olsen et Bray-I. Le recours à la saturation en P des sols dans l'élaboration d'un indicateur de risque de perte en P est toutefois moins répandu, même si plusieurs études ont démontré un plus grand risque de perte de P vers le milieu aquatique lorsque la saturation des sols augmente (Vadas *et al.*, 2005; Kuo *et al.*, 1988, Lookman *et al.*, 1995; Sharpley, 1995; Sharpley, 1996; Pote *et al.*, 1996; Giroux *et al.*, 1996). En fait, il semblerait que cet indicateur ne soit utilisé que dans la formulation de l'IRP proposé par Beaudet *et al.*, 1998.

Tableau 5.2 – IRP sélectionnés

Localisation	Québec (Beaudet <i>et al.</i> , 1998)	Pennsylvanie (Sharpley <i>et al.</i> , 2002)	Vermont (Jokela, 2001)	Norvège (Bechmann <i>et al.</i> , 2003)	Iowa NRCS (2001)
Source					
Test de P des sols	Fertilité P-M3 Saturation M3P/Al M3	Fertilité P M3 (mg/kg)	Fertilité P-Morgan modifiée	Fertilité P-Al (mg/kg)	Fertilité P Bray-I, Olsen ou Mehlich-3 (mg/kg)
Taux d'application	--	Lbs P ₂ O ₅ acre ⁻¹ yr ⁻¹	Lbs P ₂ O ₅ acre ⁻¹ yr ⁻¹	Kg P/ha	Lbs P ₂ O ₅ acre ⁻¹ yr ⁻¹
Méthode d'application	Incorporation Travail d'ameublissement avant application Solide ou minéral en surface	Injection Incorporation Appliqué en surface	Injection Incorporation Appliqué en surface	Injection Incorporation selon la saison Fertilisants minéraux et organiques traités séparément)	Injection Incorporation Appliqué en surface
Période d'application	Organique ou liquide en surface et En présemis En croissance Post-récolte	Saison de l'application Temps avant l'incorporation	Saison de l'application Temps avant l'incorporation	(voir méthode d'application)	Saison de l'application Temps avant l'incorporation
Gestion		Disponibilité du P organique	Al réactif extrait par Morgan modifiée	Disponibilité du P organique Résidus de culture Utilisation du P de la plante	Pratiques de conservation des sols
Transport					
Érosion	RUSLE	RUSLE	RUSLE	Classe d'érosion de cartes norvégiennes	RUSLE Ravinement

Localisation	Québec (Beaudet <i>et al.</i> , 1998)	Pennsylvanie (Sharpley <i>et al.</i> , 2002)	Vermont (Jokela, 2001)	Norvège (Bechmann <i>et al.</i> , 2003)	Iowa NRCS (2001)
Ruissellement	SCS-CN	Classe de perméabilité du sol Pente du champ	Pente du champ SCS-CN ou conductivité hydraulique	Classe de ruissellement	SCS-CN Précipitation
Écoulement souterrain / Inondation	Texture Distance entre drains	Drainage souterrain	Fréquence des inondations	Présence de drains Perméabilité	Présence de drains Pente du champ Texture du sol Précipitation
Bassin					
Distance contributive	Aucune	Distance du bord de champs aux eaux de surface	Aucune	Distance du bord de champs aux eaux de surface	Distance du centre du champs au cours d'eau
Connectivité	Aucune	Bande riveraine Écoulement direct	Largeur des zones tampon	Bande riveraine Voies d'eau engazonnées Drains ou avaloirs	Présence et largeur d'une bande riveraine
Priorité des bassins receveurs	Aucune	Aucune	Aucune	Aucune priorité des bassins mais les précipitations annuelles sont un facteur	
Structure de l'indice	Additive	Multiplicative	Multiplicative	Multiplicative	Additive
Classes	4 classes	4 classes	4 classes	4 classes	5 classes

Les valeurs des teneurs ou de la saturation en P des sols peuvent être utilisées de deux manières. D'abord, elles peuvent être séparées en classes de risque qui seront par la suite utilisées dans le calcul de l'indicateur, comme pour l'IRP du Québec et de l'Iowa. Elles peuvent aussi être utilisées directement, de façon continue et sans classification, en entrant les concentrations de P (ppm ou mg/kg) dans le sol. Les indicateurs du Vermont, de la Pennsylvanie, de la Norvège fonctionnent d'ailleurs de cette façon (Annexe 3). Quoique la saturation de l'IRP québécois a aussi été classifiée, son utilisation en valeur continue pourrait aussi être valide, en autant que la formulation de l'IRP en tienne compte. L'utilisation de l'indice de saturation en P offre l'avantage de fournir une information intrinsèque sur les propriétés des sols (argile, Al, Fe) qui régissent la fixation du phosphore et donc de son risque de solubilisation et de transport vers les cours d'eau.

Le second groupe de variables *sources* concerne l'application de fertilisants. Le taux d'application de fertilisants, retenu dans les IRP choisis, sauf celui du Québec, est une des variables les plus communes. Quoique cette information n'apparaisse pas directement dans le calcul de l'IRP québécois, l'utilisation de cette information est implicite au calcul du bilan, tel que retenu par ce dernier. Comme il est connu que les engrais de ferme ou engrais organiques sont plus solubles, la plupart des IRP effectue une forme de séparation des composantes minérales et organiques des applications de fertilisants. Au Québec, cette séparation est introduite sous forme de pourcentages de P organique et de P minéral par rapport au bilan du P total. Toutefois, la plupart des IRP, comme celui du Vermont et de la Pennsylvanie et de la Norvège sépare tout simplement les applications minérales et organiques. Comme pour la fertilité des sols, ces valeurs peuvent être de forme discrète (Vermont, Pensylvanie, Norvège) ou catégorisée (Québec, Iowa). La méthode et la période d'application, plus spécialement de l'engrais organique, revêtent aussi une importance cruciale. Le tableau a de l'Annexe 3 présente la méthode utilisée dans la formulation du risque associé à la nature, la période et le mode d'épandage des engrais organiques de l'IRP de Beudet *et al.*, (1998). Ce tableau classifie le risque en cinq classes, de très faible à très élevé, selon trois périodes (présemis, croissance des plantes et post récolte) et quatre types d'application (incorporation, ameublissement au préalable, engrais minéral ou solide en surface et engrais organique liquide en surface). De manière similaire, les IRP de la Pennsylvanie, de la Norvège, du Vermont et de l'Iowa considèrent aussi l'injection, l'incorporation ou l'application en surface des fertilisants. Leur approche au niveau temporel est toutefois plus catégorique car elle fait intervenir des mois précis, liés à la période de croissance. Alors que la Norvège considère la période de septembre à mars plus problématique, le Vermont utilise plutôt la période d'octobre à avril et la Pennsylvanie de novembre à mars. De plus, cette dernière, tout comme l'Iowa, porte une attention particulière aux applications effectuées sur les surfaces gelées ou couvertes de neige. Dans chacun des cas, l'injection ou l'incorporation rapide des fertilisants réduit les risques.

Le dernier groupe de facteurs *source*, appelés ici gestion, rassemble des variables telles que la disponibilité des engrais organiques, la présence de résidus de culture ou encore les prélèvements du P par les plantes et les pratiques de conservation. L'inclusion des résidus de culture dans l'IRP de la Norvège est justifiée par les résultats d'études qui ont montré que la concentration de P dans le ruissellement des zones d'herbages fertilisés pouvait augmenter significativement après une période de gel (Uhlen, 1989 cité par Bechmann *et al.*, 2003). Parce que nous partageons avec la Norvège un climat où les cycles de gel et dégel sont fréquents, cette information pourrait aussi s'appliquer à un

IRP québécois. L'indicateur norvégien fait aussi intervenir un facteur de prélèvement du P par les plantes, appliqué à toutes les sources de P, et rejoint en ce sens la notion de bilan de L'IRP du Québec. La disponibilité du P des IRP de Norvège et de la Pennsylvanie est basée sur la connaissance à priori de la disponibilité des différents types d'engrais organiques. Les biosolides ou les engrais traités présentent le moins de risques alors que les engrais porcins et de volaille posent le plus de problèmes. Cette notion n'est toutefois pas abordée dans la formulation de l'IRP québécois. L'IRP de l'Iowa suppose quant à lui que 70% du phosphore particulaire et 100% du phosphore particulaire est biodisponible. L'IRP du Vermont inclut aussi de la concentration d'aluminium réactif dans le sol. Cette mesure est un bon indicateur de l'effet qu'aura une fertilisation sur les teneurs en P du sol. En ce sens, il rejoint le concept de saturation du sol retenu dans la formulation de l'IRP de Beaudet *et al.*, (1998). Dans le contexte du Vermont, cette information est plutôt utilisée afin de modifier les valeurs des applications de fertilisants minéraux et organiques. Ainsi, aucune modification n'est appliquée lorsque l'engrais est épandu en surface en dehors de la période de croissance puisqu'aucune fixation du P n'a lieu dans cette situation. Au contraire, une diminution de 30 % (facteur 0.7) s'applique lorsque l'engrais est injecté.

Les facteurs *transport* des indicateurs retenus

Comme pour les facteurs *source*, le recensement des différents IRP a permis de classer les facteurs *transport* en trois groupes de variables : celles reliées à l'érosion, celles du ruissellement de surface et une dernière catégorie qui englobe l'écoulement souterrain et les inondations.

Puisqu'une part importante du phosphore est exportée sous forme particulaire, l'érosion, particulièrement celle liée à l'action de l'eau, occupe une place importante dans la formulation des quatre indicateurs retenus. Les IRP des états de la Pennsylvanie et du Vermont ainsi que celui du Québec et de l'Iowa définissent l'érosion par un modèle empirique appelé RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) (Annexe 4). RUSLE (Renard, *et al.*, 1996), son prédécesseur USLE (Wischmeier et Smith, 1972) et leurs diverses variantes (MUSLE: Williams, 1995; RUSLE-FAC: Wall *et al.*, 2002) prédisent les pertes de sol annuelles moyennes en tenant compte du type de sol (texture, matière organique, etc.), de la pente (longueur et inclinaison), du climat (précipitation), de la végétation et des pratiques culturales (couverture végétale, travail du sol, etc.). L'indicateur de la Norvège se base plutôt sur des cartes d'érosion. Celles-ci possèdent quatre classes (250, 1000, 5000 et 8000 kg sol/ha) de perte de sol pour un sol labouré. Ces classes sont ensuite ajustées pour les différentes pratiques de gestion agricole. Quoique l'utilisation des équations USLE, RUSLE soit fréquente, d'autres variables, telles que la présence de résidus de cultures, le type du couvert végétal ou les précipitations saisonnières figurent parmi les variables utilisées pour quelques IRP (Annexe 2). De plus, certains IRP, comme celui de l'Alaska (Sharpley *et al.*, 2003) incluent aussi un facteur relié à l'érosion éolienne alors que d'autres font intervenir l'irrigation comme facteur d'érosion (Alaska, Arizona, Floride, etc.).

Sous certaines pratiques agricoles (semis direct, cultures herbagères), c'est plutôt la forme soluble du P qui domine les exportations de phosphore vers le milieu aquatique. Dans ces cas, le ruissellement de surface est un vecteur de transport important. Le potentiel de risque de ruissellement apparaît classiquement dans les IRP comme une valeur classifiée, générée à partir de la méthode développée par le service de

conservation des sols (SCS) du département américain de l'Agriculture (USDA). C'est cette méthode, appelée SCS-CN (Annexe 5), qui est utilisée pour les IRP du Québec et du Vermont et de l'Iowa. Les classes de risque sont déterminées à partir d'une matrice qui relie les pourcentages de pente d'une parcelle à un numéro de courbe. Ce dernier est établi en fonction du groupe hydrologique du sol, de son utilisation du sol et de sa condition hydrologique. Comme pour l'équation RUSLE, c'est la méthode des numéros de courbe du SCS qui est la plus fréquemment utilisée. Cependant, des études au Québec (Michaud *et al.*, 2005), aux Etats-Unis (Tolson et Shoemaker, 2004) et en Grande-Bretagne (Beaudin, 2003) ont démontré que cette méthode surévaluait les quantités d'eau ruisselée et que les numéros de courbe devaient être diminués de 10 à 20 % pour que les volumes d'eau simulés concordent avec les mesures prises en bassins versants. Madramootoo et Enright (1988) en étaient aussi venus à la conclusion que cette méthode était inappropriée pour la prédiction du ruissellement des régions humides, comme les basses terres du Saint-Laurent. Des modifications, faisant intervenir un indice de pluie antécédent, ont d'ailleurs été suggérées par Monfet en 1979 et développées entre autres par Perrone et Madramootoo en 1998. La Pennsylvanie utilise plutôt une classification basée sur une combinaison de propriétés du sol (pente, conductivité hydraulique, etc.). Les classes de ruissellement ont été calculées pour chaque unité cartographique des sols de chacun des comtés de l'état et publiées sur le site du Pennsylvania Nutrient Management Program (Pennsylvania Nutrient Management, 2005). Parce que les précipitations fournissent l'énergie nécessaire aux mouvements de l'eau, des sédiments et des nutriments en surface et dans les sols, certains IRP font aussi intervenir les précipitations régionales dans le calcul du risque de ruissellement, soit dans les facteurs de transport (Iowa), soit dans les facteurs de bassin (Norvège).

Depuis quelques années, plusieurs études ont présenté le lien qui existe entre l'enrichissement des sols en P et son transport souterrain par lessivage ou écoulement préférentiel. Plusieurs IRP possèdent donc une composante qui reflète ce type de transport du phosphore. Ce concept est généralement représenté par la présence (aléatoire ou systématique) de drainage (Pennsylvanie, Norvège et Iowa) ou de la distance entre les drains (Québec). La texture, la hauteur de la nappe phréatique, les classes de drainage des sols et la pente sont des variables pouvant être utilisées dans la description du transport potentiel du P par voies souterraines.

Finalement, certains IRP, comme celui du Vermont, incluent un facteur qui représente le transport du P généré par les inondations. C'est la fréquence des inondations, telle que définie pour chacune des unités de sol dans la base de données des sols (NRCS, 2006), qui détermine le risque.

Les facteurs bassin des indicateurs retenus

Les facteurs de bassins sont aussi séparés en trois groupes : les distances contributives, la connectivité et la priorité des bassins versants.

L'inclusion de la notion de distance contributive provient du concept d'aire source critique qui spécifie que seul une petite partie du territoire, généralement près des cours d'eau, génère la majorité du ruissellement et par conséquent la majorité des exportations de phosphore vers les milieux aquatiques. Pour cette raison, la Pennsylvanie, la Norvège et l'Iowa, ainsi que plusieurs autres états américains ont inclus

la distance du champ au cours d'eau comme variable représentant les surfaces qui contribuent à l'exportation du P.

La notion de connectivité est quant à elle étroitement liée à l'implantation des pratiques de gestions bénéfiques (PGB). La mise en place, depuis les années soixante, de systèmes de drainage des eaux de surface ou souterraines et le redressement des cours d'eau au Québec ont favorisé l'écoulement rapide de l'eau et des éléments nutritifs vers les plans d'eau. L'implantation de PGB a pour effet de briser la connectivité. Ces mesures favorisent la rétention et l'infiltration de l'eau dans le sol et filtre les sédiments et les éléments nutritifs. Pour cette raison, les IRP de la Pennsylvanie, du Vermont, de la Norvège et de l'Iowa incluent donc la présence et/ou la largeur des bandes riveraines (ou tampon) dans leurs calculs. La Norvège fait aussi intervenir les avaloirs et les voies d'eau engazonnées.

Finalement, certains IRP donnent aussi un poids au bassin versant afin de définir la sensibilité des eaux réceptrices. Ainsi, plusieurs IRP américains (Delaware, Floride) ont défini des catégories pour les bassins versants ou les plans d'eau. D'autres, comme l'Alabama, définissent ce critère selon la distance d'un habitat critique ou encore catégorisent les bassins versants selon leurs précipitations annuelles, telle que la Norvège.

Méthode de calcul de l'IRP

Après avoir inclus tous les facteurs *source*, *transport* et *bassin*, la manière de calculer l'IRP diffère d'une région à une autre. Ces variantes sont non seulement le fruit des différences régionales mais aussi de visions différentes des concepteurs de ces IRP. D'abord calculés de manière additive, comme l'IRP de l'Iowa, plusieurs IRP sont maintenant calculés de manière multiplicative. Même si les IRP de Pennsylvanie, du Vermont et de la Norvège sont tous de structures multiplicatives, leur formulation diffère tout de même car elles doivent bien représenter les risques locaux de transport du P vers les plans d'eau en fonction du milieu naturel et des pratiques agricoles. À cet effet, un exercice de validation, qui met en relation la valeur de l'IRP face aux exportations de P (particulaire, soluble, par les drains ou dans le ruissellement), peut servir de base pour assigner un poids à chacune des composantes. De la même manière, les résultats de simulations à l'aide de modèles déterministes complexes peuvent servir à extrapoler les conditions agroenvironnementales et à établir l'importance de chacune des facteurs de l'IRP.

De plus, à l'origine, les IRP donnaient une évaluation indicielle du risque de perte de P. Les différents facteurs étaient d'abord classifiés en quelques catégories de risque. Ces catégories se voyaient ensuite assigner un poids, puis les facteurs étaient additionnés ou multipliés. Récemment, les IRP de l'Arkansas, de la Georgie et de l'Iowa ont plutôt adopté une formulation qui permet d'obtenir une évaluation quantitative des pertes de P vers le milieu aquatique. Les facteurs sources sont évalués quantitativement, puis multipliés par un facteur de transport. De cette manière, l'IRP de l'Iowa offre une évaluation quantitative des pertes de P par érosion, ruissellement et par les drains.

5.4 Outils de gestion à référence spatiale

La géomatique est définie par l'Office québécois de la langue française (2006) comme la discipline ayant pour objet la gestion des données géographiques et qui fait appel aux sciences et aux technologies reliées à leur acquisition, leur stockage, leur traitement et leur diffusion. Formé du préfixe *géo* et du mot *informatique*, cette discipline englobe plusieurs autres, dont les levées et la cartographie, la télédétection, la géodésie et les systèmes de positionnement globaux (GPS) et les systèmes d'information géographique (SIG).

La géomatique demeure avant tout une discipline au service d'autres secteurs et les applications géomatiques sont nombreuses. En agriculture, la connaissance et la compréhension de la variabilité spatiale des conditions environnementales et édaphiques entre les champs et à l'intérieur des champs sont primordiales car elles permettent de contrôler de façon plus précise la gestion des sols et les intrants. Dans ce contexte d'agriculture ou de conservation de précision, le rôle de la géomatique est d'offrir aux producteurs la possibilité de suivre l'évolution de leurs terres dans le temps et dans l'espace (variabilité spatiale) en introduisant des méthodes, des techniques et des outils de collecte, d'analyse et de gestion des données. Pour ce faire, elle doit fournir des outils de positionnement précis, procurer des outils de gestion des données à référence spatiale en plus de produire et gérer l'information géographique (cartes, tableaux, graphiques) (Boisvert *et al.*, 2003).

La géodésie et les systèmes de positionnement globaux (GPS) fournissent une position en latitude, longitude et altitude et est donc très utile pour géoréférencer, i.e. positionner par rapport à un système de référence géodésique, les observations recueillies aux champs ou les données obtenues par télédétection. Les applications de la technologie GPS au Québec sont nombreuses. Depuis déjà plusieurs années par exemple, l'équipe du MAPAQ en Montérégie-Est offre aux agriculteurs un service de microtopographie (Rivest, 2005). Cette technique, basée sur la technologie GPS, permet de créer un modèle numérique d'altitude (MNA) de précision centimétrique qui supporte le nivellement des terres. Un GPS monté sur un VTT sillonne le champ et permet de recueillir la latitude, la longitude et l'altitude de multiples points. Les données sont ensuite traitées dans un SIG et utilisées pour créer le MNA. Celui-ci permet d'analyser les parcours de l'eau de surface, d'identifier les pentes et les dépressions et de calculer les volumes de terres à déplacer. Cette technique est particulièrement utile dans les champs où la pente est très faible ou sur les terres à pentes multiples.

