

Record Number: 16590
Author, Monographic: Larocque, M.//Banton, O.//Rousseau, A. N.//Labchir, R.//Lafrance, P.//Granger, F.//Bédard, J.
Author Role:
Title, Monographic: Évaluation des pertes en phosphore agricole à l'environnement
Translated Title:
Reprint Status:
Edition:
Author, Subsidiary:
Author Role:
Place of Publication: Québec
Publisher Name: INRS-Eau
Date of Publication: 1999
Original Publication Date: Mars 1999
Volume Identification:
Extent of Work: 134
Packaging Method: pages incluant 6 annexes
Series Editor:
Series Editor Role:
Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche
Series Volume ID: 542
Location/URL:
ISBN: 2-89146-318-8
Notes: Rapport annuel 1998-1999
Abstract: Rapport rédigé dans le cadre d'une subvention du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, PARDE 97-4
20.00\$
Call Number: R000542
Keywords: rapport/ ok/ dl

**Évaluation des pertes en phosphore
agricole à l'environnement (PARDE 97-4)
M. Larocque, O. Banton, A. N. Rousseau,
R. Labchir et P. Lafrance (INRS-Eau)
F. Granger et J. Bédard (UDA inc.)
INRS-Eau, Rapport sci. no. 542, Mars 1999**

**ÉVALUATION DES PERTES
EN PHOSPHORE AGRICOLE À L'ENVIRONNEMENT**

PARDE 97-4

**Marie Larocque, Olivier Banton, Alain N. Rousseau,
Rachid Labchir et Pierre Lafrance (INRS-Eau)
François Granger et Josée Bédard (Urgel Delisle et Associés inc.)**

RAPPORT FINAL

**Travaux réalisés dans le cadre d'une subvention
du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec**

Mars 1999

Rapport scientifique no. 542

INRS-Eau

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION	6
2. OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE DU PROJET	7
3. REVUE DES ÉTUDES SUR L'ÉVALUATION DES PERTES DE PHOSPHORE À LA FERME ET À LA PARCELLE	9
3.1 PERTES DE PHOSPHORE À LA FERME	9
3.1.1 Cour d'exercice	9
3.1.2 Amas de fumier	10
3.1.3 Eaux de laiterie	11
3.1.4 Sites de compostage	12
3.1.5 Eaux usées domestiques	12
3.2 PERTES DE PHOSPHORE À LA PARCELLE	13
3.2.1 Formes et modes de transport du phosphore	14
3.2.2 Facteurs influençant les pertes de phosphore	17
3.3 CONCLUSION	24
4. REVUE DES ÉTUDES SUR L'IMPACT DES BANDES RIVERAINES ET DES MARAIS ÉPURATEURS	25
4.1 PROCESSUS DE TRANSPORT ET DE TRANSFORMATIONS DU PHOSPHORE	25
4.2 ATTÉNUATION DU PHOSPHORE DANS LES ZONES TAMPON	27
4.3 EFFICACITÉ DES ZONES TAMPON	29
4.4 CONCLUSION	33
5. SYNTHÈSE DES DONNÉES DISPONIBLES ET IDENTIFICATION DES LACUNES	34
5.1 COURS D'EXERCICE	34
5.2 AMAS DE FUMIER	35
5.3 EAUX DE LAITERIE	35
5.4 SITE DE COMPOSTAGE	36
5.5 RUISSELLEMENT ET ÉROSION	36
5.6 DRAINAGE ET LESSIVAGE	38
5.7 ZONES TAMPON	39
5.7.1 Bandes riveraines	39
5.7.2 Marais épurateurs et autres dispositifs d'atténuation	40
5.8 SYNTHÈSE DES RÉSULTATS DES REVUES DE LITTÉRATURE	41
6. REVUE DES MÉTHODES EXISTANTES DE SIMULATION DU DEVENIR DU PHOSPHORE	43
6.1 CREAMS	43
6.2 FERTISOL	43
6.3 FÈCES	43