Le positionnement GPS peut aussi servir à beaucoup d'autres applications. Aux positions en latitude et longitude peuvent être attachées une multitude de sources d'informations, tel que les rendements, les caractéristiques des échantillons de sol ou encore les infestations. Cette information peut ensuite être traitée dans un SIG pour en dériver des informations complémentaires ou tout simplement être cartographiée et visualisée. Ainsi, depuis les années quatre-vingt-dix, les capteurs de rendements sont de plus en plus présents dans le domaine de l'agriculture de précision. Ceux-ci sont composés d'un ensemble d'appareils électroniques attachés à la machinerie agricole qui renseigne les agriculteurs sur les rendements de chaque portion du champ. Ceux-ci peuvent alors lier les variations de rendements aux variations observées sur les cartes des propriétés des sols, tel que le pH, la teneur en phosphore, et apporter les correctifs nécessaires pour augmenter la productivité. Par exemple, sur un champ de 12 ha au Québec, Perron *et al.*, (2002) ont évalué l'influence de la pente, de l'orientation de la

penne, de la topographie et de la conductivité électrique des sols sur la qualité des sols et les rendements des cultures. Au champ, des informations ponctuelles concernant le positionnement, l'élévation (E), la conductivité électrique (CE) et les rendements (R) ont été acquises à l'aide de capteurs (GPS, VERIS-300, RDS Technology) montés sur un véhicule tout terrain, puis interpolées à l'échelle du champ. Une analyse de corrélation et une analyse en composantes principales ont ensuite été effectuées entre les attributs du MNA, les caractéristiques du sol, la conductivité électrique et les rendements. Les résultats ont souligné l'importance de la texture sur la variabilité spatiale des cultures de maïs et de soya. De plus, les patrons linéaires observés sur les cartes de rendements peuvent être géographiquement associés à la microtopographie et aux conditions de drainage locales.

La télédétection permet elle aussi de recueillir, au moyen de mesures effectuées à distance, un grand nombre d'informations relatives à la variabilité spatiale et temporelle des caractéristiques physiques et biologiques de la surface terrestre. Les mesures sont soit effectuées à partir de capteurs mobiles ou montées sur de la machinerie ou encore à partir de capteurs à bord d'avions ou de satellites. L'information peut être captée soit par des films photographiques (noir et blanc, infrarouge) ou par des capteurs d'ondes qui transforment le signal reçu en code numérique. Celui-ci est ensuite transformé, rectifié géométriquement et géoréférencé, puis distribué sous formes d'images numériques. Le choix du type d'image et de la résolution spatiale et spectrale dépend du type d'application que l'on veut effectuer. Par exemple, l'utilisation d'images aériennes multispectrales printanières et estivales en combinaison avec le relief de précision, les propriétés des sols et les rendements peuvent offrir un support dans la gestion localisée des sols et des cultures (Michaud *et al.*, 2003).

La collection d'information par les diverses techniques géomatiques pour la gestion agricole génère cependant une grande quantité de données à administrer. La gestion de toutes ces sources et types de données s'effectue grâce aux systèmes d'informations géographiques (SIG). Les SIG sont des systèmes informatiques spécialement conçus pour gérer les données à caractère spatial ainsi que leurs attributs et métadonnées. Les types de données sont généralement représentés sous formes ponctuelles, vectorielles, matricielles ou tabulaires. En plus de stocker les diverses sources d'informations, les SIG permettent aussi d'effectuer diverses analyses spatiales et de cartographier les résultats.

La géomatique est d'ailleurs un outil idéal de transfert technologique. L'information géographique multisources, brute ou traitée, peut être intégrée à des logiciels de visualisation des données, comme TNTAtlas (Microimages, 2006) ou ARC Explorer (ESRI, 2005). Ces logiciels sont généralement des versions épurées et gratuites des SIG. Ces atlas électroniques conviviaux peuvent ensuite être transférés aux intervenants locaux ou aux agriculteurs (Duguet *et al.*, 2002; Vézina *et al.*, 2003). Dans un projet de gestion du ruissellement et de l'érosion d'un petit bassin versant agricole de la région de Bedford, en Montérégie-Est, Duguet *et al.*, (2002) ont fourni aux propriétaires terriens et aux conseillers agricoles un atlas qui contenait entre autres l'utilisation du sol, la microtopographie de leurs champs, le parcours de l'eau ainsi que des photos des marques d'érosion, comme les rigoles et les effondrements des berges. L'information contenue dans cet atlas a par la suite servi à formuler des recommandations d'aménagements hydroagricoles adaptées au cas par cas afin de réduire l'érosion par le ruissellement et les pertes de phosphore vers le milieu aquatique.

Parce qu'elle offre la possibilité d'intégrer, de gérer, de transformer et de visualiser de l'information provenant de sources multiples et d'échelle variable, la géomatique et ses multiples outils à références spatiales permettent une caractérisation plus fine du milieu et une gestion plus efficace du territoire agricole. Malgré un investissement initial important dans l'acquisition des logiciels et de certaines données géospatiales, l'utilisation de ces outils présente un avantage indéniable par rapport aux autres outils qui ne peuvent pas intégrer toutes les sources d'information.

5.5 Autres

Le choix et la localisation des PGB qui visent à réduire la pollution diffuse n'est pas aisée. Des contraintes agronomiques (croissance de la plante), économiques (coût de mise en place, modification du rendement), logistiques (surplus de fumier et de lisier) et environnementales (climat, topographie, sols, richesse des sols) influencent les décisions des agriculteurs qui doivent combiner bénéfices environnementaux et survie de leur entreprise. Quelques études américaines ont commencé à se pencher sur une méthode permettant d'identifier les PGB les plus efficaces à un coût acceptable (cost-effective). Gitau *et al.*, (2004, 2005) ont mis au point un outil d'optimisation de la localisation des PGB à l'échelle de la ferme. L'outil repose sur une connaissance à priori des efficacités environnementale des PGB et des coûts reliés à l'implantation des différentes pratiques. Une matrice en format MS Access sert de base à un algorithme d'optimisation basé sur la technique *genetic algorithm* (Goldberg, 1989). Testée dans l'état de New York, cette méthodologie pourrait aussi être applicable à l'échelle de plusieurs fermes et pour des conditions québécoises.

D'un tout autre ordre, au Canada et aux États-Unis, le concept d'échanges de crédit de qualité d'eau (ECQE) commence à faire du chemin. Ce concept ressemble aux échanges de crédit de carbone. Son fonctionnement, en vue de réduire la pollution, est basé sur le fait que l'acheteur de crédit obtient un droit de «polluer» plus petit que le droit de «polluer» du vendeur. En échangeant des crédits, les quantités de pollution permises sont de plus en plus faibles. Ce concept, quoique attrayant à première vue, n'offre aucun moyen de réduire la pollution des bassins dont le niveau de pollution dépasse déjà largement les normes. Un atelier tenu en septembre 2005 avait d'ailleurs pour but de rassembler des praticiens et des chercheurs afin de discuter les aspects scientifiques et pratiques de l'ECQE et d'évaluer comment cette méthodologie pourrait être appliqué au Canada face à la gestion des sources diffuses de pollution de l'eau, particulièrement du secteur agricole (Morin, 2005).

Les outils de gestion des risques de pertes de P

1. Approches agronomiques adaptées pour le Québec
Tests de sol:
 - Teneur en P Mehlich-3 ou saturation P Mehlich-3/Al Mehlich-3 des sols
 - Bonne relation avec les pertes de P vers le milieu aquatique
 - Ne tient pas compte des facteurs *transport*Plan de fertilisation
 - Inclut les tests de sol
 - Ne tient pas compte des facteurs transport
 - Les logiciels qui supportent les PAEF sont généralement des SIG aux capacités réduites
2. Modélisation hydrologique
 - Tient compte de tous les facteurs biogéographiques, climatiques et agricoles
 - Processus complexe et long
 - Nécessite une calibration aux conditions du bassin versant
 - Difficilement applicable par les intervenants
 - Peut servir de base pour pondérer les poids des composantes des méthodes d'indexation
3. Indexation des risques
 - Méthode simple et rapide
 - Tient compte des facteurs *source, transport et bassins*
 - Information qualitative ou quantitative des risques de perte de P
 - Applicable localement (échelle d'un champ ou d'un petit bassin versant) et régionalement (échelle d'un grand bassin versant)
 - Donne un niveau de risque moyen annuel
4. Outils de gestion à référence spatiale
 - Méthode de gestion spatio-temporelle efficace et complète
 - Outils simples à très élaborés
 - Grande gamme d'applications:
 - Topographie de précision à l'aide de GPS (nivellement des terres, diagnostic d'écoulement, design de bande riveraine, estimation des zones contributives au ruissellement, classification pédologique, etc.)
 - Télédétection sur la machinerie agricole (rendements des cultures, conductivité électriques des sols, besoins d'engrais)
 - Télédétection aéroportée (topographie Lidar de précision, classification de l'utilisation du sol et des cultures, humidité des sols, etc)
 - Télédétection satellitaire
 - Les SIG peuvent inclure toutes les autres approches (agronomiques, modélisation, indexation)
 - Investissement en logiciel coûteux
 - De plus en plus répandu

6.0 Le phosphore...où en sommes-nous?

En mai 2005, les commissions chimie et fertilité des sols et conservation et gestion des sols du Centre de référence en agriculture et agroalimentaire (CRAAQ) mettaient sur pied un comité d'experts afin de se pencher sur la problématique de la mobilité du phosphore. Dans le cadre de sa réflexion, le comité a voulu évaluer les connaissances et les outils utilisés par les agronomes et les intervenants en agroenvironnement qui assistent les agriculteurs. Un questionnaire (Annexe 6) a donc été monté et envoyé aux membres de l'Ordre des agronomes du Québec (OAQ) et aux membres de la Coop fédérée qui affirmaient œuvrer en en travail du sol, en agroenvironnement et prodiguer des conseils aux agriculteurs. Approximativement 360 questionnaires ont été envoyés et 76 ont été remplis et retournés au CRAAQ. Presque tous les questionnaires ont été remplis sur une base personnelle; seulement trois questionnaires ont été complétés au nom d'un groupe ou d'une organisation (2 à 7 répondants environ). Cette section fera donc le portrait question par question des différentes réponses reçues.

Selon les réponses reçues, il semblerait que près de 53 % [40] des répondants évaluent les risques d'érosion et de contamination de l'eau par le phosphore lorsqu'ils conseillent les agriculteurs (Question 1). Environ 43 % [17] d'entre eux disent se servir principalement d'observations terrains, sans mesures quantitatives. Les principales observations incluent une évaluation arbitraire de la pente des champs ainsi que l'examen visuel des marques d'érosion, telles que le ravinement, les rigoles aux champs, près des fossés et des cours d'eau. On y évalue aussi la présence de bandes riveraines et de végétation sur les berges. Certains effectuent une inspection de la couleur de l'eau des cours d'eau et y notent la présence possible d'algues.

La majorité (65 %, [26]) semble toutefois effectuer une caractérisation plus poussée. Les types de sols sont analysés. On y prend des mesures de texture, de pH, de teneur ou de saturation en phosphore et l'état de drainages des terres peut aussi être caractérisé. L'état des bandes riveraines est plus détaillé. On y note la largeur, la densité et le type de végétation et on peut inclure le tout dans un cahier des propriétaires, effectué par l'intervenant en agroenvironnement ou un autre spécialiste, comme un biologiste. La teneur en phosphore des cours d'eau peut aussi être mesurée. Dans certains cas, des relevés topographiques de précision (microtopographie) sont utilisés pour caractériser les patrons de drainages des terres et guider le nivellement.

Seul 13 % [5] disent faire appel à une gestion des pratiques culturales pour caractériser le risque de perte en phosphore. Ceux-ci portent une attention particulière aux périodes et aux doses des épandages des fertilisants ainsi qu'aux rotations et aux types de culture mise en place. On évalue aussi le pourcentage de recouvrement du sol ainsi que le type de travail du sol. Certains mentionnent de plus effectuer un bilan du P au niveau de l'entreprise, sans toutefois mentionner s'ils le font à l'intérieur du PAA ou du PAEF des entreprises qu'ils caractérisent.

Près de la moitié des intervenants (48%) [19] utilisent des **outils** qui existent déjà. Sept répondants seulement avouent explicitement avoir recours au PAA et au PAEF pour effectuer la caractérisation des fermes mais ils sont sûrement plus nombreux à les utiliser lorsqu'ils caractérisent les bilans en P des fermes, comme mentionnés précédemment. De plus, nombre d'entre eux semblent avoir recours aux grilles

d'évaluation du CRAAQ ou à d'autres grilles personnelles, comme la Grille d'évaluation de l'état des cours d'eau de Jacques Nault. Des guides étrangers (ex. Ma ferme, j'en prends soin) ou des rapports de recherche ont aussi été mentionnés. D'autres types de matériel, tels que les photographies, les photos aériennes, les cartes pédologiques et les bases de données des sols sont aussi utilisés. Quelques intervenants font aussi appel à des modèles simples pour l'évaluation des pertes de sol (USLE) ou les risques de perte de phosphore (IRP du Québec). Plusieurs fois, la géomatique, et plus particulièrement le recours à la microtopographie dérivée des levées GPS et des SIG, a été mentionnée.

Comme la plupart des outils utilisés sont soit déjà du domaine public, font référence à des données protégées ou sont simplement basées sur des observations personnelles, un seul intervenant a déclaré vouloir partager sa méthode. En excluant ces derniers, deux outils sembleraient pouvoir profiter d'une diffusion plus généralisée : la technique de microtopographie décrite par Roger Rivest (2005) et un outil Excel de suivi de ferme.

Même si 47 % [36] avouent ne pas faire de diagnostic des risques d'érosion et de transport et de contamination par le P, la majorité (70 %, [53]) dit toutefois proposer des recommandations. Les techniques utilisées pour effectuer les recommandations sont variées mais ressemblent à ce qui est utilisé pour évaluer le risque. Près du tiers [11] se servent d'observations et de caractérisation du milieu afin de formuler leurs recommandations. La majorité (38 %, [20]) fait toutefois appel à des documents ou des communications, tels que le PAA, le PAEF, les grilles du CRAAQ, le REA, les abaques de dépôt maximal. Par la suite, une discussion avec l'agriculteur est favorisée afin de trouver conjointement des pistes de solutions. Une proportion surprenante (17 %, [9]) des répondants semble faire usage de la géomatique (GPS, SIG) pour formuler leurs recommandations. Compte tenu des coûts élevés des outils géomatiques, il serait toutefois bon de comparer la proportion des questionnaires envoyés et reçus par rapport à leur localisation afin de voir si cette forte proportion n'est tout simplement pas due à un taux de réponse plus élevée de la part de ces gens. Quelques intervenants disent faire appel à des logiciels les aidant à établir leurs recommandations. Les logiciels Siga-Champs et Agri-Champs ont été mentionnés.

85 % [45] des répondants qui ont émis des recommandations affirment faire un suivi de ces recommandations. La méthode de suivie varie autant que les méthodes utilisées pour l'évaluation du risque et la formulation des recommandations. Comme précédemment, un peu plus du tiers [14] des répondants se servent d'observations et de caractérisation du milieu pour vérifier si leurs recommandations ont été suivies. La majorité (40 %, [18]) le fait toutefois en utilisant les règlements du REA, les lignes directrices de l'OAQ ou en mettant à jour les PAA, PAEF et les bilans en P de la ferme. Un intervenant seulement utilise la géomatique pour produire des cartes de rendements qui confirment les gains obtenus après la mise en place des recommandations.

Quand on leur a demandé s'ils désiraient un support ou s'ils désiraient acquérir plus de connaissances pour évaluer le risque de contamination de l'eau par le phosphore, la très forte majorité (97 %, [71]) le souhaitait. Cinq choix de réponse étaient proposés. C'est l'accès à des outils d'aide, tel que des logiciels, des grilles de diagnostic ou des méthodes qui a obtenu la plus grande popularité avec 80 % [61] des répondants qui se disent intéressés à ces outils. Une grande proportion (74 %, [56]) aimerait cependant obtenir plus d'informations concernant des propositions de solutions et leur degré d'efficacité. Beaucoup de répondants (68 %, [52]) estiment que l'accès à une ressource

ou à un service spécialisé serait un avantage alors que 63 % [48] des intervenants voudraient utiliser un indicateur de risque de perte de P québécois. 58 % [44] des répondants souhaiteraient aussi être plus apte à identifier les zones à risques et 29 % [22] ont émis d'autres propositions. L'accès à un prix abordable aux données de base, comme les photos aériennes et à la cartographie et la description des sols, a entre autre été demandé. La diffusion de littérature vulgarisée (guide pratique, exemples de projets réalisés) sur le sujet ainsi qu'une formation adéquate en agroenvironnement pour les intervenants ont aussi été demandées. Plusieurs ont aussi sollicité l'aide de personnes-ressources, que ce soit un agronome du MAPAQ ou encore à des spécialistes dans des domaines connexes, comme des biologistes ou des ingénieurs. De plus, des outils de diagnostic simples et rapides qui permettent de facilement caractériser les dynamiques entre les aspects hydrologiques, pédologiques et les systèmes cultureux ont été réclamés en plus d'appareils qui permettraient de lire au champ de la teneur en phosphore de l'eau.

Lorsque questionné pour savoir si les intervenants croyaient que leurs moyens financiers étaient un frein à l'évaluation du risque relié aux pertes de phosphore, la majorité (43 %, [57]) estime que c'est effectivement une contrainte, et 47 % [35] ne croit pas que les agriculteurs soient prêts à déboursier en entier pour ce type de diagnostic. Plusieurs (17 %, [13]) croient toutefois que les agriculteurs seraient prêts à déboursier si une partie était subventionnée dans le cadre de programmes existants, comme Prime-Vert ou en l'intégrant au PAA ou PAEF.

C'est la situation financière précaire des agriculteurs, couplée au fardeau relié aux multiples programmes et règlements (PAA, PAEF, REA) de suivi environnemental qui agace les producteurs et font en sorte qu'ils ne veulent pas y participer et encore moins payer. De plus, certains répondants se demandent pourquoi un agriculteur voudrait payer pour une caractérisation du risque de perte de P qui pourrait le mener à prendre des mesures qui lui coûterait encore plus? Selon ceux-ci, les agriculteurs seraient plus enclins à déboursier si les problèmes reliés aux pertes de sol et de phosphore leur causaient des pertes économiques. Il faudrait non seulement leur démontrer le gain environnemental mais surtout le gain de productivité associé à la mise en place de bonnes pratiques culturales ainsi que les bénéfices financiers qui en découlent. Plusieurs pensent que les outils de prise de décision pour la réduction des pertes de phosphore sont des outils d'usage public et qu'ils ne devraient pas être payés par les producteurs mais plutôt par les organismes publics afin de les rendre accessibles à tous.

Finalement, quelques répondants ont émis des commentaires généraux sur la problématique de la mobilité du phosphore. Plusieurs d'entre ont souligné de nouveau l'importance de l'implication des limites financières, tant de leur part que de celles des agriculteurs, dans la difficulté à faire adopter des pratiques de gestion bénéfiques. L'encouragement financier pour l'implantation de ces dernières et la comptabilisation de ces superficies ou mesures comme gain environnemental a été proposé. De plus, compte tenu des limites financières discutées plus haut, les intervenants espèrent des outils simples, pratiques, efficaces, visuels et abordables pour localiser et quantifier les risques de perte de phosphore. Les SIG, outils coûteux, ne sont pas nécessairement à privilégier.

Le besoin des intervenants en informations régulières et à jour concernant la mobilité du phosphore, par une formation adéquate ou par la diffusion de littérature vulgarisée ou scientifique, a été réitéré.

Il a aussi été souligné que les agriculteurs pourraient aussi bénéficier de plus d'explications concernant les PAEF. De plus, les arguments de vente des intervenants concernant le PAEF pourraient miser d'avantage sur les pertes de sol que sur les pertes de phosphore pour convaincre les agriculteurs. Ceux-ci auraient aussi avantage à s'attaquer aux zones les plus problématiques, puisque la majorité de la charge de P provient que d'un faible pourcentage des superficies en culture. Il faudrait aussi qu'il y ait une cohérence des discours et des règlements afin que les messages livrés aux agriculteurs ne diffèrent pas trop selon la région, l'intervenant et dans le temps. Les changements radicaux sont souvent mal reçus.

Les méthodes d'évaluation et de suivi du risque de perte de sol et de P ainsi que les méthodes utilisées pour les recommandations face aux pertes de P vers les milieux aquatiques sont nombreuses. Quoique parfois basées sur des outils existants, elles sont souvent tributaires d'observations personnelles et en ce sens, sont plutôt subjective. Il existe donc un besoin d'harmonisation des méthodes de travail et de suivi des intervenants. Ceux-ci ont d'ailleurs clairement émis qu'ils avaient un grand besoin de formation en agroenvironnement, plus particulièrement en ce qui a trait à la problématique de la mobilité du phosphore. Ce besoin de formation et d'information vulgarisée s'étend aussi aux agriculteurs qu'ils doivent convaincre.

Déjà, une base solide a été mise en place afin d'effectuer un suivi des ferme et d'aider les agriculteurs (PAEF, Prime-Vert). Il faut maintenant intégrer des outils décisionnels aux programmes existants pour faciliter leur acceptation auprès des agriculteurs. Tout ceci ne semble toutefois pas être possible sans un soutien financier supplémentaire, compte tenu de la situation financière précaire des clubs agroenvironnementaux et des agriculteurs.

7.0 Conclusion

Cette revue de littérature non exhaustive constitue un premier recensement concernant la mobilité du phosphore d'origine agricole. Le but de cet exercice est de décrire les mécanismes qui régissent les sources et le transport des différentes formes de phosphore vers le milieu aquatique, de répertorier certains travaux de recherche liés à la problématique de la mobilité du phosphore au Québec et dans le monde mais aussi de faire le point sur les connaissances et les outils (potentiels ou utilisés) par les intervenants en agroenvironnement pour évaluer les risques de transport du phosphore.

La revue des mécanismes qui régit le transport du phosphore a fait ressortir plusieurs constats. D'abord, plusieurs facteurs influencent le risque d'exportation de P vers les cours d'eau. Parmi ces facteurs, on retrouve principalement la richesse des sols (teneur et saturation en P), les types d'engrais et leur solubilité mais aussi le mode et la période d'épandage. Toutefois, pour qu'il y ait réellement transport de phosphore, il faut qu'il y ait croisement entre les zones de sources du P et les zones hydrologiquement actives. Au Québec, les mécanismes de déclenchement du ruissellement dans les zones hydrologiquement actives dépendent surtout de l'état de saturation en eau des sols. Celui-ci est déterminé par les précipitations mais aussi par les caractéristiques pédologiques (granulométrie, conductivité hydraulique, etc.) et la position dans le relief. Les recherches ont aussi démontré que généralement, seule une petite partie du territoire est responsable de la grande majorité des exportations de phosphore vers le milieu aquatique. Ces zones critiques, généralement situées en position basse près des cours d'eau, ne représentent qu'environ 10 à 20 % de la superficie des bassins versants. Certaines zones vulnérables à l'érosion, comme les cultures à grandes interlignes situées sur des sols à forte pente, présentent aussi un risque accru de transport des contaminants. De plus, en climat nordique, la période printanière de fonte des neiges est responsable de la majorité des exportations de sédiments et de phosphore, presque entièrement en surface. Dans les cultures non-herbagères, le P exporté par le ruissellement de surface se retrouve surtout sous forme particulière, de biodisponibilité variable. La proportion du P soluble, presque entièrement biodisponible, augmente avec les ruissellements et en fonction du couvert végétal. Les exportations par lessivage ne sont importantes que dans quelques conditions spécifiques : lorsque les sols ont un faible pouvoir fixateur, lorsque les sols sont fortement saturés en P ou lorsqu'il y a transport préférentiel dans le sol.

Les multiples pratiques de gestion bénéfiques qui visent à réduire les exportations de sédiments et de phosphore vers le milieu aquatique peuvent agir directement sur les exportations du champ en protégeant le sol contre l'érosion et en favorisant l'infiltration de l'eau ou en offrant un obstacle au ruissellement et ainsi retenir une partie des sédiments et du phosphore. Ces dernières ont pour effet de briser les connectivités des cours d'eau et ainsi de ralentir les transferts vers l'exutoire. Elles sont cependant hautement dépendantes des conditions climatiques, des caractéristiques du bassin versant, de la gestion des zones agricoles ainsi que de leurs caractéristiques intrinsèques. Les études recensées à leur sujet montrent parfois des résultats contradictoires. Une bonne caractérisation du milieu est donc essentielle afin de bien choisir et de bien localiser les PGB en fonction des résultats que l'on désire obtenir et des coûts reliés à l'implantation et à l'entretien de celles-ci.

Une fois dans le cours d'eau, le phosphore est ensuite influencé par différents processus successifs qui interagissent. Les processus de rétention, de transformation et de relargage, largement tributaire des cycles de crues et de décrues, provoquent des changements des formes de phosphore. C'est généralement le débit qui règle l'intensité des processus de rétention en contrôlant la sédimentation, la suspension, le temps de contact entre l'eau et les sédiments et la durée de transfert. En période d'étiage ou de tarissement, le cours d'eau peut stocker une quantité importante de phosphore. En rivière où la concentration en P soluble est élevée, les processus de rétention favorisent la spéciation du phosphore de la forme soluble vers la forme particulaire et contribuent donc à augmenter fortement la teneur en P des sédiments. Ces sédiments se distinguent des sédiments provenant des surfaces terrestres par la forte biodisponibilité potentielle du P particulaire et par une très forte teneur en phosphore soluble de l'eau interstitielle.

En période de crues, le relargage remet en suspension et emporte vers l'exutoire les sédiments non consolidés. Deux types de crues peuvent être distingués : 1) les crues sèches, où le P provient majoritairement des stocks de phosphore en rivière ou du ruissellement des surfaces imperméabilisées près des cours d'eau et 2) les crues humides où le P provient des superficies agricoles. Les crues sèches sont caractérisées par une forte augmentation du P soluble des interstices entre les sédiments et de la resuspension des sédiments du fond du cours d'eau. Le phosphore particulaire lors de ces événements possède une forte biodisponibilité. Lors des crues humides, ce sont les sources diffuses d'origine agricole, largement liées au ruissellement de surface qui dominent. La concentration en P particulaire augmente avec le débit et les sédiments sont moins chargés en phosphore que lors des crues survenant après une période sèche. Ces sédiments proviennent des terres agricoles mais aussi des berges qui peuvent parfois être une source importante de phosphore. Lors de ces événements, le phosphore particulaire présente une biodisponibilité plus faible que lors des crues sèches.

Le comportement des cours d'eau et le transport des différentes formes de P (soluble, particulaire et fraction biodisponible) dépendent de la nature des tronçons, de la saison, du régime hydrologique dans les cours d'eau ainsi que de l'origine et de la nature des sédiments. Il devient alors difficile d'évaluer si les rivières agissent comme une source ou un puits pour le phosphore et si elles peuvent masquer ou accentuer l'effet des bonnes pratiques de gestion mises en place sur le territoire agricole. Alors que certaines études ont démontré que le piégeage du P soluble, majoritairement biodisponible, par les sédiments réduit les risques de pollution, plusieurs travaux ont aussi établi que ce phénomène est réversible et demeure difficile à évaluer. De plus, peu d'études se sont attardées à quantifier les quantités et la temporalité des exportations de phosphore biodisponible (P_{bio}) alors que cette fraction et les périodes pendant lesquelles elle est exportée ont un impact important sur la productivité biologique et donc sur l'eutrophisation et la dégradation du milieu aquatique.

Un des buts de cette revue de littérature était de faire le point sur les connaissances et les outils utilisés par les intervenants québécois en agroenvironnement afin d'évaluer le risque posé par les pertes de phosphore en provenance des terres agricoles. L'enquête, effectuée en complément à la revue de littérature, a permis de constater que malgré une bonne connaissance de base des problèmes reliés au phosphore, plusieurs intervenants désirent acquérir plus de connaissances pour évaluer le risque de contamination de l'eau par le phosphore. De plus, ce sondage a aussi fait ressortir le nombre important de

méthodes différentes utilisées pour caractériser le risque. Il en ressort donc un besoin d'uniformisation, car les méthodes actuellement en usage reposent souvent sur un jugement personnel. Il existe donc un risque que le diagnostic de risque soit différent à conditions agroenvironnementales équivalentes. Un ou des outils simples et efficaces devraient donc être mis en place et utilisés par tous les intervenants.

À cette fin, la présente revue de littérature a fait le tour des outils existants. Quoique très complets, les modèles hydrologiques sont probablement trop complexes et laborieux pour une utilisation généralisée chez les agronomes. Les modèles stochastiques ou basés sur des statistiques, quoique plus simples, reposent sur les résultats obtenus dans les recherches et ne sont applicables qu'à l'intérieur des conditions à partir desquelles ils ont été construits. Ils nécessitent donc une mise à jour régulière. Les outils géomatiques sont très utiles dans la caractérisation du milieu et pour le traitement des informations à caractère spatial. Toutefois, les coûts reliés à l'acquisition des logiciels et des données demeurent une limite importante à leur utilisation généralisée. Ce sont tout de même des outils performants, car ils peuvent inclure ou être associés aux modèles complexes ou aux indices de risque de perte de P (IRP). Les IRP, sous forme électronique dans des logiciels communs comme Excel ou Access ou encore à l'intérieur de SIG sont très répandus chez nos voisins américains. Ces indices ont l'avantage d'être simples tout en faisant intervenir les caractéristiques du terrain ainsi que des facteurs régissant les sources et le transport du phosphore. Parce qu'ils ne tiennent pas seulement compte des facteurs sources, ces outils auraient avantage à être intégrés au PAEF qui offrirait alors un portrait du risque de mobilisation des sources de P. Ceci permettrait plus de flexibilité dans la gestion des engrais sur les fermes.

Cette revue de littérature est une initiative du Comité ad hoc groupe mobilité du phosphore (GMP), composé de membres de la Commission chimie et fertilité des sols et de la Commission conservation et gestion des sols du Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ) et d'Agriculture et Agro-alimentaire Canada. Cet ouvrage répond aux besoins de connaissances concernant les divers aspects de la problématique de la mobilité du phosphore de source agricole, exprimés par l'OAQ suite à la Tournée provinciale d'information en agroenvironnement; un des projets organisés par l'OAQ et visant à assurer l'application du règlement sur les exploitations agricoles (REA).

Cette revue de littérature a donc permis de mettre en relief l'état des connaissances scientifiques sur la mobilité des diverses sources de phosphore d'origine agricole. Elle a aussi permis de dresser un portrait de l'état des connaissances des intervenants en agroenvironnement au Québec et de mettre en relief leurs besoins en terme de connaissances mais aussi en terme d'outils de gestion du phosphore. Elle servira ultérieurement à alimenter le GMP dans ses réflexions. Celui-ci émettra des recommandations qui permettront d'identifier et de remédier aux lacunes concernant les connaissances scientifiques sur la mobilité du phosphore. À partir du portrait des connaissances et des outils utilisés par les agronomes, le groupe GMP pourra aussi recommander des actions qui permettront de supporter ces derniers dans leur démarche de diagnostic, de recommandations et de suivi agroenvironnemental des risques de pertes de P vers le milieu aquatique.

Bibliographie

- Abu-Zreig, M., 2001. Factors affecting sediment trapping in vegetated filter strips: Simulation study using VFSSMOD. *Hydrological Processes*, 15, 1477-1488.
- Abu-Zreig, M., Rudra, R. P., Whiteley, H. R., Lalonde, M. N. et Kaushik, N. K., 2003. Phosphorus removal in vegetated filter strips. *Journal of Environmental Quality*, 32, 613-619.
- Agence de la santé et des services sociaux de la Montérégie, date inconnue. "Problématique des cyanobactéries en Montérégie et impacts potentiels sur la santé." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.rrsss16.gouv.qc.ca/santepublique/protection/environnement/Eauxrecreatives/index.html> .
- Agri-Gestion, 2006. "Des logiciels performants." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.agrigestion.ca/>.
- Ahuja, L. R., 1986. Characterization and modeling of chemical transfer in runoff. *Advances in Soil Sciences*, 4, 149-188.
- Akinremi, O. O. et McGinn, S. M., 1996. Usage of soil moisture models in agronomic research. *Canadian Journal of Soil Science*, 76 (3), 285-295.
- Akinremi, O. O., McGinn, S. M. et Barr, A. G., 1996. Simulation of soil moisture and other components of the hydrological cycle using a water budget approach. *Canadian Journal of Soil Science*, 76 (2), 133-142.
- Akinremi, O. O., McGinn, S. M. et Howard, A. E., 1997. Regional simulation of fall and spring soil moisture in Alberta. *Canadian Journal of Soil Science*, 77 (3), 431-442.
- Alberta Cattle Feeders' Association, 2005. "the phosphorus index - a management tool that may help reduce the environmental risk of surface water contamination". Site internet consulté en ligne en 2005 à l'adresse: <http://www.agric.gov.ab.ca/app21/rtw/index.jsp>.
- Arnold, J. G., 1992. Spatial scale variability in model development and parameterization: Ph.D. dissertation. Thèse de doctorat de Purdue University, West Lafayette, Indiana, États-Unis. 183 p.
- Arnold, J. G. et Allen, M., 1999. Validation of automated methods for estimating baseflow and groundwater recharge from stream flow records. *Journal of American Water Resources Association*, 35 (2), 411-424.
- ASAE, 2003. *Water and sediment control basin. ASAE S442*. American Society of Agricultural Engineers, États-Unis.
- Bachelier, G. et Belin, O., 1997. "Phosphore". Site internet consulté en ligne en Decembre 2005 à l'adresse: http://www.ac-versailles.fr/etabliss/herblay/briques/fr/fr_p2.htm.
- Baier, W., Dyer, J. A. et Shard, W. R., 1979. *The versatile soil moisture budget, Technical bulletin number 87*. Agrometeorology Section, Land Resource Research Institute, Agriculture Canada, Ottawa Ontario, Canada.
- Baier, W. et Robertson, G. W., 1996. Soil moisture modelling - conception and evolution of the VSMB. *Canadian Journal of Soil Science*, 76 (3), 251-261.

- Baker, J. L., Laflen, J. M., Mallarino A. et Stewart, B., 2001. Developing a Phosphorus Index Using WEPP. *Proceedings of the International Symposium in Soil Erosion Research for the 21st century*, ASAE. Honolulu, États-Unis. p. 79-82.
- Beauchemin, S., 1996. Évaluation du risque de lessivage du phosphore dans les sols agricoles. Thèse de Doctorat de l'Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique sur l'Eau (INRS), Ste-Foy, Qc., Canada. 154 p.
- Beauchemin, S., Simard, R. R., Bolinder, M. A., Nolin, M. C. et Cluis, D., 2003. Prediction of phosphorus concentration in tile-drainage water from the Montreal lowlands soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 83, 73-87.
- Beauchemin, S. et Simard, R. R., 1999. Soil Phosphorus saturation degree: Review of some indices and their suitability for P management in Quebec, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 79 (4), 615-625.
- Beauchemin, S., Simard, R. R. et Cluis, D., 1998. Forms and Concentration of Phosphorus in Drainage Water of Twenty-Seven Tile-Drained Soils. *Journal of Environmental Quality*, 27, 721-728.
- Beaudet, P., Grenier, M., Giroux, M. et Girard, V., 2003. *Description statistique des propriétés chimiques des sols minéraux du Québec - Basée sur les analyses de sols effectuées de 1995 à 2001*. Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation (MAPAQ) et l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), Québec, Québec, Canada.
- Beaudet, P., 2002. La fertilisation et la gestion du risque agroenvironnemental. *Colloque sur le phosphore - Une gestion éclairée*. Novembre 2002, Drummondville, Québec, Canada.
- Beaudet, P., Beaulieu, R., Bélanger, M., Bernier, D., Bolinder, M., Dansereau, P.-P., Émond, C., Giroux, M., Magnan, J., Nadeau, J. et Simard, R., 1998. *Proposition de norme sur la fertilisation phosphatée au groupe de travail interministériel. Document de travail, Groupe technique sur la norme sur le phosphore*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Québec, Québec, Canada. 64 p.
- Beaudin, I., 2003. Communication personnelle - Terrace Project, Exe Basin, UK.
- Beaudin, I., Michaud, A., Deslandes, J. et Lévesque, G., 2004. Application of SWAT to the Pike River Watershed for Diffuse Phosphorus Transport. *57th Canadian Water Resources Association annual Congress*, 16-18 juin 2004, Montréal, Québec, Canada.
- Beaulieu, L., 2005. Analyse de sensibilité d'un indice de risque de perte de phosphore en zone cultivée. Mémoire de maîtrise en sols et environnement de Université Laval, Québec, Québec, Canada. 108 p.
- Beaulieu, R., 2001. Historique des travaux de drainage au Québec et état du réseau hydrographique. *Colloque régional sur les cours d'eau*, 25 mai 2001. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction régionale de la Montérégie, secteur Ouest, Québec, Canada.
- Bechmann, M. E., Krogstad, T. et Sharpley, A. N., 2003. A Phosphorus Index for Norway: Justification of Factors. *Proceedings of the International Water Association Conference on Diffuse Pollution*. Dublin, Ireland. p. 36-45.
- Bechmann, M. E., Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N. et Saporito, L. S., 2005. Freeze-Thaw

- Effects on Phosphorus Loss in Runoff from Manured and Catch-Cropped Soils. *Journal of Environmental Quality*, 34, 2301-2309.
- Beegle, D., Daniel, T. C., Davis, J., Graetz, D., Hodges, S., Joern, B. C., Lemunyon, J., Moore, P. A. J., Sharpley, A. N., Sims, J. T. et Wood, C. W., 1998. *Soil testing for phosphorus: environmental uses and implications*. Southern Cooperative Series/Bulletin No. 389. SERA-IEG 17, USDA-CSREES Regional Committee, Delaware, États-Unis
- Bengston, R. L., Carter, C. E., Morris, H. F. et Bartkiewics, S. A., 1988. The influence of subsurface drainage practices on nitrogen and phosphorus losses in warm humid climate. *Transactions of the ASAE*, 31, 729-733.
- Bergeron, U., 2003. "L'industrie de l'eau au Québec - Assurer la pérennité de la ressource." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: www.ledevoir.com/2003/05/31/28691.html.
- Bernard, C., 1998. *Suivi des exportations de sédiments et de phosphore en parcelles expérimentales sous pluie naturelle en production de maïs à la stations expérimentale de l'IRDA à Saint-Lambert-de-Lauzon selon des pratiques culturelles conventionnelles (labour), en façons culturales réduites et en culture sur billons*. Communication personnelle. IRDA, Sainte-Foy, Québec, Canada.
- Beven, K., 2004. Robert E. Horton and abrupt rises of ground water. *Hydrological Processes*, 18, 3687-3696.
- Beven, K., 2004. Robert E. Horton's perceptual model of infiltration processes. *Hydrological Processes*, 18, 3447-3460.
- Beven, K. et Wood, E. F., 1983. Catchment geomorphology and the dynamics of runoff contributing areas. *Journal of Hydrology*, 65, 139-158.
- Birr, A. S. et Mulla, D. J., 2001. Evaluation of the phosphorus Index in watersheds at the regional scale. *Journal of Environmental Quality*, 30, 2018-2025.
- Boisvert, J., Éric G., Nolin, M. C., Perron, I. et Potvin, P., 2003. *La géomatique appliquée à l'agriculture de précision*. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec, Québec, Canada.
- Bolinder, M. A., Simard, R. R., Beauchemin, S. et MacDonald, K. B., 2000. Indicator of risk of water contamination by P for Soil Landscape of Canada polygons. *Canadian Journal of Soil Science*, 80, 153-163.
- Bolinder, M. A., Simard, R. R., Beauchemin, S. et MacDonald, K. B., "Risque de contamination de l'eau par le phosphore." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: www.agr.gc.ca/policy/environment/eb/public_html/pdfs/aci/fchap13.pdf.
- Bolton, E. F., Aylesworth, J. W. et Hore, F. R. , 1970. Nutrient losses through tile drains under three cropping systems and two fertility levels on a Brookston clay soil . *Journal of Soil Science*, 50, 275-279.
- Bonvallet garay, S., Sauvage, S. et Vervier, P., 2001. Hydromorphological control of phosphorus in a large free-flowing gravel bed river: the Garonne river (France). *Regulated Rivers Research & Management*, 17, 461-472.
- Bray, R. H. et Kurtz., L. T., 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*. 59, 39-45.