6.4 CHEPTEL	44
6.5 GIBSI	44
6.6 INDICE DE PHOSPHORE	44
6.7 CONCLUSION	45
7. IDENTIFICATION DES ATTENTES DES UTILISATEURS POTENTIELS	46
8. MÉTHODE D'ÉVALUATION DES PERTES DE PHOSPHORE	47
8.1 FORME DE PHOSPHORE SIMULÉE	47
8.2 PROCESSUS REPRÉSENTÉS	48
8.3 PERTES DE PHOSPHORE À LA FERME	48
8.3.1 Cours d'exercice	49
8.3.2 Amas de fumier	50
8.3.3 Eaux de laiterie	51
8.3.4 Sites de compostage	51
8.3.5 Système d'épuration des eaux usées de la ferme	51
8.4 PERTES DE PHOSPHORE À LA PARCELLE	52
8.4.1 Apport de phosphore par les fertilisants	52
8.4.2 Phosphore disponible dans le sol	53
8.4.3 Prélèvement du phosphore par les plantes	54
8.4.4 Pertes de phosphore par ruissellement et érosion	55
8.4.5 Pertes de phosphore par drainage et lessivage	56
8.4.6 Atténuation par la bande riveraine	57
8.4.7 Bilan hydrique	58
9. PRÉSENTATION DE L'OUTIL INFORMATIQUE LOPHOS	59
9.1 INFORMATIONS GÉNÉRALES	59
9.1.1 Caractéristiques techniques de l'outil	59
9.1.2 Procédure d'installation	59
9.2 PAGE D'ACCUEIL	59
9.3 PERTES DE PHOSPHORE À LA FERME	60
9.3.1 Cours d'exercice	61
9.3.2 Amas de fumier	61
9.3.3 Eaux de laiterie	62
9.4 PERTES DE PHOSPHORE À LA PARCELLE	62
9.4.1 Caractéristiques du site	62
9.4.2 Culture et fertilisants	64
9.5 EXÉCUTION ET RÉSULTATS	67
9.5.1 Tableau synthèse	67
9.5.2 Graphique	67
9.5.3 Pointes de tarte	67
9.6 FICHIER DE DONNÉES	68
9.7 AIDE EN LIGNE	69
10. UTILISATION NON-INFORMATISÉE	70
10.1 PERTES DE PHOSPHORE À LA FERME (FICHE TECHNIQUE 1)	70
10.2 PERTES DE PHOSPHORE À LA PARCELLE (FICHE TECHNIQUE 2)	71

11. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	75
12. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	78
13. ANNEXE 1. GRILLES DE RÉFÉRENCE DES PERTES À LA FERME ET À LA PARCELLE.....	92
14. ANNEXE 2. TABLEAU SYNTHÈSE : REVUE SUR LES ZONES ÉPURATRICES	101
15. ANNEXE 3. INDICE DES RISQUES DE PERTES EN PHOSPHORE	113
15.1 INDICE DE PHOSPHORE SELON LA MÉTHODE AMÉRICAINE.....	113
15.2 INDICE DE PHOSPHORE SELON LA MÉTHODE CANADIENNE.....	115
15.3 LIMITES DU MODÈLE DE L'INDICE DU PHOSPHORE.....	118
15.4 AUTRES INDICES ET OUTILS	120
16. ANNEXE 4. ORGANIGRAMME DE L'OUTIL LOPHOS	122
17. ANNEXE 5. CALCUL DU BILAN HYDRIQUE	124
17.1 CALCUL DU LESSIVAGE ET DU RUISSELLEMENT	124
17.2 CALCUL DE LA FRACTION DRAINÉE.....	127
18. ANNEXE 6. FICHES TECHNIQUES POUR LES CALCULS MANUELS	128

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Pertes annuelles moyennes de sol à trois stations d'essai.....	15
Tableau 2. Phosphore perdu sous différents scénarios.....	19
Tableau 3. Effets de la rotation sur le ruissellement et l'érosion.....	19
Tableau 4. Taux d'abattement des flux de P selon le type de zone riveraine.....	32
Tableau 5. Taux d'abattement des flux de P selon la largeur de la zone riveraine.....	32
Tableau 6. Coefficients de pertes reliées aux cours d'exercice.....	34
Tableau 7. Coefficients de pertes reliées aux amas de fumier.....	35
Tableau 8. Coefficients de pertes reliées aux eaux de laiterie.....	36
Tableau 9. Coefficients de pertes reliées aux sites de compostage.....	36
Tableau 10. Coefficients de pertes reliées au ruissellement et à l'érosion.....	37
Tableau 11. Coefficients de pertes reliées au drainage et au lessivage.....	39
Tableau 12. Efficacité des bandes riveraines (climats nordiques).....	40
Tableau 13. Efficacité des marais épurateurs (climats nordiques).....	41
Tableau 14. Degré de connaissance des différents processus représentés.....	42
Tableau 15. Caractéristiques des déjections des animaux en cour d'exercice.....	50
Tableau 16. Contenu en phosphore des engrais de ferme.....	52
Tableau 17. Coefficients d'efficacité des engrais de ferme.....	52
Tableau 18. Prélèvement du phosphore par les cultures.....	54
Tableau 19. Classe de risque associée à la saturation du sol en phosphore.....	56
Tableau 20. Liste des régions climatiques.....	60
Tableau 21. Liste des types d'animaux présents dans la cour d'exercice.....	61
Tableau 22. Liste des types de sol.....	63
Tableau 23. Liste des cultures.....	65
Tableau 24. Contenu en phosphore des engrais de ferme.....	66
Tableau 25. Coefficient 1. Pertes par ruissellement.....	71
Tableau 26. Coefficient 2. Conversion des unités.....	71
Tableau 27. Coefficient 3. Coefficients d'efficacité des fertilisants.....	72
Tableau 28. Coefficient 4. Disponibilité du phosphore pour le lessivage et le drainage.....	73
Tableau 29. Coefficient 5. Fraction drainée.....	73
Tableau 30. Coefficient 6. Atténuation par la bande riveraine.....	74