- Breeuwsma, A., Reijerinfet, J.G.A. et Scoumans, O.F., 1995. Impacts of manure on accumulation and leaching of phosphate in areas of intensive livestock farming. Dans: *Animal waste and the land-water interface*. K. Steele (ed), Boca Raton, Floride, États-Unis. p. 239-251.
- Breeuwsma, A. et Reijerink, J. G. A., 1992. Phosphate-saturated soils: A "new" environmental issue. *Proceedings of the European conference on Chemical time bombs*. W. M. Stogliani E. M. Bridges A. C. Imeson G.R.B. ter MeulenHoofddorp, The Netherlands: Foundation for Ecodevelopment.
- Breeuwsma, A. et Silva, S., 1992. *Phosphorus fertilization and environmental effects in the Netherlands and the Po region (Italy)*. Rep 57, Agric. Res. Dep., Einand Staring Center for Integrated Land, Soil and Water Res., Wageningen, the Netherlands.
- Brunelle, A. et Savoie, V., 2000. *Guide des pratiques de conservation en grandes cultures. Module 7-B: Diagnostic et correction des problèmes de drainage*. Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ), Québec, Canada.
- Cantin, J., 1998. *Effets des apports d'engrais minéraux phosphatés dans les démarreurs à maïs-grain en complément des apports de phosphore provenant des engrais de ferme selon la saturation en phosphore des sols*. Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec (MAPAQ), Québec, Canada.
- Cappus, P., 1960. *Bassin expérimental d'Arencé - Étude des lois de l'écoulement - Application au calcul et à la prévision des débits*. La Houille Blanche. A. 493-520.
- Carnegie Mellon University, 2006. "The Atacama Desert". Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: http://www.frc.ri.cmu.edu/atacama/atacama_html.
- CCSE, date inconnue. *Les bandes riveraines et la qualité de l'eau: une revue de la littérature*. Centre de conservation du sol et de l'eau de l'Est du Canada (CCSE), Moncton, Nouveau-Brunswick, Canada. 8 p.
- CEAE, 2004. Programme d'accréditation des laboratoires d'analyse agricole (PALAA). Centre d'expertise en analyse environnementale, Québec, Canada. Consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/accreditation/palaa/index.htm>.
- CEAE, 2005. *Méthode d'analyse Détermination du phosphore assimilable méthode Mehlich, MA. 310 - P. ass. 1.0*, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Ministère de l'environnement, Québec.
- Cermak, J. D., Gilley, J. E., Eghball, B. et Wienhold, B. J., 2004. Leaching and sorption of nitrogen and phosphorus by crop residue. *Transactions of the ASAE*, 47 (1), 113-118.
- Chow, T. L., Rees, H. W. et Daigle, J. L., 1999. Effectiveness of terraces/grassed waterway system for soil and water conservation: A field evaluation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54 (3), 877-883.
- Clausen, J. C., Guillard, K., Sigmund, C. M. et martin, K., 2000. Water quality changes from riparian buffer restoration in Connecticut. *Journal of Environmental Quality*, 29, 1751-1761.
- Coale, F. J., Sims, J.T. et Leyem, A. B., 2002. Accelerated deployment of an agricultural nutrient management tool: the maryland phosphorus site index. *Journal of Environmental Quality*, 31, 1474-1476.

- Coale, F. J., 2000. Phosphorus Dynamics in Soils of the Chesapeake Bay Watershed: A Primer. Dans: Agriculture and Phosphorus Management. Lewis publishers, CRC Press. p. 43-56.
- Coale, F. J., 2000b. The Maryland phosphorus site index: an overview, Bulletin 6. Maryland Cooperative Extension, University of Maryland, College Park, Eastern Shore, Maryland, États-Unis. 4 p.
- Comité interministériel de concertation sur la baie Missisquoi - Région Montérégie, 2004. Plan d'action sur la réduction du phosphore. Québec, Canada. 20p.
- Conan C, Bouraoui, F., Turpin, N., De Marsily, G. et Bidoglio, G., 2003. Modeling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France). *Journal of Environmental Quality*, 32, 2026-2032.
- CRAAQ, 2003. *Guide référence en fertilisation, 1re édition*. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec, Canada. 294 p.
- Culley, J. L. B. et Bolton, E. F., 1983. Suspended solids and phosphorus loads from a clay soil : II. watershed Study. *Journal of Environmental Quality*, 12, 498-503.
- Daniel, T. C., Sharpley, A. N., Edwards, D. R., Wedepohl, R. et Lemunyon, J. L., 1994. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorous management. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49, 30-38.
- Daniel, T. C., Sharpley, A. N. et Lemunyon, J. L., 1998. Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. *Journal of Environmental Quality*, 27, 251-257.
- Daniels, R. B. et Gilliam, J. W., 1993. Sediment and chemical load reduction and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 246-251.
- De Smet, J., Hofman, G., Vanderdeelen, J., van Meirvenne, M. et Baert, L., 1996. Phosphate enrichment in the sandy loam soil of West-Flanders, Belgium. *Fertilizer Research*, 43, 209-215.
- De Smet, J., Hofman, G., Vanderdeelen, J., van Meirvenne, M. et Baert, L., 1996. Variability in the phosphate saturation degree of sandy loam soils of West-Flanders, Belgium. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 27, 1875-1884.
- DeLaune, P. B., Moore, P. A., Carman, D. K., Sharpley, A. N., Haggard, B. E. et Daniel, T. C., 2004. Evaluation of the Phosphorus Source Component in the Phosphorus Index for Pastures. *Journal of Environmental Quality*, 33, 2192-2200.
- DeLaune, P. B., Moore, P. A. J., Carman, D. K., Sharpley, A. N., Haggard, B. E. et Daniel, T. C., 2004b. Development of a phosphorus index for pastures fertilized with poultry litter - factors affecting phosphorus runoff. *Journal of Environmental Quality*, 33, 2183-2191.
- 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*, 13 (2), 111-123.
- Dillaha, T. A., Reneau, R. B., Mostaghimi, S. et Lee, D., 1989a. Vegetative Filter Strips for Agricultural Nonpoint Source Pollution Control. *Transactions of the ASAE*, 32 (2), 513-519.
- Dillaha, T. A., Reneau R.B., Mostaghimi, S. et Magette, W. L., 1987. *Evaluation of nutrient and*

- sediment losses from agricultural lands: vegetative filter strips*, CBP/TRS 4/87. US EPS, États-Unis. 93 p.
- Dillaha, T. A., Sherrard, J. H. et Lee, D., 1989. Long-Term Effectiveness of Vegetative Filter Strips. *Water Environment and Technology*, novembre, 419-421.
- Dillaha, T. A., Sherrard, J. H., Lee, D., Mostaghimi, S. et Shanholtz, V. O., 1985. Sediment and phosphorus transport in vegetated filter strips: phase 1, field studies. ASAE Paper no. 85-2043. ASAE, St. Joseph, Michigan, États-Unis.
- Dillaha, T. A., Sherrard, J. H., Lee, D., Mostaghimi, S. et Shanholtz, V. O., 1988. Evaluation of Vegetative Filter Strips as a Best Management Practice for Feed Lots. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 60 (7), 1231-1238.
- Dils, R. M. et Heathwaite, A.L., 1997. Phosphorus Loss in Runoff, Leaching and Erosion - Phosphorus fractionation in grassland hill-slope hydrological pathways. Dans: *Phosphorus Loss from Soil to Water*. H. Tunney, O.T. Carton, P.C. Brookes and A.E. Johnston (eds.), CAB International. p. 349-381.
- Dorioz, J.-M. et Blanc, P., 2001. Maîtrise de la charge externe en phosphore des plans d'eau et fonctionnement des bassins versants. Dans: *L'eau dans l'espace rural - vie et milieux aquatiques*. INRA Editions, France.
- Dorioz, J. M., Cassell, E. A., Orand, A. et Eisenman, K. G., 1998. Phosphorus storage, transport and export dynamics in the Foron River watershed. *Hydrological Processes*, 12, 285-309.
- Dorioz, J.-M. et Orand, A., 1996. Évaluation des rejets de pollution ponctuelle de phosphore à l'échelle des bassins versants. *Environmental Technology*, 15, 61-64.
- Dorioz, J. M., Pelletier, J. P. et Benoit, P., 1998. Propriétés physico-chimiques et biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du Lac Léman (FRANCE). *Water Research*, 32 (2), 175-286.
- Dorioz, J. M., Quetin, P., Lazzarotto, J. et Orano, A., 2004. Bilan du phosphore dans un bassin versant du lac Léman : conséquences pour la détermination de l'origine des flux exportés. *Revue des sciences de l'eau*, 17 (3), 329-354.
- Duchemin, M. et Bernard, C., 2001. *Communication personnelle. Étude des exportations en nutriments du bassin versant expérimental du ruisseau Grillade*, IRDA, Sainte-Foy, Québec, Canada.
- Duchemin, M. et Lachance, M., 2002. Analyse de sensibilité du modèle CEQÉROSS. *Revue des sciences de l'eau*, 15 (4), 789-807.
- Duchemin, M., Lachance, M., Morin, G. et Lagacé, R., 2001. Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments à l'échelle des petits bassins versants. *Water Quality Research Journal of Canada*, 36 (3), 435-473.
- Duchemin, M., Lafrance, P. et Bernard, C., 2002. *Les bandes enherbées: une pratique de conservation efficace pour réduire la pollution diffuse*. IRDA, Sainte-Foy, Québec, Canada.
- Duchemin, M. et Majdoub, R., 2004. Les bandes végétales filtrantes: de la parcelle au bassin versant. *Vecteur Environnement*, 37 (2), 36-50.

- Duguet, F., Michaud, A. R., Deslandes, J., Rivest, R. et Lauzier, R., 2002. Gestion du ruissellement et de l'érosion pour limiter les pertes en phosphore en bassin-versant agricole. *Agrosol*, 13 (2), 140-148.
- Eckhardt, K., 2005. How to Construct Recursive Digital Filters for Baseflow Separation. *Hydrological Processes*, 19, 507-515.
- Edwards, C. L., Shannon, R. D. et Jarett, A. R., 1999. Sedimentation basin retention efficiencies for sediment, nitrogen, and phosphorus from simulate agricultural runoff. *Transactions of the ASAE*, 42 (2), 403-409.
- Eghball, B. et Gilley, J. E., 2001. Phosphorus risk assessment index evaluation using runoff measurements. *Journal of Soil Science*, 56 (3), 202-206.
- Elder, F. C., 1975. *International Joint Commission Program for Atmospheric Loading of the Upper Great Lakes. Second Interagency Committee on Marine Science and Engineering Conference on the Great Lakes, Argonne, IL, États-Unis.*
- Enright P. et Madramootoo, C. A., 2004. Phosphorus losses in surface runoff and subsurface drainage waters on two agricultural fields in Quebec. *Proceedings of the Eighth Internatinal Symposium. Drainage VIII*, Sacramento, California États-Unis.
- Enright, P. et Madramootoo, C. A., 2003. *Phophorus losses in surface runoff and subsurface drainage waters on two agricultural fields in Quebec. CSAE/SCGR 2003 meeting*, Montréal Québec, Canada.
- Environnement Canada, 2005. "Canadian Cities are Weather Winners!" Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.on.ec.gc.ca/weather/winners/>.
- Équiterre, 2004. La sécurité alimentaire au Québec. Équiterre, Montréal, Québec, Canada. 39 p.
- ESRI, 2005. "Arc Explorer - GIS Data Viewer." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.esri.com/software/arcexplorer/>.
- Evans, P. S., 1977. Comparative root morphology of some pasture grasses and clovers. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 20, 331-335.
- Extreme Science, 2006. "Wettest Place - Cherrapunji, India." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.extremescience.com/wettest.htm>.
- Fardeau, J. C., 1981. Cinétique de dilution isotopique et phosphore assimilable des sols. Thèse de doctorat de l'Université Paris VI, Paris, France.
- Ferland, M. G. et Gagnon, R. M., date inconnue. *Atlas de hauteur, fréquence et durée des pluies au Québec méridional. 2e édition. Pub. No. MP-51*, Ministère des richesses naturelles, Canada.
- Fortin, J. P., Bocquillon, C. et Villeneuve, J. P., 1995. Hydrotel, a distributed hydrological model compatible with remote sensing and geographical information systems. *Revue des sciences de l'eau*, 8 (1), 97-124.
- Franti, T. G., 1997. "Vegetative Filter Strips for Agriculture." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.p2pays.org/ref/20/19730.htm>.
- Franti, T. G., McCullough, M. C., Stahr, L. M., Dosskey, M. G., Snow, D. D., Spalding, R. F. et

- Boldt, A. L., 2004. Watershed scale impacts of buffers and upland conservation practices on agrochemical delivery to stream - Publication No. 701P0904. *Proceedings of the Conference on self-sustaining solutions for streams, wetlands and watersheds, 12-15 September*, ASAE.
- Frossard, E., Julien P., Neyroud, J.-A. et Sina, S., 2004. "Cahier de l'environnement no. 368 - Le phosphore dans les sols - État de la situation en Suisse." Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne, Suisse. 180 p.
- Gangbazo, G., Cluis, D. et Buon, E., 2002. Transport des sédiments en suspension et du phosphore dans un bassin versant agricole. *Vecteur Environnement*, 35 (1), 44-53.
- Gangbazo, G., Couillard, D., Pesant, A. R. et Cluis, D., 1993. Effets du lisier de porc sur la charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement sous des pluies simulées. *Canadian Agricultural Engineering*, 35 (2), 97-103.
- Gangbazo, G., Pesant, A. R., Cluis, D. et Couillard, D., 1992. Étude en laboratoire du ruissellement et de l'infiltration de l'eau suite à l'épandage du lisier de porc. *Canadian Agricultural Engineering*, 34 (1), 17-25.
- Gangbazo, G., Pesant, A. R., Coté, D., Barnett, G. M. et Cluis, D., 1997. Spring runoff and drainage N and P losses from Hog-manures Corn. *Journal of the American Water Resources Association*, 33 (2), 405-411.
- Gangbazo, G., Pesant, A. R. et Barnett, G. M., 1997b. "Qualité des eaux. Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures". Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, Canada. 40 p.
- Gaynor, J. D. et Findlay, W. I., 1995. Soil and phosphorus loss from conservation and conventional tillage in corn production. *Journal of Environmental Quality*, 24, 734-741.
- Gburek, W. J., Drungil, C. C., Srinivasan, M. S., Needelman, B. A. et Woodward, D. E., 2002. Variable-source-area controls on phosphorus transport: Bridging the gap between research and design. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57 (6), 534-543.
- Gburek, W. J., Sharpley, A.N. et Folmar, G.J., 2000. Critical Areas of Phosphorus Export from Agricultural Watersheds. Dans: Agriculture and phosphorus management: the Chesapeake bay. Lewis Publishers, Boca Raton, Floride, États-Unis. 83-105.
- Gburek, W. J., Sharpley, A. N., Heathwaite, L. et Folmar, G. J., 2000. Phosphorus Management at the Watershed Scale: A Modification of the Phosphorus Index. *Journal of Environmental Quality*, 29, 130-144.
- Gharabari, B., Whiteley, H. R. et Dickinson, W. T., 2001. Sediment-Removal Efficiency of Vegetative Filter Strips. Paper number 012071. *2001 ASAE Annual International Meeting*, Sacramento, Californie, États-Unis.
- 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*, 9 (1), 36-45.
- Giroux, M. et Tran, T. S., 1996. Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation en phosphore des sols agricoles du Québec. *Agrosol*, 9 (2), 51-57.

- Giroux, M. et Tran, T. S., 1985. Évaluation du phosphore assimilable des sols acides avec différentes méthodes d'extraction en relation avec le rendement de l'avoine et les propriétés du sol. *Canadian Journal of Soil Science*, 65, 47-60.
- Giroux, M., 2002. L'évolution des teneurs en phosphore dans les sols selon leur fertilité, leur richesse en phosphore et les types de sol. *Colloque sur le phosphore - Une gestion éclairée*. . Novembre 2002, Drummondville, Québec, Canada.
- Giroux, M., Enright, P., Vézina, L., Royer, R. et Berrouard, A., 2002. *Concentrations et charges d'azote et de phosphore perdues dans les drains souterrains selon les cultures et les modes de fertilisation*. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), Sainte-Foy, Qc., Canada. 31 p.
- Gitau, M. W., Gburek, W. J. et Jarrett, A. R., 2005. A tool for estimating best management practice effectiveness for phosphorus pollution control. *Journal of Soil and Water Conservation*, Volume 60 (1), 1-9.
- Gitau, M. W., Veith, T. L. et Gburek, W. J., 2004. Farm-Level Optimization of BMP Placement for Cost-Effective Pollution Reduction. *Transactions of the ASAE*, 47(6), 1923-1931.
- Goel, P. K., Rudra, R. P., Gharabaghi, B., Das, S. et Gupta, N., 2004. Pollutants Removal by Vegetative Filter Strips Planted with Different Grasses. 2004 ASAE/CSAE Annual International Meeting, 1-4 August 2004, Ottawa, Ontario, Canada. 15 p.
- Goldberg, D. E. 1989. *Genetic algorithm in searching, optimization, and machine learning*. Addison Westley, Reading, Massachusetts, États-Unis.
- Goulet, M., Gallichand, J., Duchemin, M. et Giroux, M., 2006. Measured and computed phosphorus losses by runoff and subsurface drainage in Eastern Canada. *Applied Engineering in Agriculture*, 22 (2), 203-213.
- Goupil, J. Y., 1995. *Considération d'ordre environnemental sur la bande riveraine de protection en milieu agricole*. Ministère de l'environnement et de la faune, Québec, Québec, Canada.
- Goupil, J. Y., 1996. *Document de réflexion sur la bande riveraine de protection*, Ministère de l'environnement et de la faune, Québec, Qc., Canada.
- Grando, S., 1996. Effets de deux modes d'épandage de lisier de porc sur la qualité de l'eau de ruissellement. Mémoires de fin d'études. Thèse de ENITA de Bordeaux, Bordeaux, France, 64 p.
- Guillou, M., 2006. "Les tranchées filtrantes: une bonne solution pour améliorer l'égouttement." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: www.agrireseau.qc.ca.
- Haggard, B. E., Storm, D. E., Tejral, R. D., Popova, Y. A., Keyworth, V. G. et Stanley, E. H., 2001. Stream nutrient retention in three northeastern Oklahoma Agricultural Catchments. *Transactions of the ASAE*, 44 (3), 597-605.
- Harms, L. L., Vidal, P. H. et McDermot, T. E., 1978. Phosphorus interaction with streambed sediment. *Journal of Environmental Engineering. Division*, 104 (EE2), 271-288.
- Havlin, J. L., 2003. Technical basis for quantifying phosphorus transport to surface and groundwaters. *The symposium Production, Management, and the Environment: Impact of Animal Feeding Operations on the Environment*. Departement of Soil Science, North

- Carolina State University, Raleigh, Caroline du Nord, États-Unis.
- Heathwaite, L., Haygarth, P. et Dils, R., 2000. Pathways of Phosphorus Transport. Dans: *Agriculture and phosphorus management: the Chesapeake bay*. Lewis Publishers, Boca Raton, Floride, États-Unis. p. 107-30.
- Heathwaite, L., Sharpley, A. et Bechmann, M., 2003. The Conceptual basis for a decision support framework to assess the risk of phosphorus loss at the field scale across Europe. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166, 447-458.
- Heathwaite, L., Sharpley, A. et Gburek, W., 2000. A Conceptual Approach for Integrating Phosphorus and Nitrogen Management at Watershed Scales. *Journal of Environmental Quality*, 29, 158-166.
- Heckrath, G., Brookes, P. C., Poulton, P. R. et Goulding, K. W. T., 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbald experiment. *Journal of Environmental Quality*, 24, 904-910.
- Heckrath, G., Brookes, P.C., Poulton, P.R. et Goulding, K.W.T., 1997. Phosphorus losses in drainage water from an arable silty clay loam. Dans: *Phosphorus Loss from Soil to Water*. H. Tunney, O.T. Carton, P.C.Brookes et A.E. Johnson (eds). CAB International.
- Hegman, W., Wang, D. et Borer, C., 1999. *Estimation of Lake Champlain Basinwide Nonpoint Source Phosphorus Export. Technical Report No. 31. Lake Champlain Basin Program*. Grand Isle, Vermont, États-Unis.
- Helmers, M. J., Eisenhauer, D. E., Franti, T. G. et Dosskey, M. G., 2005b. Modeling sediment trapping in a vegetative filter accounting for converging overland flow. *Transactions of the ASAE*, 48 (2), 541-555.
- Helmers, M. J., Eisenhauer, D. E., Brothers, J. M., Dosskey, M. G. et Franti, T. G., 2001. Direction and Concentration of surface Water Flow in a Vegetative Filter System. Paper No. 01-2070. *2001 ASAE Annual International Meeting*, Sacramento, CA, July 30-August 1.
- Helmers, M. J., Eisenhauer, D. E., Dosskey, M. G., Franti, T. G., Brothers, J. M. et McCullough, M. C., 2005. Flow pathways and sediment trapping in a field-scale vegetative filter. *Transactions of the ASAE*, 48 (3), 955-968.
- Hoechst, L. M., 1997. Evaluating the effectiveness of the skimmer versus the perforated riser in sedimentation basins. Thèse du Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA, États-Unis, 112 p.
- House, W. A., Casey, H., Donaldson, L. et Smith, S., 1986. Factors affecting the co-precipitation of phosphorus with calcite in hardwaters. Laboratory Studies. *Water Research*, 20, 917-922.
- Howarth, R. W., Jensen, H.S., Marino, R. et Postma, H., 1996. Transport to and processing of P in near-shore and oceanic waters. Dans: *Phosphorus in the global environment*. SCOPE 54. Wiley Publishers.
- INRS-ETE, 1999. "Description sommaire de GIBSI (Quantité - Qualité)." Site internet consulté en ligne en <http://www.inrs-ete-quebec.ca/activites/modeles/gibsi/francais/sommaire.htm>.
- Iowa State university, "EPIC - Erosion Productivity Impact calculator." Site internet consulté en

- ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.public.iastate.edu/~abshand/EPIC.htm>.
- IRDA, 2002. *Agrosol - Compte rendu de recherche en agroenvironnement, édition spéciale: baie Missisquoi*. Volume 13. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), Québec. 149p. p.
- Isermann, K., 1990. Share of Agriculture in Nitrogen and Phosphorus Emissions into the Surface Waters of Western Europe against the Background of their Eutrophication. *Fertilizer Research*, 26, 253-269.
- Istok, J. D. et Boersma, L., 1986. Effect of antecedent rainfall on runoff during low-intensity rainfall. *Journal of Hydrology*, 88, 329-342.
- Jamieson, A., Madramootoo, C. A. et Enright, P., 2003. *Phosphorus losses in surface and subsurface runoff from a snowmelt event on an agricultural field in Quebec*. Canadian Biosystems Engineering, 45, 1.1-1.7.
- Jarrett, A. R., 2001. Designing sedimentation basins for better sediment capture. *Proceedings of the international symposium - Soil erosion research for the 21st century, 3-5 January, Honolulu, Hawaii, États-Unis*.
- Jarvis, N. J., 1994. *The MACRO model (Version 3.1). Technical description and sample simulations*, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Sweden.
- Johnson, N. C., Graham, J. H. et Smith, F. A., 1997. Functioning of mycorrhizal associations along the mutualism-parasitism continuum. *New Phytologist*, 135, 575-586.
- Jokela, B., 2001. "The Phosphorus Index: A Tool for Management of Agricultural Phosphorus in Vermont." University of Vermont, Vermont, États-Unis.
- Jokela, W. E., Clausen, J.C., Meals, D.W. et Sharpley, A.N., 2004. Effectiveness Of Agricultural Best Management Practices In Reducing Phosphorus Loading To Lake Champlain. Dans: The Science And Management Of Soil And Water: Lake Champlain. *Lake Champlain : Partnerships and Research in the New Millennium*. Kluwer Academic Publishers. p. 39-53.
- Jokela, W. E., Clausen, J.C., Meals, D.W. et Sharpley, A.N., 2004. Effectiveness of agricultural best management practices in reducing phosphorus loading to Lake Champlain. Dans: Lake Champlain, Partnerships and Research in the New Millennium. Manley, T.O., Manley, P.L., Mihuc, T.B. (eds). Kluwer Academic/Plenum Publishers. p. 39-53.
- Jordan-Meille, L. et Dorioz, J. M., 2004. Soluble phosphorus dynamics in an agricultural watershed. *Agronomie*, 24, 237-248.
- Jordan-Meille, L., Dorioz, J.-M. et Wang, D., 1998. Analysis of the export of diffuse phosphorus from a small rural watershed. *Agronomie*, 18, 5-26.
- Jourdan, O., Bourrié, B. et Laborde, D., 1994. Les courbes d'absorption d'éléments minéraux. Centre de Recherches SCPA et Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (DGER), centre de recherches. Aspach le Bas, France
- Karemangingo, C., 1998. Évaluation des risques de pollution des eaux sous différents systèmes de production du maïs-grain. Thèse de Université Laval, Québec, Québec, Canada.
- Khiari, L., 1999. Indicateurs agronomiques et environnementaux du phosphore dans la culture de

- la pomme de terre (*Solanum tuberosum* L.) au Québec. Thèse de l'Université Laval, Québec, Québec, Canada.
- Kirsh, K., Kirsh, A. et Arnold, J. G., 2002. Predicting sediment and phosphorus loads in the Rock River Basin using SWAT. *Transactions of the ASAE*, 45 (6), 1757-1769.
- Kleinman, P. J. A., Sgaroketm Andrew N., Moyer, B. G. et Elwinger, G. F., 2002. Effect of Mineral and Manure Phosphorus Sources on Runoff Phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 31, 2026-2033.
- Knisel, W. G., 1980. *CREAMS, a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. Report No. 26*, USDA Conservation Research, États-Unis.
- Koro, N., Bernard, C. et Laverdiere, M. R., 1995. Contrôle du ruissellement, de l'érosion et des pertes de phosphore par les résidus de culture, sous pluie simulée. *Étude et gestion des sols*, 2 (3), 173-182.
- Kronvang, B., 1992. The loss of particulate matter, particulate phosphorus and dissolved phosphorus from two agricultural river basins: implications on estimating the non-point phosphorus load. *Water Research*, 26, 1347-1358.
- Kronvang, B., Bechmann, M., Lundekvam, H., Behrendt, H., Rubaek, G. H., Schoumans, O. F., Syversen, N., Andersen, H. E. et Hoffmann, C. C., 2005. Phosphorus Losses from Agricultural Areas in River Basins: Effects and Uncertainties of Targeted Mitigation Measures. *Journal of Environmental Quality*, 34, 2129-2144.
- Kronvang, B., Laubel, A. et Grant, R., 1997. Suspended sediment and particulate phosphorus transport and delivery pathways in an arable catchment, gelbaek stream, Denmark. *Hydrological Processes*, 11, 627-642.
- Kuo, S., Jellum, E. J. et Pan, W. L., 1988. Influence of phosphate sorption parameters of soils on the desorption of phosphate by various extractants. *Soil Science Society of America Journal*, 52, 974-979.
- Laflamme, C., 2005. Nutrient removal using a constructed wetland in Southern Québec. Mémoire de maîtrise de McGill University. 89 p.
- Laplante, R., 2003. Plaidoyer pour une agriculture paysanne. *L'Action Nationale*. Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.action-nationale.qc.ca/03-2/bouchard-cr.html>.
- Lapp, P., 1996. The hydrology and water quality of an intensive agricultural watershed in Quebec. Mémoire de maîtrise de du Department of agricultural engineering, McGill University, Montréal, Québec, Canada.
- Lapp, P., Madramootoo, C. A., Enright, P., Papineau, F. et Perrone, J., 1998. Water Quality of an intensive agricultural watershed in Quebec. *Journal of the American Water Resources Association*, 34 (2), 427-437.
- Larocque, M., Patoine, M., Banton, O., Rousseau, A. N. et Lafrance, P., 2002. Quantification des pertes de phosphore en milieu agricole - outil LoPhos. *Agriculture*, 35 (5), 47-56.
- Larue, Y. et Buffin-Bélanger, T., 2005. Analyse de la morphométrie et de la réponse hydrologique des bassins versant de rivières du Bas-St-Laurent. *73e Congrès de l'ACFAS*, 9-13 mai,

Chicoutimi, Québec, Canada.

- Laubel, A., Kronvang, B., Hald, A. B. et Jensen, C., 2003. Hydromorphological and biological factors influencing sediment and phosphorus loss via bank erosion in small lowland rural streams in Denmark. *Hydrological Processes*, 17, 3443-1463.
- Le Clerc, S., 2004. Revisiter la notion de scénario hydrologique de référence pour la caractérisation des inondations. Thèse de doctorat de l'Université Joseph Fourier de Grenoble, Grenoble, France. 1373 p.
- Leeds-Harrison, P. B., Quinton, J. N., Walker, M. J., Tyrrel, S. F., Morris, J. M. et Harrod, T., 1996. *Buffer zones in headwater catchments. Reports on MAFF/English Nature Buffer Zones Project, CSA 2285*, Cranfield University, Silsoe, Bedfordshire, United Kingdom.
- Leinweber, P., Lunsman, F. et Eckart, K. U., 1997. Phosphorus sorption capacities and saturation of soils in two regions with different livestock densities in northwest Germany. *Soil Use and Management*, 13, 82-89.
- Lemay-Lavigne, R., 2005. *Communication personnelle - Les bandes végétatives filtrantes et la qualité de l'eau: une revue de littérature*.
- Lemunyon, J. L. et Gilbert, R. G., 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of Production Agriculture*, 6 (4), 483-496.
- Lenhart, T., van Rompaey, A., Steegen, A., Fohrer, N., Frede, H.-G. et Govers, G., 2005. Considering spatial distribution and deposition of sediment in lumped and semi-distributed models. *Hydrological Processes*, 19 (3), 785-794.
- Lenntech, 2006. 1998. "Phosphore_P - Propriétés chimiques - Impact du phosphore sur la santé - Impact du phosphore sur l'environnement." Site internet consulté en ligne en Decembre 2005 à l'adresse: <http://www.lenntech.com/fran%C3%A7ais/data-perio/P.htm>.
- Leonard, R. A., Knisel, W. G. et Still, D. A. , 1987. GLEAMS: Groundwater loading effects on agricultural management systems. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 30 (5), 1403-1428.
- Lookman, R., Jansen, K., Merckx, R. et Vlassak, K., 1995. Geostatistical assessment of the regional distribution of phosphate sorption capacity parameters (Fe_{ox} and Al_{ox}) in northern Belgium. *Geoderma*, 66, 285-296.
- Lookman, R., Jansen, K., Merckx, R. et Vlassak, K., 1996. Relationship between soil properties and phosphate saturation parameters. A transect study in northern Belgium. *Geoderma*, 69, 265-274.
- Lyon, S. W., Walter, M. T., Gérard-Marchant, P. et Steenhuis, T. S., 2004. Using a topographic index to distribute variable source area runoff predicted with the SCS curve-number equation. *Hydrological Processes*, 18 (15), 2757-2771.
- Nolin, M. C., Gagnon, B., Leclerc, M.-L., Cambouris, A. N., Bélanger, G. et Simard, R. R., 2002. Influence of pedodiversity and past land uses on the within-field spatial variability of selected soil and forage quality indicators. *Proceedings of the 6th International Conference on Precision Agriculture and other Precision Resources Managemented*. Mineapolis, Minnesota, États-Unis.
- MacDonald, K. B. et Gleig, D. B., 1996. *Indicator of risk of water contamination: Nitrogen*

- component. *Progress. Report no. 17*. Ontario Land Resource Unit, Greenhouse and Processing Crops Research Centre, Agriculture and Agri-Food Canada, Ontario, Canada.
- Madramootoo, C. A. et Enright, P., 1988. Applicability of the Soil Conservation Service equations for runoff prediction in the Ottawa - St-Lawrence lowlands. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 15, 759-768.
- Madramootoo, C. A., Wijo, K. A. et Enright, P., 1992. Nutrient Losses Through Tile Drains from Two Potato Fields. *American Society of Agricultural Engineers*, 8 (5), 639-646.
- Magette, W. L., Brinsfield, R. B., Palmer, R. E. et Wood, J. D., 1989. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Transactions of the ASAE*, 32, 663-667.
- Marchand, S., 2004. Diagnostic sol-plante pour la gestion du phosphore dans la production de la canneberge. Mémoire de maîtrise de Université Laval, Québec, Canada. 55 p.
- Marschner, H., 1995. Mineral nutrition in higher plants. *Academic Press, London*.
- Matlock, M. D., Storm, D. E., Smolen, M. D., Matlock, M. E., McDarland, A. M. S. et Hauck, L. M., 1999. Development and Application of a Lotic Écosystem Trophic Status Index. *Transactions of the ASAE*, 42 (3), 651-656.
- McDowell, R. W. et Sharpley, A. N., 2003. The Effects of Soil Carbon on Phosphorus and Sediment Loss from Soil Trays by Overland Flow. *Journal of Environmental Quality*, 32, 207-214.
- McDowell, R. W. et Sharpley, A. N., 2003. Uptake and release of phosphorus from overland flow in a stream environment. *Journal of Environmental Quality*, 32, 937-942.
- McDowell, R., Sharpley, A. et Forlmar, G., 2001. Landscape and Watershed Processes. Phosphorus Export from an Agricultural Watershed: Linking Source and Transport Mechanisms. *Journal of Environmental Quality*, 30, 1587-1595.
- McRae, T., Smith, C. A. S. et Gregorich, L. J., 2000. "L'Agriculture écologiquement durable au Canada: Rapport sur le Projet des indicateurs agroenvironnementaux". Agriculture et agroalimentaire Canada, Canada.
- MDDEP, 2002. "Critères de qualité de l'eau de surface au Québec." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/critere_p2.htm.
- MDDEP, 2004. "Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/global-2004/Influence2004.htm#repartition>.
- MDDEP, date inconnue. Les bases scientifiques du Règlement sur les exploitations agricoles. Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs, Québec, Canada. 6°p.
- Mehlich, A., 1978. Influence of fluoride, sulfate and acidity on extractable phosphorus, calcium, magnesium and potassium. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 9, 455-476.
- Mehlich, A., 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2. *Communications of*

Soil Science and Plant Analysis, 15, 1409-1416.

- Menzel, R. G., 1980. Enrichments ratios for water quality modeling . *CREAMS - A field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. Vol. 3. Supporting Documentation*. US department of Agriculture. Conservation Research, report 26. Washington D.C, Etats-Unis. p. 486-492.
- Michaud, A. M., 2006. Communication personnelle sur l'état de drainage de deux bassins versant à l'étude par l'IRDA. IRDA, Sainte-Foy, Québec, Canada.
- Michaud, A. M., Deslandes, J. et Desjardins, J., 2004b. *Projet de recherche et de développement présenté au Fonds d'action québécois pour le développement durable et son partenaire financier le gouvernement du Québec. Projet no. 212, 212*. IRDA, Sainte-Foy, Québec, Canada.
- Michaud, A. R., Deslandes, J., Beaudin, I., Mimeault, M. et Smeltzer, M., 2005. Études a l'échelle variables de la mobilité du phosphore dans le Bassin versant de la Baie Missisquoi, Lac Champlain. *Proceedings of the 58th CWRA Annual Conference, Reflections on our Future ...A new century of water stewardship*, 14-17 juin 2005. Banff, Alberta, Canada.
- Michaud, A., Deslandes, J., Beaudin, I. et Desjardins, J., 2005b. "Modélisation de l'hydrologie et des dynamiques de pollution diffuse dans le bassin-versant de la Rivière aux Brochets à l'aide du modèle SWAT." *Rapport Préliminaire*. IRDA (Institut de recherche et de développement en agroenvironnement), Québec, Canada.
- Michaud, A., Landry, I., Desmarais, C. et Savoie, C., 2003. Structures et relations spatiales entre les images aériennes multi-spectrales, les propriétés du sol et les rendements de grandes cultures. *Journal canadien de télédétection*, 29 (1), 66-74.
- Michaud, A., Lauzier, R. et Laverdière, M. R., 2002. Description du système de transfert du phosphore dans le bassin-versant du ruisseau au Castor. *Agrosol*, 13 (2), 124-139.
- Michaud, A. R., 2004. Indicateurs agroenvironnementaux adaptés à la gestion de projets ciblés sur la prévention de la pollution diffuse par le phosphore. Thèse présentée a la Faculté des études supérieures de l'Université Laval, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Québec, Québec, Canada.
- Microimages, 2006. "Free TNTAtlas." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.microimages.com/product/tntatlas/>.
- Mimeault, M., 2002. Mise en valeur de la baie missisquoi et du lac Champlain. *Agrosol*, 13 (2), 92-96.
- Ministère de L'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales, 2004. "Fiche technique. Incorporation des matières prescrites liquides et solides". Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.omafra.gov.on.ca/french/engineer/facts/04-080.htm>.
- Monfet, J., 1979. "Évaluation du coefficient de ruissellement à l'aide de la méthode SCS modifiée." Service de l'hydrométrie, Gouvernement du Québec, Ministère des Richesses naturelles, Québec, Canada.
- Morgan, M. F., 1941. "Chemical soil diagnosis by the Universal Soil Testing System. Bull. 450." Connecticut Agric. Exp. Stn., New Haven, Connecticut, États-Unis.
- Morin, A., 2005. "Biogeochemical Considerations for Water Quality Trading in Canada." Policy

Research Initiative Working Paper, Ottawa, Canada.

- Murphy, T. J. et Doskey, P. V., 1975. *Inputs of phosphorus from precipitation to Lake Michigan. Report No. 600/3-75-005*. U.S. EPA, Duluth, Minnesota, États-Unis.
- National Research Council, 1993. *Soil and Water Quality: An Agenda for Agriculture*. National Academy Press, Washington D.C., États-Unis.
- Neitsch, S. L., Arnold, J.G., J. R. Kiniry, R. Srinivasan et J. R. Williams, 2002. *Soil and Water Assessment Tool. User's Manual. Version 2000*. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Blackland Research Center, Temple, Texas, États-Unis.
- Nelson, W. L., Mehlich, A. et Winters, E., 1953. The development, evaluation, and use of soil tests for phosphorus availability. *Agronomy Journal*, 4, 153-158.
- Nemeth, K., 1979. The availability of nutrients in the soil as determined by electroultrafiltration (EUF). *Advances in Agronomy*, 31, 155-187.
- New York City Department of Environmental Protection, 2005. *New York City 2004 Drinking Water Supply and Quality Report*. NYC, New York, États-Unis.
- Newman, E. I., 1995. Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. *Journal of Ecology*, 83, 713-726.
- Neyroud, J.-A. et Lischer, P., 2003. Do different methods used to estimate soil phosphorus availability across Europe give comparable results? *Journal of plant nutrition and soil science*, 166, 422-431.
- Nicolardot, S. et Foy, N., 2004. *Les bandes enherbées - Opportunités et contraintes*. Chambre d'agriculture de l'Aube, F.D.G.E.D. A. Aubre, France.
- NRCS, 2001. *Iowa Technical Note No.25. Iowa Phosphorus Index*, United States Department of Agriculture, NRCS - National resources Conservation Service. Iowa, États-Unis.
- NRCS, 2006. "United States Department of Agriculture, NRCS - National resources Conservation Service. Welcome to the NRCS Soils Website." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://soils.usda.gov/>.
- Núñez Delgado, A., López Periago, E. et Díaz-Fierros Viqueira, F., 1995. Vegetated filter strip for wastewater purification: a review. *Bioresource Technology*, 51, 13-22.
- Office québécois de la langue française, 2006. "Grand dictionnaire terminologique." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.granddictionnaire.com>.
- Olde Venterink, H., Wiegman, F., van des Lee, G. E. M. et Vermaat, J. E., 2003. Role of active floodplains for nutrient retention in the river Rhine. *Journal of Environmental Quality*, 32, 1430-1435.
- Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F. S. et Dean, L., 1954. *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate*, Circ. 939. U.S. Department of Agriculture, Washington D.C., États-Unis.
- OMAFRA, 2002. "Guide agronomique des grandes cultures (chapitre 11) - Annexe C: Indice de phosphore." Site internet consulté en ligne avril 2005 à l'adresse: www.gov.on.ca/OMAFRA/french/crops/pub811/11pho.htm.

- Papineau, F. et Enright, P., 1997. *Gestion de l'eau dans le bassin versant de la partie supérieure du ruisseau Saint-Esprit. Caractérisation de la problématique environnementale. Projet 61-13008. Plan vert.* Université McGill, Montréal, Québec, Canada.
- Parent, L.-É., Pellerin, A. et Khiari, L., 2002. "Le flux et la dynamique du phosphore dans les sols agricoles québécois." *Colloque sur le phosphore - Une gestion éclairée.* Novembre 2002, Drummondville, Québec, Canada.
- Patty, L., Real, J. et Grill, J., 1997. The use of grassland buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *Pesticide Science*, 49 (3), 243-251.
- Pellerin, A., 2005. Modèles agroenvironnementaux pour la gestion du phosphore dans les sols cultivés en maïs-grain (*Zea Mays L.*) au Québec. Thèse de Université Laval, Québec, Canada.
- Pennsylvania Nutrient Management Program, 2005. "Pennsylvania Nutrient Management Program...protecting our resources and supporting our farmers." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://panutrientmgmt.cas.psu.edu/>.
- Perron, I., Cluis, D., Nolin, M. C. et Leclerc, M.-L., 2002. Influence of microtopography and soil electrical conductivity on soil quality and crop yields. *Proceedings of the 6th International Conference on Precision Agriculture and other Precision Resources Managemented.* Minneapolis, Minnesota, États-Unis.
- Perrone, J. et Madramootoo, C. A., 1998. Improved curve number selection for runoff prediction. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 25, 728-734.
- Perrone, J. T., 1997. Hydrologic Modeling of an Agricultural Watershed in Quebec Using AGNPS. Mémoire de maîtrise du Department of Agricultural and Biosystems Engineering, MacDonald Campus of McGill University, Sainte-Anne-de-Bellevue, Québec, Canada.
- Peterjohn, W. T. et Correl, D. L., 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65, 1466-1475.
- Pionke, H. B., Gburek, W.J., Sharpley, A.N. et Zollweg, 1997. Hydrological and Chemical Controls on Phosphorus Loss from Catchments. Dans: *Phosphorus Loss from Soil to Water.* H. Tunney, O.T. Carton, P.C. Brookes and A.E. Johnston (Eds), CAB International. p. 225-42.
- Pote, D. H., Daniels, T. C., Sharpley, A. N., Moore, P. A. Jr., Edwards, D. R. et Nichols, D. J., 1996. Relating extractable phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 855-859.
- Pote, D. H., Reed, B. A., Daniel, T. C., Nichols, D. J., Moore, P. A. J., Edwards, D. R. et Formica, S., 2001. Water-Quality Effects of Infiltration Rate and Manure Application Rate for Soils Receiving Swine Manure. *Journal of Soil and Water Conservation*, 56 (1), 32-37.
- Provin, T. L., 1996. Phosphorus retention in Indiana soils. Thèse de Purdue University, West-Lafayette, Indiana, États-Unis. 222 p.
- Raghothama, J. N., 1999. Phosphate acquisition. *Annual Review in Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 50, 665-693.
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., Dasgupta,

- P., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Hassan, R., Kasperson, R., Leemans, R., May, R. M., McMichael, T. A. J., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R. T., Zakri, A. H., Shidong, Z., Ash, N. J., Bennett, E., Kumar, P., Lee, M. J., Raudsepp-Hearne, C., Simons, H., Thonell, J. et Zurek, M. B., 2005. *Ecosystems and human well-being - Synthesis - Millenium ecosystem assessment*. Island Press, Washington, États-Unis.
- Rekolainen, S., Ekholm, P., Ulén, B. et Gustafson, A., 1998. Phosphorus losses from agriculture to surface waters in the nordic countries. Dans: *Phosphorus Loss from Soil to Water*. H. Tunney, O.T. Carton, P.C. Brookes and A.E. Johnston (Eds), *CAB international*. p. 77-93.
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K. et Yoder, D. C., 1996. *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)*. *Agricultural Handbook No. 703*, United States Department of Agricultural Engineers - Agricultural Research Service, États-Unis.
- Ressources naturelle Canada, 2004. "Superficie terres et eaux douces." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://atlas.gc.ca/site/francais/learningresources/facts/surfareas.thml>.
- Richardson, C. J., 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science*, 228, 1424-1427.
- Rioux, A.-M., 1998. "Le cycle de l'eau." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.er.uqam.ca/nobel/m355021/melanie/>.
- Rivest, R. et Leduc, P., 1997-1998. *Évaluation du risque de pollution diffuse associée au phosphore des sols classés excessivement riches - Rapport final*. Société d'Agriculture de Saint-Hyacinthe et MAPAQ. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, bureau de Renseignements agricoles de St-Hyacinthe, St-Hyacinthe, Québec, Canada.
- Rivest, R., 2005. La micro-topographie. Rendements accrus. Environnement protégé. *Producteur Plus*, 14 (2), 46-54.
- Roche, P., Grière, L., Babre, D., Calba, H. et Fallavier, P., 1980. Phosphorus in tropical soils: assessing deficiency level and phosphorus requirements. Science Pub. IMPHOS-World Phosphate Institute, Paris, France.
- Romero, D., Madramootoo, C. A. et Enright, P., 2002. Modelling the hydrology of an agricultural watershed in Quebec using SLURP. *Canadian Biosystems Engineering*, 44, 1.11-1.20.
- Rothampstead Research, 2006. "World-class science for sustainable land management." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.Rothamsted.bbsrc.ac.uk>.
- Rousseau, A. N., Mailhot, A., Gariépy, S., Salvano E. et Villeneuve, J. P., 2002. Computation of probability of exceeding environmental load allocations from point and diffuse sources using the integrated modeling system GIBSI. *Revue des science de l'eau*, 15, (Special), 121-148.
- Rousseau, A. N., Mailhot, A., Turcotte, R., Duchemin, M., Blanchette, C., Roux, M., Etong, N. et Villeneuve, J. P., 2000. GIBSI - An integrated modelling system prototype for river basin management. *Hydrobiologia*, 422/423, 465-475.
- Ryden, J. C., Syers, J. K. et Harris, R. F., 1973. Phosphorus in runoff and streams. *Advances in Agronomy*, 25, 1-45.

- Sawyer, C. N., 1947. Fertilization of Lakes by Agricultural and Urban drainage. *Journal of New England Water Works Association*, 16, 109-127.
- SCOPE, 1994. *SCOPE 51 - Biogeochemistry of Small Catchments, A tool for Environmental Research*. Bedrich, Moldan & Cercy Jiri Eds. Wiley Publishers, New York, États-Unis.
- Seiler, K.-P., 2003. Bypass- and matrix flow produce interflow and contribute to groundwater protection. *Food, Agriculture & Environment*, 1 (2).
- Sharpley A.N, 1996. Availability of phosphorus in manured soils. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 1459-1466.
- Sharpley, A. N. et Halvorston, A.D., 1994. Management of soil phosphorus. *Soil processes and water quality*. R. Lal & B.A Steward (ed.), Lewis Publishers, CRC Press. p. 7-91.
- Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. A., McDowell, R. W., Gitau, M. et Bryant, R. B., 2002. Modeling phosphorus transport in agricultural watersheds: Processes and possibilities. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57 (6), 424-439.
- Sharpley, A. N. et Menzel, R. G., 1987. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Advances in Agronomy*, 41, 297-324.
- Sharpley, A. N. et Rekolainen, S., 1998. Phosphorus in Agriculture and its environmental implications. Dans: *Phosphorus Loss from Soil to Water*. H. Tunney, O.T. Carton, P.C. Brookes and A.E. Johnston (Eds), *CAB international*. p. 1-53.
- Sharpley, A. N., Weld, J. L., Beegle, D. B., Kleinman, P. J. A., Gburek, W. J., Moore, P. A. J. et Mullins, G., 2003. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58 (3), 137-151.
- Sharpley, A., Daniel, T. C., Sims, J. T. et Pote, D. H., 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51 (2), 160-166.
- Sharpley, A. et Tunney, H., 2000. Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. *Journal of Environmental Quality*, 29, 176-181.
- Sharpley, A. N., 1985. Depth of surface-soil runoff as affected by rainfall, soil slope and management. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49, 1010-1015.
- Sharpley, A. N., 1985b. Phosphorus cycling in unfertilized agricultural soils. *Soil Science Society of America Journal*, 49, 905-911.
- Sharpley, A. N., 1995. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 24, 920-926.
- Sharpley, A. N., 2000. Introduction. Dans: *Agriculture and phosphorus management: the Chesapeake bay*. A.N. Sharpley (ed.), Lewis Publishers, Boca raton, Floride, États-Unis.
- Sharpley, A. N., Hedley, M.J., Siddesen, E., Hillbricht-Ilkowska, A., House, W.A. et Ryszkowski, L., 1996. Phosphorus Transfers From Terrestrial To Aquatic Ecosystems. Dans: *Phosphorus in the global environment. Transfers, cycles and management*. Holm Tiessen (ed.), Wiley Publishers. 32 p.
- Sharpley, A. N. et Withers, P. J. A., 1994. The environmentally sound management of agricultural

- phosphorus. *Fertilizer Res.*, 39, 133-146.
- Siga Informatique, 2005. "Sigachamp." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.siga.net/>.
- Simard, G., Enright, P. et Madramootoo, C. A., 2004. Comparison of experimental and simulated results for nutrients transport on agricultural fields in Quebec. *2004 ASAE/CSAE Annual International Meeting*, 1-4 août 2004, Fairmount Château Laurier, Ottawa, Canada.
- Simard, R. R., Cluis, D., Gangbazo, G. et Beauchemin, S., 1995. Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density. *Journal of Environmental Quality*, 13, 211-215 .
- Simard, R. R. et Tran, T. S., 1993. Evaluating plant-available phosphorus with electro-ultrafiltration technique. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 404-409.
- Simeral, K. D., 1998. "Using constructed wetlands for removing contaminants from livestock wastewater." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://ohioline.osu.edu/a-fact/0005.html>.
- Sims, J. T., Simard, R. R. et Joern, B. C., 1998. Phosphorus Loss in Agricultural Drainage: Historical Perspective and Current Research. *Journal of Environmental Quality*, 27, 277-293.
- Sims, J. T., 2000. The role of Soil Testing in Environmental Risk Assessment for Phosphorus. Dans: *Agriculture and Phosphorus Management*. A.N. Sharpley (ed.), Lewis Publishers. p. 57-81.
- Singh, V. P., 1995. *Computer Models of Watershed Hydrology*. V.P. Singh (ed.), Water Resource Publications.
- Smith, K. A., Chalmers, A. G., Chambers, B. J. et Christie, P., 1998. Organic manure phosphorus accumulation, mobility and management. *Soil Use and Management*, 14, 154-159.
- Smith, S. J., Sharpley, A. N., naney, J. W., Berg, W. A. et Jones, O. R., 1991. Water quality impacts associated with wheat culture in the Southern plains. *Journal of Environmental Quality*, 20, 244-249.
- Soltanpour, P. N. et Schwab, A. P., 1977. A new soil test for simultaneous extraction of macro- and micronutrients in alkaline soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 8, 195-207.
- Thibodeau, S. et Ménard, O., 1993. *Pratiques agricoles de conservation; ce qu'elles sont, ce qu'elles font, ce qu'elles valent*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), Saint-Hyacinthe, Québec, Canada.
- Thomas, D., Heckrath, G. et Brookes, P.C., 1997. Evidence of phosphorus movement from Broadbal Soils by preferential flow. Dans: *Phosphorus Loss from Soil to Water*, H. Tunney, O.T. Carton, P.C. Brookes and A.E. Johnston (Eds), CAB International. p. 369-70.
- Tolson, B. et Shoemaker, C. A., 2004. *Watershed modeling of the Canonsville basin using SWAT2000: Model development, calibration and validation for the prediction of flow*,

- sediment and phosphorus transport to the Canonsville reservoir. Version 1.0. Technical report.*, School of Civil and Environmental Engineering, Cornell University, Ithaca, New York, États-Unis.
- Tran, T. S., Simard, R. R. et Tabi, M., 1992. Evaluation of the electro-ultrafiltration technique (EUF) to determine available P in neutral and calcareous soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 23, 2261-2281.
- Tran, T. S., Côté, D. et N'Dayegamiye, A., 1996. Effets des apports prolongés de fumier et de lisier sur l'évolution des teneurs du sol en éléments nutritifs majeurs et mineurs. *Journal Agrosol*, 9 (1), 21-30.
- Tran, T. S., Fardeau, J. C. et Giroux, M., 1988. Effects of Soil Properties on Plant-Available Phosphorus Determined by the Isotopic Dilution Phosphorus-32 Method. *Soil Science Society of America Journal*, 52, 1383-1390.
- Tran, T. S. et Giroux, M., 1985. Comparaison de différentes méthodes d'extraction du P assimilable en relation avec les propriétés chimiques et physiques des sols du Québec. *Canadian Journal of Soil Science*, 65, 35-46.
- 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*, 67, 1-16.
- Tran, T. S. et Giroux, M., 1990. Relation entre les propriétés du sol et de la disponibilité du phosphore à la plante. *Agrosol*, octobre, 7-12.
- Tran T. Sen, Giroux, M., Guilbeault, J. et Audesse, P., 1990. Evaluation of Mehlich 3 extractant to estimate the available P in Quebec soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 21 (1&2), 1-28.
- Turtola, E. et Jaakkola, A., 1995. Loss of phosphorus by runoff and leaching from a heavy clay soil under barley and grass ley in Finland. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B Soil and Plant Science*, 45, 159-165.
- Tyson, T. W., 1996. "Constructed Wetlands for Animal Waste Treatment." Site internet consulté en ligne en 2006 à l'adresse: <http://www.aces.edu/pubs/docs/A/ANR-0965/>.
- Uhlen, G., 1989. Surface runoff bases of phosphorus and other nutrient elements from fertilized grassland. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, 3, 47-55.
- Ulen, B., 1997. Nutrient losses by surface run-off from soils with winter cover crops and spring-ploughed soils in the south of Sweden. *Soil & Tillage Research*, 44, 165-177.
- Ulen, B. et Persson, K., 1999. Field-scale phosphorus losses from a drained clay soil in Sweden. *Hydrological Processes*, 13, 2801-2812.
- USDA, 1989. Filter strips. Code 393. United States Department of Agriculture, États-Unis.
- Uusi-Kamppa, J., Braskerud, B., Jansson, H., Syversen, N. et Uusitalo, R., 2000. Buffer zones and constructed wetlands for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 29, 151-158.
- Uusitalo, R., Turtola, E., Kauppila, T. et Lilja, T., 2001. Particulate phosphorus and sediment in surface runoff and drainflow from clayey soils. *Journal of Environmental Quality*, 30, 589-

- Vadas, P. A., Haggard, B. E. et Gburek, W. J., 2005. Predicting dissolved phosphorus in runoff from manured field plots. *Journal of Environmental Quality*, 34, 1347-1353.
- Vallières, D., 2005. Bandes enherbées étroites et travail réduit du sol pour contrôler la pollution diffuse en milieu agricole. *Colloque en agroenvironnement - Des outils d'intervention à notre échelle*, 24 février 2005, Drummondville, Québec, Canada.
- van Bochove, E., Thériault, G., Dechmi, F., Rousseau, A. N., Quilbé, Leclerc, R., Leclerc, M.-L. et Goussard, N., 2005. *Indicator of Risk of Water contamination by Phosphorus from Canadian Agricultural Land*. Agriculture and Agri-Food Canada, Soils and Crops Research and Development Centre/Institut national de la recherche scientifique, Eau, Terre et Environnement, Sainte-Foy, Québec, Canada.
- van Bochove, E., G. Thériault, F. Dechmi, A. N. Rousseau, R. Quilbé, M.-L. Leclerc, and N. Goussard. 2006. Indicator of Risk of Water contamination by Phosphorus from Canadian Agricultural Land. Communications personnelles. *Water Science & Technology*, 53, 2, 303-310.
- van der Zee, S. E. A. T. M. et van Riemsdijk, W. H., 1988. Model for long-term phosphate reaction kinetics in soils. *Journal of Environmental Quality*, 17, 35-41.
- van Riemsdijk, W. H., Lexmond, Th.M., Endfield, C.G. et van der Zee, S., 1987. Phosphorus and heavy metals: accumulation and consequences. Dans: *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops*. van der Meer, R.J., Unwin, T.A., van Dijk & Ennik, G.C. (Eds.). Dordrecht, Pays-Bas. p. 213-227.
- van Vliet, L. J. P., Zebarth, B. J. et Derksen, G., 2002. Effect of fall-applied manure practices on runoff, sediment, and nutrient surface transport from silage corn in south coastal British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science*, 57 (6), 445-456.
- Vézina, A., Savoie, C., Desmarais, C., Lemieux, N., Cloutier, L.-M. et Dion, J.-P., 2003. *Utilisation de l'imagerie numérique infrarouge pour évaluer la performance agroenvironnementale d'entreprises agricoles. Rapport final soumis au Fonds d'action québécois pour le développement durable (FAQDD)*. Institut de technologie agroalimentaire (ITA), La Pocatière, Québec, Canada.
- Vézina, L., Carrier, D., Giroux, M., Rompré, M., Laflamme, G. et Moreau, A., 2000. Proposition de regroupement des sols du Québec selon leur capacité de fixation du phosphore en relation avec leurs caractéristiques pédologiques. *Agrosol*, 11 (1), 15-39.
- Wall, G. J., Coote, D. R., Pringle, E. A. et Shelton, I. J., 2002. *Rusle-Can/Équation universelle révisée des pertes de sol pour application au Canada*. Agriculture et agroalimentaire Canada, Canada
- Walter, M. T., Walter, M. F., Brooks, E. S., Steenhuis, T. S., Boll, J. et Weiler, K., 2000. Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment. *Journal of Soil and Water Conservation*, 55 (3), 277-284.
- Wander, M. M., Walter, G. L., Nissen, T. M., Bollero, G. A., Andrews, S. S. et Cavanaugh-Grant, D., 2002. Soil Quality: Science and Process. *Agronomy Journal*, 94, 23-32.
- Wang, D., Levine, S.N., Meals Jr., D.W., Hoffmann, J.P., Drake, J.C. et Cassell, E.A., 1999. Importance of instream nutrient storage to p export from a rural, eutrophic river in

- vermont, USA. Dans: Lake Champlain in transition: from research towards restoration. American Geophysical Union, Washington D.C., États-Unis. p. 205-23.
- Weld, J. L., Parsons, R. L., Sharpley, A. N., Gburek, W. J. et Clouser, W. R., 2002. Evaluation of phosphorus-based nutrient management strategies in Pennsylvania. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57 (6), 448-454.
- White, S., Beaudin, I., Hollis, J., Hallett, S. et Worrall, F., 2002. *TERRACE - Terrestrial runoff modelling for risk assessment of chemical exposure. Year two report, version 2.1*, Cranfield University, Silsoe, Bedfordshire, United Kingdom.
- Williams, J. R., 1995. The Epic Model. *Computer Models fo Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado, États-Unis. p. 909-1000.
- Wischmeier, W. H. et D. D. Smith, 1972. *Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. Guide for selection of practices for soil and water conservation. Agriculture handbook no. 282*. Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture and Purdue Agricultural Experiment Station, Washington D.C., États-Unis. 49 p.
- Wischmeier, W. H. et Smith, D. D., 1978. *Predicting the rainfall-erosion losses - a guide to conservation planning. Agriculture handbook No. 537*. U.S. Department of Agriculture, États-Unis.
- Withers, P. J. A., Ulen, B., Stamm, C. et Bechmann, M., 2003. Incidental phosphorus losses - are they significant and can they be predicted? *Journal of plant nutrition and soil science*, 166, 459-468.
- Wolf, A. M., Baker, D. E. et Pionke, H. B., 1985. Soil tests for estimating labile, soluble and algae-available phosphorus in soils. *Journal of Environmental Quality*, 14, 341-348.
- Wolf, A. et Beegle, D., 1995. "Recommended Soil Tests for Macronutrients:Phosphorus, Potassium, Calcium and Magnesium." Site internet consulté en ligne en 2005 à l'adresse: www.ag.udel.edu/extension/agur/pdf/soiltesting/chap5-95.pdf.
- Wolfe, M. L., Mullins, G. L., Pease, J. W., Zelany, L. W. et Daniels, W. L., 2002. The Virginia Phosphorus Index. ASAE Annual International Meeting / CIGR XVth World Congress, July 28 - July 31 2002, Hyatt Regency, Chicago, États-Unis.
- Yuan, G. et Lavkulic, L. M., 1995. Environmental phosphorus indices in manure amended soils in Fraser basin of British Columbia. *Journal of Environmental Science and Health*, 30 (6), 841-857.
- Zemenchik, R. A., Wollenhaupt, N. C. et Albrecht, K. A., 2002. Surface Water Quality : Bioavailable Phosphorus in Runoff from Alfalfa, Smooth Bromegrass, and Alfalfa-Smooth Bromegrass. *Journal of Environmental Quality*, 31, 280-286.
- Ziadi, N., Simard, R. R., Tran, T. S. et Allard, G., 2000. Soil-available phosphorus as evaluated by desorption techniques and chemical extractions. *Canadian Journal of Soil Science*, 167-174.
- Zollweg, J. A., 1996. Field study to support hydrologic modeling and analysis of watershed function at the microscale. *Watershed restoration management.*, 129-34. American Water Resources Association. Syracuse, New York, États-Unis. p. 129-134.

Zollweg, J. A., Gburek, W. J. et Steenhuis, T. S., 1996. SMORMOD - A GIS-integrated rainfall-runoff model. *Transactions of the ASAE*, 39, 1299-1307.

Annexe 1 – Revue des exportations de sédiments et de phosphore

Tableau A1– Pertes et formes de phosphore recensées

Pays/régions	Perte de sédiment	Perte de P	Cultures	Auteurs
Box - intérieur				
Québec			Sol nu	Koro <i>et al.</i> , 1995
Pennsylvania	1,28 g sédiment/L	0,09 mg P dissous/L et 1,72 mg P total/L	Sol nu non gelé	Bechmann <i>et al.</i> , 2005
(simulateur de pluie sur boîtes de sol)	0,96 g sédiment/L	0,14 mg P dissous/L et 2,42 mg P total/L	Sol nu gelé	
	1,06 g sédiment/L	0,13 mg P dissous/L et 2,59 mg P total/L	Sol nu dégelé	
	1,45 g sédiment/L	0,14 mg P dissous/L et 2,02 mg P total/L	Sol nu avec lisier	
	1,33 g sédiment/L	0,18 mg P dissous/L et 3,25 mg P total/L	Sol nu avec lisier gelé	
	1,08 g sédiment/L	0,17 mg P dissous/L et 2,35 mg P total/L	Sol nu avec lisier dégelé	
	0,04 g sédiment/L	0,10 mg P dissous/L et 0,49 mg P total/L	Culture de couverture	
	0,59 g sédiment/L	9,70 mg P dissous/L et 17,9 mg P total/L	Culture de couverture gelée	
	0,57 g sédiment/L	10,3 mg P dissous/L et 17,9 mg P total/L	Culture de couverture dégelée	
Parcelles				
Finlande – sud		0.6 kg P /ha an 0.4 kg P /ha an	Céréales – sols argileux Prairie – sols argileux.	Turtola et Kaakola, 1995
Norvège		0.3 – 2.4 kg P/ha an	Parcelle 2.7 ha 8% pente	Lundekvan (de Thevenot, 2004)
??		< 0.5 kg P/ha an à 1.35 m de prof. 60-70 % de P minéral dissous 21-46 % particulaire	Prairie fauchée – 4 types de sol	Turner et Haygarth, 2000
Bassins versants				
Canada - USA		0.1 – 35 kg P/ha an 0.75 – 2.40 kg P/ha an	Variables Cultures (Échelle?BV)	Meals, 1996
France		0.01 – 0.3 kg P/ha an	Boisé et prairie	Pommel et Dorioz, 1997

Pays/régions	Perte de sédiment	Perte de P	Cultures	Auteurs
10 ha			Agricole	
	0.5 – 2.0 kg P/ha an			
France – région lémanique	0.2 – 1.0 kg P/ha an		?	Trevisan, 1995
Suisse	2.0 – 4.0 kg P/ha an		Vignoble	Trevisan, 1995

Annexe 2 – Variables des différents IRP recensés

Tiré de Sharpley *et al.*, 2003

Localisation	Bassin prioritaire ou non
Facteurs source	
Test de P des sols	Mehlich-1 P Mehlich-3 P Mississippi extract Olsen P Bray-1 P Bray-2 P Strong Bray P Morgans P Modified Morgan Bray-Kurtz P-1 TAMU
Taux d'application	Lbs P ₂ O ₅ acre ⁻¹ yr ⁻¹ Lbs P ₂ O ₅ acre ⁻¹ yr ⁻¹ de fumier Lbs P _{sol} acre ⁻¹ yr ⁻¹ Volume d'eau d'égout (waste) Pourcentage du taux annuel recommandé
Méthode d'application	Irrigation Injection Incorporation Sprinkler/arroseur Appliqué en surface
Période d'application/timing	Jours avant l'incorporation Saison Couverture à l'application Temps avant les semences Temps jusqu'à l'irrigation ou une pluie Incorporation avant ou après un évènement de Ruissellement
Gestion	Accès des animaux aux eaux de surface Gestion de l'alimentation et du pâturage Disponibilité des sources de P organique Facteur de disponibilité des sources de P Intensité de pâturage Polyacrylamides pour réduire l'érosion de l'irrigation Facteur de solubilité des sources de P organique Pratiques de conservation des sols Pratiques de gestion bénéfiques Présence de bandes enherbées, culture de couverture, semis-direct, bande suivant les courbes de niveau (contour stripping) et de zone tampon Facteurs de poids variés pour sources de P ou de P organique Assez de terres agricoles pour épandre les fumiers Azote des fumiers Indice de lessivage de l'azote Calcium mehlich-3 pH du sol Groupe de gestion des sols Résidus Efficacité de l'irrigation Aluminium réactif par la méthode Morgan modifiée Capacité de sorption des sols, basée sur la texture et le pH

Facteurs transport	
Érosion	RUSLE/USLE (eau) Ravinement Irrigation par rigoles Irrigation Irrigation (valeur Qs) Facteur de biodisponibilité Pourcentage de couverture du sol Type de couverture du sol Type d'irrigation Surface du champ Précipitation saisonnière Désignation des terres très érodables Résidus et semence Pente Fraction Fe-P Potentiel de perte de sol ou d'érosion WEQ (éolien) Vent Ratio d'enrichissement
Ruissellement	Groupe hydrologique des sols Culture Pente Précipitation ou précipitation moyenne Classe de perméabilité des sols Numéro de courbe (SCS-CN) Drainage artificiel Localisation Conductivité hydraulique Présence d'écoulement concentré Ruissellement annuel estimé Profondeur du sol Grosseur des roches et couverture Présence de ruissellement Concentration de P en solution
Écoulement souterrain	Systèmes de « outlets » souterrains Décharge dans des « tile inlets », avaloirs Fréquence ou classe de fréquence des inondations Classes d'inondation Drainage souterrain ou artificiel Impact du drainage artificiel sur le débit annuel estimé Profondeur de la nappe phréatique Profondeur des eaux souterraines Profondeur du substrat rocheux Taux ou potentiel de lessivage Texture et propriétés des sols Test de P des sols Numéro de courbe de lessivage Indice de percolation Classe de perméabilité Pente du terrain Précipitation Classe de drainage des sols AWC – capacité au champ Présence d'une couche de sable grossier Localisation Culture Groupe hydrologique

	Percolation annuelle moyenne des cultures en rangées et les jachères Propriétés de rétention des sols
Bassin	
Distance contributive	Distance du bord de champ au cours d'eau pérenne ou intermittent ou aux eaux de surface Distance du bord de champ aux eaux de surface et eaux de surface réceptrice Distance du bord de champ à un cours d'eau ou lac nommé /blueline (avec toponymie, normalisé) Distance du bord de l'application aux eaux de surface Distance du bord de champ en aval aux eaux de surface Distance de l'application aux eaux de surface Distance de l'application à un étang, puits ou bétoire (sink-hole) Distance de l'application à l'entrée du ruissellement dans un canal Largeur de la bande de non-application aux eaux de surface Distance pour le ruissellement concentré Longueur de pente Présence d'eaux de surface Existence d'une décharge
Connectivité	Largeur de la bande filtrante Présence et largeur d'une zone tampon Niveau d'établissement de la zone tampon Présence d'une bande végétative permanente Présence d'une bande riveraine Zone tampon avec pratiques de rétention des sédiments Zone tampon suivant les courbes de niveau Largeur de la zone tampon végétalisée Présence de zones humides ou zones de rétention et traitement Décharge dans une voie d'eau ou drain de surface Écoulement direct Potentiel de la zone tampon pour les écoulements directs Connectivité à un cours d'eau Présence d'une bande filtrante de 33 pi ou plus, ou 100 pi Présence de voie d'eau engazonnée Éloignement des applications Écoulement de surface (canaux) Classe de ruissellement de la zone tampon Confinement du ruissellement et de l'écoulement
Priorité des bassins receveurs	Distance d'un habitat critique Valeur du plan d'eau Catégories des bassins versant de l'état Localisation des bassins versants altérés de l'état Classification de faible à <i>très élevé</i> Classification de la protection environnementale de l'état Classification « Clean Water Action Plan » du Maryland Bassins versant limités en nutriments
Structures de l'indice	Additive, multiplicative Évaluation individuelle des facteurs (pas de valeur d'IRP) Matrice de décision (pas de valeur d'IRP) Matrice des priorités de décision pour les fumiers Évaluation des risques associés au P particulaire et dissout Évaluation des risques associés au P particulaire, dissout, lessivé et des sources de P Évaluation séparée du risque par saison

Annexe 3 – Formulation des IRP du Québec, Pennsylvanie, Vermont et Norvège

Québec

Les tableaux et l'information qui suivent sont adaptés de Beudet *et al.*, (1998) :

Beudet, P., Beaulieu, R., Bélanger, M., Bernier, D., Bolinder, M., Dansereau, P.-P., Émond, C., Giroux, M., Magnan, J., Nadeau, J., et R. Simard, 1998. Proposition de norme sur la fertilisation phosphatée au groupe de travail interministériel - Groupe technique sur la norme sur le phosphore.

Facteurs de source

Caractéristiques du site	Poids	Classes				
		Très faible 1	Faible 2	Modérée 4	Élevée 8	Très élevée 16
Fertilité du sol						
Fertilité P-M3, mg/kg (F)	6	0-2.5	2.5-5	5-10	10-20	>20
Saturation P-M3/Al-M3, % (S)	6	0-60	60-150	150-250	250-500	>500
Gestion des engrais						
Bilan surface						
P total, kg P2O5/ha/an (P)	3	<-20	-20-0	0-20	20-40	>40
P engrais de ferme ou organique, % (PO)	2	<50	50-100	100-150	150-200	>200
P engrais minéral, % (PM)	1	<50	50-100	100-150	150-200	>200
Nature de l'engrais organique, période et modes d'application (N)	7	voir Tableau a	voir Tableau a	voir Tableau a	voir Tableau a	voir Tableau a

Facteurs de transport

Caractéristiques du site	Poids	Classes				
		Très faible 1	Faible 2	Modérée 4	Élevée 8	Très élevée 16
Érosion, t/ha/an (E)	4	0-3	3-6	6-12	12-18	>18
Ruissellement de surface (R)	4	voir Tableau b	voir Tableau b	voir Tableau b	voir Tableau b	voir Tableau b
Risque d'écoulement préférentiel						
Texture (T)	1.5	Loam sableux	Loam, loam limoneux	Loam argileux, loam limono-sableux	Sable moyen, argile	Sable grossier, Argile lourde
Distance entre les drains, m (D)	1.5	Aucun	>35	25-35	15-25	<15

Calcul de l'IRP

$$\text{IRP} = (F*6)+(S*6)+(P*3)+(PO*2)+(PM*1)+(N*7)+(E*4)+(R*4)+(T*1.5)+(D*1.5)$$

Interprétation et recommandations

IRP	
36-108	Risque très faible ou faible. Les doses de fertilisation doivent être établies de façon à ce que la fertilisation azotée n'excède pas les recommandations du CRAAQ (CPVQ) relatives à l'azote disponible des engrais
109-221	Risque modéré. Si le pourcentage de saturation est inférieur à 10 %, les conditions du risque faible ou très faible s'appliquent. Si le pourcentage de saturation est égal ou supérieur à 10 %, les apports de fertilisant phosphatés ne doivent pas excéder de 40 kg/ha de P total la quantité de P prélevée par la partie récoltée de la plante cultivée.
222-432	Risque élevé. Si le pourcentage de saturation est inférieur à 20 %, les apports de fertilisant phosphatés ne doivent pas excéder de 20 kg/ha de P total la quantité de P prélevée par la partie récoltée de la plante cultivée. Si le pourcentage de saturation est égal ou supérieur à 20 %, les apports de fertilisant phosphatés ne doivent pas excéder la quantité de P, exprimée en P total, prélevée par la partie récoltée de la plante cultivée.
432-576	Risque très élevé. La fertilisation phosphatés ne doit pas excéder la quantité de P, exprimée en P total, prélevée par la partie récoltée de la plante cultivée. En un an, une réduction de un niveau de risque est nécessaire.

Tableau a – Détermination des classes de risque liées à la nature de l'engrais organique, de la période et du mode d'application

Période d'application	Nature de l'engrais organique et mode d'application			
	Incorporation	Travail d'ameublissement au préalable	Engrais solide ou minéral en surface	Engrais organique liquide en surface
Présemis	Faible	Faible	Élevée	Modérée
Pendant la période de croissance des plantes	Très faible	Très faible	Modérée	Élevée
Après la récolte	Modérée	Modérée	Très élevée	Très élevée

Tableau b – Détermination des classes de ruissellement selon l'approche USDA-SCS

Pente (%)	Numéro de courbe de ruissellement				
	<50	50-60	60-70	70-80	>80
<1	Très faible	Très faible	Très faible	Très faible	Modérée
1-2	Très faible	Très faible	Très faible	faible	Modérée
2-4	Très faible	Très faible	faible	Modérée	Modérée
4-8	Très faible	Très faible	Modérée	Élevée	Élevée
8-16	Très faible	faible	Modérée	Très élevée	Très élevée
>16	Très faible	faible	Élevée	Très élevée	Très élevée

Pennsylvanie

Les tableaux et l'information qui suivent sont adaptés de :

Beudet, P., Beaulieu, R., Bélanger, M., Bernier, D., Bolinder, M., Dansereau, P.-P., Émond, C., Giroux, M., Magnan, J., Nadeau, J., et R. Simard, 1998. Proposition de norme sur la fertilisation phosphatée au groupe de travail interministériel - Groupe technique sur la norme sur le phosphore.

Partie A – Outil de tri

	Catégorie	
Test de sol (Mehlich-3)	> 200 mg P/kg	Si oui à une de ces conditions,
Distance contributive	< 150 pi.	continuer à la partie B

Partie B - Facteurs de source

Test de sol	Test de sol mehlich-3 (mg P/kg)				
	Classe du test de sol = 0.2 * Test de sol (mg P/kg)				
Taux de fertilisation	Fertilisant P (lbs P2O5/ acre)				
Taux de fertilisation des engrais de ferme	Fertilisant de ferme P (lbs P2O5/ acre)				
Méthode d'application	0.2	0.4	0.6	0.8	1.0
	Placé ou injecté à plus de 2 pouces	Incorporé < une semaine	Incorporé > une semaine ou non incorporé de avril à oct.	Incorporé > une semaine ou non incorporé de nov. à mars	En surface sur sol gelé ou couvert de neige
	Classe de fertilisation = taux * méthode				
Disponibilité des fertilisants de ferme	0.5	0.8		1.0	
	Fumier traité ou biosolides	Bovin laitier		Volaille/porc	
	Classe de fertilisation de ferme = taux * méthode * disponibilité				

Facteurs sources = Classe du test de sol + Classe de fertilisation + Classe de fertilisation de ferme

Partie C - Facteurs de transport

Érosion	Perte de sol (ton/acre par année)				
Potential de ruissellement	0	2	4	6	8
Drainage souterrain	Très faible	Faible	Moyen	Élevé	Très élevé
	0	1		2	
	Aucun	Un peu		Systématique	
				Ou perméabilité rapide près d'un cours d'eau	
Distance contributive	0	2	4	6	8
	> 500 pi.	500 à 350 pi.	350 à 250 pi.	150 à 250 pi.	< 150 pi
	Somme du transport = Érosion + drainage souterrain + distance contributive				
Modification de la connectivité	0.7	1.0		1.1	
	Bande riveraine à < 150 pi.	Voies d'eau engazonnée ou rien		Connection directe à > 150 pi.	

Facteurs sources = Modification de la connectivité * (Somme du transport/22)

Calcul de l'IRP

IRP = 2 * facteurs de source * facteur de transport

Interprétation et recommandations

IRP	Classe de risque	Interprétation	Gestion
<60	Faible	Si les pratiques agricoles sont maintenues au niveau actuel, la probabilité d'un effet néfaste sur les eaux de surface est basse.	Applications basées sur les besoins en azote
60-79	Moyenne	La probabilité d'un effet néfaste sur les eaux de surface existe. Des mesures devraient être mises en place pour diminuer les pertes de P.	Applications basées sur les besoins en azote
80-100	Élevée	La probabilité d'un effet néfaste sur les eaux de surface est élevée. Des pratiques de conservation des sols et de l'eau et un plan de gestion du phosphore sont nécessaires.	Application de P restreinte aux besoins des cultures
>100	Très élevée	La probabilité d'un impact négatif sur la qualité des eaux de surface très élevé. Toutes les pratiques nécessaires de conservation doivent être mises en place et un plan de gestion du P doit être établi.	Aucune application de P

Vermont

Les tableaux et l'information qui suivent sont tirés de Jokela (2001) :

Jokela, Bill (2001). The Phosphorus Index : A Tool for Management of Agricultural Phosphorus in Vermont. Consulté en ligne : <http://www.uvm.edu/pss/vtcrops/PIndex/PIndex.pdf> en janvier 2006.

Facteurs de source

Caractéristiques du site				
Fertilité P, ppm Morgan modifiée	Faible/nulle (0-8)	Moyenne (8.1-20)	Élevée (20-40)	Très élevée (>40)
Fertilité P, ppm				
Taux de fertilisation (TF) Lbs. P2O5/acre				
Méthode/période de fertilisation (MF)	Injection 0.2	Épandage rotatif et incorporation 0.4	En surface de mai à septembre 0.7	En surface d'octobre à avril 1.0
Aluminium réactif, ppm (Al)	> 80 ppm 0.7	41-80 ppm 0.75	21-40 ppm 0.8	< 20 1.0
Taux de fertilisation organique (TO) Lbs. P2O5/acre				
Méthode/période de fertilisation organique (MO)	Injection 0.2	Épandage rotatif et incorporation 0.4	En surface de mai à septembre 0.7	En surface d'octobre à avril 1.0
Aluminium réactif, ppm (AL2)	> 80 ppm 0.7	41-80 ppm 0.75	21-40 ppm 0.8	< 20 1.0

Facteurs sources = Fertilité P + (TF * MF * Al) + (MP * MO * Al2)

Facteurs de transport

Caractéristiques du site					Facteurs transports				
Érosion (E) tonnes de sol/acre/année (RUSLE)					1.5 * tonnes de sol/acre/année				
Classe de ruissellement (R)	Faible/très faible 4		Moyenne 6		Élevée 8		Très élevée 10		
Fréquence des inondations (I)	Rare/occasionnelle 0		Occasionnelle 3			Très élevée 5			
Largeur de la zone tampon (T), pi.	> 100 0.7		41-100 0.8		16-40 0.9		< 15 1.0		

Facteurs transports = ((E * T) + R + I) / 25 (Valeurs entre 0.1 et 1.0)

Calcul de l'IRP

IRP = facteurs sources * facteurs transports

Interprétation et recommandations

IRP	
<25	Potentiel de transport du P bas . Si les pratiques agricoles sont maintenues au niveau actuel, la probabilité d'un effet néfaste de la perte de P dans les eaux de surface est basse. Recommandations basées sur N sont acceptables
25-50	Potentiel de transport du P moyen . La probabilité d'un effet néfaste de la perte de P dans les eaux de surface existe. Recommandations basées sur N sont acceptables mais des actions devraient être mises en place pour diminuer les probabilités de perte de P.
50-100	Potentiel de transport du P élevé . La probabilité d'un effet néfaste de la perte de P dans les eaux de surface est élevée. Des pratiques de conservation des sols et de l'eau sont nécessaires afin de réduire le risque de perte de P et de dégradation du milieu aquatique. Recommandations basées sur P devraient être introduites.
>100	Potentiel de transport du P et d'un impact négatif sur la qualité des eaux de surface très élevé . Des actions doivent être prises pour réduire le risque de transport du P. Des pratiques de conservation des sols et de l'eau ainsi qu'un plan de gestion doivent être mis en place pour réduire le potentiel de dégradation de la qualité de l'eau. Aucune fertilisation ne doit être appliquée.

Norvège

Les tableaux et l'information qui suivent sont tirés de Bechmann *et al.*, (2003) :

Bechmann, M.E., Krogstad, T., Sharpley, A.N, (2003). A phosphorus Index for Norway : Justification of Factors. Proceedings of the Diffuse Pollution Conference, Dublin, 2003.

Facteurs de source

Caractéristiques du site				
Fertilité P-AI, mg/kg (P)	0.3 * P-AI			
Taux de fertilisation (TF)	kg P/ha			
Méthode de fertilisation (MF)	Injection ou placé à 5 cm ou plus 0.2	Incorporation <18h après application 0.4	Incorporation >18h après application ou en surface de avril à août 0.6	Incorporation >18h après application ou en surface de sept. à mars 0.8
Facteur de fertilisation (FF) = taux de fertilisation * Méthode de fertilisation				
Taux de fertilisation organique (TO)	Kg P/ha			
Méthode de fertilisation organique (MO)	Injection ou placé à 5 cm ou plus 0.2	Incorporation <18h après application 0.4	Incorporation >18h après application ou en surface de avril à août 0.6	Incorporation >18h après application ou en surface de sept. à mars 0.8
Disponibilité du P de la fertilisation organique (DO)	0.5 Faible Traité ou biosolide	0.8 Modéré Bovin	1.0 Élevé Porc et volaille	
Facteur de fertilisation organique (FFO) = Taux de fertilisation organique * Méthode de fertilisation organique * Disponibilité du P de la fertilisation organique				
Résidus de cultures (RC)	Résidus laissés au sol pendant l'hiver, kg/ ha			
Prélèvement (PR)	0.8 Prélèvement>Application	0.8 Prélèvement=Application	0.8 Prélèvement<Application	

Facteurs sources = ((P + FF + FFO + RC)*PR) * (2 pour les sols organiques)

Facteurs de transport

Caractéristiques du site					
Érosion (E) tonnes de sol, tonnes/ha	(Évalué à partir de cartes d'érosion de la Norvège et corrigé/réduit pour les pratiques de gestion agricoles)				
	0.25 * réduction	1 * réduction	5 * réduction	8 * réduction	
Classe de ruissellement (R)	0 Très faible	2 Faible	4 Modéré	6 Élevé	8 Très élevé
Drainage souterrain (D)	0 Faible	1 Un seul drain			2 Drainage systématique ou perméabilité élevée près d'un cours d'eau
Distance contributive (DC)	0 >150	2 150-100	4 100-75	5 75-50	8 <50

Facteurs transport = (E + R + D + DC)

Facteurs de bassin

Caractéristiques du site			
Connectivité (C)	0.7 Bande riveraine	1.0 Voies d'eau engazonnées ou avaloir pour ruissellement	
Précipitation annuelle (PCP)	Facteur de poids des précipitations		
		<u>Précipitation (mm)</u>	<u>Poids</u>
		0-250	0.2
		250 -500	0.4
		500-750	0.6
		7 50-1000	0.8
		1000-1250	1.0
		1250-1500	1.2
	>1500	1.4	

Calcul de l'IRP :

IRP = facteurs sources * facteurs transports * C * PCP

Interprétation et recommandations

IRP	
<60	Potentiel de transport du P faible. Recommandations basées sur N sont acceptables
60-80	Potentiel de transport du P moyen. Recommandations basées sur N sont acceptables.
80-100	Potentiel de transport du P élevé. Recommandations basées sur le prélèvement en P.
>100	Potentiel de transport du P et d'un impact négatif sur la qualité des eaux de surface très élevé. Aucune fertilisation ne doit être appliquée.

Iowa

Les tableaux et l'information qui suivent sont tirés du NRCS (2001) :

NRCS (2001). Iowa Technical Note No.25. Iowa Phosphorus Index. NRCS, Iowa, USA.

Partie A - Facteurs d'érosion

Érosion	Perte de sol (tonnes/acre par année)		
Ratio d'exportation de sédiment	Distance du centre du champs au cours d'eau (pi.) 4 formations géologiques (ratio de 0,01 à 1,00)		
Pratiques de conservation	Terrace	Étangs, avaloirs et stabilisation des talus	Bassins de sédimentation
	0,00	0,05	0,20
Bande riveraine	Moins de 20 pi. 1,0	20 à 75 pi. 0,7	Plus de 75 pi. 0,5
Facteur d'enrichissement	Herbages ou semis-directe avec bande riveraine 1,3	Semis direct sans bande riveraine ou travail du sol avec bande riveraine 1,2	Travail du sol sans bande riveraine 1,1
Test de sol	P total (ppm) = 500 + (3 x test de P) 70 % du P total est considéré biodisponible Facteur obtenu d'un tableau (30 catégories)		

Facteurs d'érosion = Érosion x (Ratio d'exportation ou Pratiques de conservation) x Bande riveraine x facteur d'enrichissement x Test de sol

Partie B - Facteurs de ruissellement

Facteur de Ruissellement	Facteur = $7,99E^{-07}(CN)^3 - 4,84E^{-5}(cn)^2 + 2,65E^{-03}(CN) - 8,5E^{-02}$			
Précipitation	Facteur de précipitation selon le compté Facteur obtenu à partir d'une carte de compté			
Test de sol	Facteur obtenu d'un tableau (30 catégories)			
Facteur d'application	21 taux d,application (0 à 300 lb P ₂ O ₅ /acre) 4 catégories d'application			
	Injecté ou incorporé en 24 heures	Incorporé en une semaine	Appliqué en surface	Appliqué en surface sur sol gelé, couvert de neige, saturé ou sur une plaine inondable
	Facteur obtenu d'un tableau			

Facteurs de ruissellement = Facteur de ruissellement x Précipitation x (Test de sol + Facteur d'application)

Partie C - Facteurs de drainage souterrain

Facteur de débit	Oui		Inconnu		Non	
		Bon drainage (Choix du type de sol)		Mauvais drainage		Mauvais drainage
	1,0	1,0		0,0	1,0	0,0
Précipitation	Facteur de précipitation selon le compté Facteur obtenu à partir d'une carte de compté					
Test de sol	Bray or Mehlich < 100 ppm Or Olsen < 60 ppm 0,1			Bray or Mehlich > 100 ppm Or Olsen > 60 ppm 0,2		

Facteurs de drainage souterrain = Facteur de débit x Précipitation x Test de sol

Calcul de l'IRP :

IRP = facteur érosion + facteur de ruissellement + facteur de drainage souterrain

Interprétation et recommandations

IRP*	
0 - 1	Potentiel de transport du P très faible . Si les pratiques de gestion sont maintenues, l'impact sur des exportations de P sur les ressources hydriques sera faible.
1 - 2	Potentiel de transport du P faible . Si les pratiques de gestion sont maintenues, Même si les exportations de P sont plus élevée que sur les champs ayant une cote très faible, l'impact sur des exportations de P sur les ressources hydriques sera faible.
1 - 2	Potentiel de transport du P moyen . Une dégradation du milieu aquatique est possible. Une attention particulière devrait être portée aux pratiques de conservation et de gestion du P.
5 - 15	Potentiel de transport du P élevé . La dégradation du milieu aquatique sera importante. De nouvelles pratiques de conservation et une gestion amélioré du P est nécessaire pour réduire les risques.
> 15	Potentiel de transport du P très élevé . La dégradation du milieu aquatique sera extrême. Des mesures correctives sont requises afin de réduire les exportations de P vers le milieu aquatique. Toutes les pratiques de conservation des sols et de l'eau nécessaires, en plus d'une gestion amélioré du P basé sur le P soit être mises en place.

* L'unité de cet IRP est lb.âcre par année

Facteurs sources = Modification de la connectivité * (Somme du transport/22)

Calcul de l'IRP

IRP = 2 * facteurs de source * facteur de transport

Interprétation et recommandations

IRP	Classe de risque	Interprétation	Gestion
<60	Faible	Si les pratiques agricoles sont maintenues au niveau actuel, la probabilité d'un effet néfaste sur les eaux de surface est basse.	Applications basées sur les besoins en azote
60-79	Moyenne	La probabilité d'un effet néfaste sur les eaux de surface existe. Des mesures devraient être mises en place pour diminuer les pertes de P.	Applications basées sur les besoins en azote

80-100	Élevée	La probabilité d'un effet néfaste sur les eaux de surface est élevée. Des pratiques de conservation des sols et de l'eau et un plan de gestion du phosphore sont nécessaires.	Application de P restreinte aux besoins des cultures
>100	Très élevée	La probabilité d'un impact négatif sur la qualité des eaux de surface très élevé. Toutes les pratiques nécessaires de conservation doivent être mises en place et un plan de gestion du P doit être établi.	Aucune application de P

Annexe 4 – Équation de perte de sol USLE, RUSLE, RUSLE-CAN et MUSLE

Développé dans les années soixante puis révisée, l'équation universelle des pertes de sol (USLE) (Wischmeier et Smith, 1978) et ses multiples version prévoient le taux moyen d'érosion à long terme de la pente d'un champ en fonction des précipitations, du type de sol, de la topographie et de l'assolement et des pratiques de gestions des cultures. Cette équation empirique ne permet toutefois pas de prédire l'érosion éolienne, l'érosion par ravinement ou la production de sédiment.

La formulation des équations de USLE (Wischmeier et Smith, 1978), de RUSLE (Renard, *et al.*, 1996) et RUSLE-CAN (Wall *et al.*, 2002) se présentent de la même manière (équation a), ce sont principalement les façons de calculer ces facteurs qui diffèrent. RUSLE-CAN est une version modifiée de USLE pour les conditions prévalant au Canada. Une autre variante existe, appelé MUSLE (Williams, 1995) et présenté à l'équation b. Cette dernière fait intervenir les volumes de ruissellement à la place du facteur d'érosivité des précipitations et du ruissellement.

$$USLE = R * K * LS * C * P \quad (\text{équation a})$$

où :

<i>R</i>	Facteur d'érosivité des précipitations et du ruissellement	[MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹]
<i>K</i>	Facteur d'érodabilité des sols	[t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹]
<i>LS</i>	Facteur de longueur et d'inclinaison de la pente	[--]
<i>C</i>	Facteur de gestion des cultures	[--]
<i>P</i>	Facteur des pratiques de soutien	[--]

$$MUSLE = 11.8(Q_{surf} * q_{peak} * area) * K * LS * C * P * CFRG$$

où :

<i>Q_{surf}</i>	Volume de ruissellement	[mm ha ⁻¹]
<i>q_{peak}</i>	Taux de ruissellement maximum	[m ³ s ⁻¹]
<i>area</i>	Aire	[ha]
<i>K</i>	Facteur d'érodabilité des sols	[t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹]
<i>LS</i>	Facteur de longueur et d'inclinaison de la pente	[--]
<i>C</i>	Facteur de gestion des cultures	[--]
<i>P</i>	Facteur des pratiques de soutien	[--]
<i>CFRG</i>	Fraction de fragments grossier	[--]

Le facteur d'érodabilité (*K*) (Wischmeier et Smith, 1978) représente le taux de perte de sol par unité de surface, mesuré sur une parcelle de 3,7 x 22 m. C'est une mesure quantitative de la résistance d'un sol à l'érosion et à l'effet du sol sur les volumes et les débits de ruissellement. Le calcul de *K* est basé sur cinq paramètres : le pourcentage de limon et de sable très fin, le pourcentage de sable, la teneur en matières organiques, la structure et la perméabilité (Wall *et al.*, 2002).

Le facteur de pente (*LS*) est le ratio attendu entre les pertes de sol par unité de surface d'une parcelle de 3,7 x 22 m ayant une pente uniforme de 9 pour cent. Le facteur de pente est calculé à partir de la longueur de pente et de l'inclinaison de la pente. Il existe plusieurs méthodes pour calculer le facteur de pente. La méthode retenue par USLE et MUSLE ne considère qu'une pente simple alors que la méthode pour calculer *LS* de

RUSLE permet de diviser une pente irrégulière en plusieurs segments. Wall *et al.*, (2002) décrivent bien les deux méthodes pour calculer le facteur LS.

Le facteur gestion des cultures (C) est défini comme le ratio des pertes de sol des terres cultivées selon un système de gestion spécifique par rapport aux pertes de sol des terres en jachère continue. Ce facteur est introduit pour rendre compte de la réduction de l'érosivité des pluies par le couvert végétal. Comme pour le facteur LS, il existe plusieurs manières de calculer le facteur C. Alors que MUSLE (Neitsch *et al.*, 2002) fait évoluer un facteur C minimum pour un culture selon la période de croissance et la quantité de résidus au sol, la méthode retenue par RUSLE (Wall *et al.*, 2002) fait plutôt intervenir l'érosivité des pluies (EI) et le rapport de perte de sol (rapport entre la perte de sol à la suite d'une pratique précifique durant la période culturale et la perte de sol d'un sol nu dans un champ similaire).

Le facteur de pratique culturale (P) tient compte de l'activité anti-érosive des pratiques de soutien, comme les terraces et les cultures en pente transversale, les cultures en bandes et les cultures suivant les courbes de niveau. C'est le rapport de la perte de sol liée à un pratique de soutien par rapport à la perte de sol liées aux cultures et aux récoltes et ensemencement en amont et en aval de la pente (Wall *et al.*, 2002). Ce facteur est extrait de tableaux pouvant mettre en relation la pratique, la pente du sol, la culture et le facteur P (Neitsch *et al.*, 2002).

Finalement, CFRG de MUSLE représente la fraction des fragments de plus de 2 mm dans le sol. Il est calculé à partir des données pédologiques (Neitsch *et al.*, 2002).

Annexe 5 – Méthode USDA SCS-CN

Développé afin de prédire les volumes d'eau ruisselé, cette méthode calcule le ruissellement en reliant la réponse de différents types de sol/utilisation du sol pour différents événements de pluie selon la formule qui suit :

$$R = \frac{\left[P - 0.2 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right)^2 \right]}{P + 0.8 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right)}$$

où :

R Volume ruisselé
P Précipitation de l'événement (po.)
CN Numéro de courbe

Le type de sol et l'utilisation du sol ainsi que sont état d'humidité au début de l'événement de pluie sont assimilés à un numéro de courbe qui est calculé à partir des caractéristiques physiques des sols (groupe hydrologique), du type d'utilisation du sol ainsi que de l'état d'humidité des sols au début de l'événement de pluie (Tableau a). Le ruissellement augmente donc proportionnellement au numéro de courbe.

Tableau a – Exemple de détermination des numéros de courbe

Utilisation du sol	Pratique culturale*	Condition Hydrologique	Groupe hydrologique			
			A	B	C	D
Culture en rangée	CSP	Mauvais	72	81	88	91
	CSP	Bon	67	78	85	89
	CSCP	Mauvais	70	79	84	88
	CSCP	Bon	65	75	82	86
	CSCP	Mauvais	66	74	80	82
	CSCP	Bon	62	71	78	81
Céréales	CSP	Mauvais	65	76	84	88
	CSP	Bon	63	75	83	87
	CSCP	Mauvais	63	74	82	85
	CSCP	Bon	61	73	81	84
	CSCP en terrasse	Mauvais	61	72	79	82
	CSCP en terrasse	Bon	59	70	78	81
Plantes fourragères	CSP	Mauvais	66	77	85	89
	CSP	Bon	58	72	81	85
	CSCP	Mauvais	64	75	83	85
	CSCP	Bon	55	69	78	83
	CSCP en terrasse	Mauvais	63	73	80	83
	CSCP en terrasse	Bon	51	67	76	80

* CSP : Cultivé dans le sens de la pente; CSCP : Cultivé dans le sens contraire de la pente

Tableau b – Détermination des classes de ruissellement selon l’approche USDA-SCS

Pente (%)	Numéro de courbe de ruissellement				
	<50	50-60	60-70	70-80	>80
<1	Très faible	Très faible	Très faible	Très faible	Modérée
1-2	Très faible	Très faible	Très faible	faible	Modérée
2-4	Très faible	Très faible	faible	Modérée	Modérée
4-8	Très faible	Très faible	Modérée	Élevée	Élevée
8-16	Très faible	faible	Modérée	Très élevée	Très élevée
>16	Très faible	faible	Élevée	Très élevée	Très élevée

Annexe 6 – La mobilité du phosphore : où en sommes-nous?



Centre de référence en agriculture
et agroalimentaire du Québec

La mobilité du phosphore : où en sommes-nous ?

Un comité d'experts, issu de la Commission *chimie et fertilité des sols* et de la Commission *conservation et gestion des sols* du Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), se penche en ce moment sur la problématique de mobilité du phosphore. Dans le cadre de sa réflexion, le comité souhaite faire le point sur les outils utilisés par les agronomes pour évaluer les risques de transport du phosphore (perte de phosphore dans l'environnement, risque de contamination de l'eau par le phosphore, etc.).

À cette fin, nous faisons appel à vous. Les réponses aux questions suivantes contribueront à constituer un portrait global de la situation et à émettre des recommandations quant aux outils ou acquisitions de connaissance à développer, au bénéfice des intervenants du milieu dont vous faites partie.

Nous apprécierions recevoir votre questionnaire dûment complété pour **le 20 septembre 2005** au lieu du **15 septembre 2005** car nous avons prolongé la période.

Nous vous remercions de votre précieuse collaboration.

***Le Comité ad hoc groupe mobilité phosphore
de la Commission chimie et fertilité des sols
du CRAAQ***

Question 1

Évaluez-vous les risques d'érosion et de contamination de l'eau en relation avec les problèmes de transport du phosphore?

Oui : Si oui, passez à la question 2.

Non : Si non, passez à la question 4.

Question 2

Si oui, quel(s) outil(s) utilisez-vous pour faire un diagnostic de la situation et évaluer ce risque?

Question 3

Seriez-vous disposé à partager votre outil de travail avec les membres de notre groupe de travail?

Oui : Si oui, veuillez le joindre avec le retour du questionnaire complété (voir adresse de retour à la fin du questionnaire) ou nous indiquer ci-dessous le moyen de transmission.

Non : Si non, formulez votre (vos) raison(s).

Question 4

Faites-vous des recommandations relatives au transport du phosphore et au risque inhérent d'érosion et/ou de contamination de l'eau?

Oui : Si oui, passez aux questions 5 et 6.

Non : Si non, passez à la question 7.

Question 5

Si oui, quel(s) outil(s) utilisez-vous pour choisir la ou les solution(s) appropriée(s) et faire des recommandations (fertilisation - dose et méthode d'application, bandes riveraines, aménagement de surface, avaloirs, bassins de sédimentation, etc.)?

Question 6

Faites-vous un suivi des recommandations? Si oui, comment évaluez-vous le succès ou les améliorations apportées par les mesures correctives recommandées?

Oui : []

Non : [] Si non, passez à la question 7.

Si oui, formulez vos explications et commentaires relativement au suivi de recommandations que vous exercez.

Question 7

Aimeriez-vous obtenir plus de support ou acquérir plus de connaissances pour évaluer le risque de contamination de l'eau par le phosphore?

Oui : []

Non : [] Si non, passez à la question 8.

Si oui, identifiez le type de support parmi les suggestions suivantes (**plus d'une case** peut être cochée) :

Accès à une ressource, à une banque de ressources ou à un service spécialisé externe []
(exemple : microtopographie)

Identification précise des zones à risque []

Propositions de solutions avec degré d'efficacité []

Accès à des outils d'aide (logiciel, grille de diagnostic ou autres afin d'avoir une approche et []
une méthode rapide et efficace)

Intégration d'un indicateur de risque de phosphore québécois (IRP québécois) []

Autres : []

Spécifiez :

Question 8

Est-ce que vos moyens actuels (financier, informatique, matériel et équipement, etc.) sont un frein à l'évaluation du risque phosphore?

Oui : []

Non : []

Si oui, croyez-vous que les producteurs agricoles sont prêts à déboursier pour un tel service?

Question 9

Avez-vous des commentaires ou des suggestions à formuler au sujet de la question de la mobilité du phosphore?

Question 10 : Identification du (de la) répondant (e)

(non obligatoire)

Nom:

Employeur :

Adresse postale :

Ville :

Code postal :

Courriel :

Téléphone : ()

Des interrogations ?

Si vous avez des interrogations ou avez besoin d'information supplémentaire afin de compléter le formulaire, vous pouvez joindre l'une des personnes suivantes, membre du groupe de travail *ad hoc* Groupe mobilité phosphore du CRAAQ :

Alexandre Mailloux : mailloux@co-op.ca

Yveline Martin : yveline.martin@oaq.qc.ca

Pierre Beaudet : pierre.beaudet@mapaq.gouv.qc.ca

Adresse de retour :

Faites parvenir le questionnaire à :

Joanne Lagacé, chargée de projets,

et **précisez** «Groupe mobilité phosphore du CRAAQ»

courriel : jlagace@craaq.qc.ca