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Schéma du transport du P par ruissellement (Sharpley <i>et al.</i> , 1996)	26
Figure 2. Milieu humide riverain (Ministère des Richesses Naturelles de l'Ontario et Environnement Canada, 1984).....	27
Figure 3. Processus représentés dans l'outil.....	48
Figure 4. Boîte de dialogue décrivant les activités à la ferme.....	60
Figure 5. Boîte de dialogue décrivant les caractéristiques du site.....	62
Figure 6. Boîte de dialogue décrivant les fertilisants et la culture.....	64

1. INTRODUCTION

Dans le contexte agricole, les pertes de phosphore à l'environnement proviennent soit de sources ponctuelles constituées principalement par les lieux d'entreposage des résidus d'élevage, soit de sources diffuses liées à l'élimination ou à la valorisation aux champs de ces résidus. Les pertes qui surviennent occasionnent ou favorisent des impacts tels la prolifération des plantes macrophytes dans les fossés de ferme, l'eutrophisation des cours d'eau et des lacs, et la perte de certains usages naturels ou humains des systèmes aquatiques (affectation des écosystèmes naturels, baisse de la qualité des eaux de consommation, etc.).

L'étude des pertes de phosphore à l'environnement a fait l'objet de nombreuses recherches dans les dernières années, générant un grand nombre d'informations touchant les différents aspects de la problématique. Malheureusement, ces études et leurs résultats, qui ont pour la plupart concerné un aspect spécifique de cette problématique, n'ont pas encore conduit à la mise en place d'une méthode rationnelle et efficace favorisant la diminution de ces pertes. Ceci est dû, pour la plus grande part, au fait que peu ou pas d'études ont abordé la problématique dans son ensemble. Les solutions apportées ou proposées ne contribuant alors qu'à comprendre ou résoudre un aspect particulier. De plus, peu ou pas d'études ont été réalisées au Québec sur certains aspects de la problématique, tel que par exemple la performance des systèmes d'atténuation des pertes par ruissellement (bandes riveraines et marais épurateurs).

La problématique globale du devenir environnemental du phosphore agricole peut être scindée en quatre aspects qui peuvent être abordés de façon distincte, facilitant ainsi leur approche et leur solution. Deux aspects concernent la génération potentielle d'impacts (sources ponctuelles liées à l'entreposage et sources diffuses liées à l'épandage), tandis que deux autres aspects concernent la capacité naturelle ou aménagée d'atténuation des milieux concernés par les pertes (rôle des zones riveraines des cours d'eau, utilisation de bassins de confinement et de traitement).

Bien que le secteur économique agricole manifeste son désir de participer à une réduction de ses impacts sur l'environnement, les méthodes et les outils permettant d'orienter les interventions dans ce domaine sont pour ainsi dire inexistantes. La mise à disposition d'un outil simple et réaliste pouvant servir de guide aux différents conseillers en agriculture serait un allié précieux à la démarche de réduction des impacts. Cependant, un tel outil doit concerner l'ensemble des aspects impliqués dans la problématique du phosphore et conduire à la proposition de solutions réalistes et pertinentes pouvant être mises en place.

2. OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE DU PROJET

Dans ce contexte, les objectifs généraux de cette étude sont d'ordres environnemental, scientifique et technologique. Au niveau environnemental, cette étude vise à prédire les pertes potentielles en phosphore d'origine agricole et, ainsi, à réduire les impacts sur l'écosystème et des pertes d'usage naturel et anthropique des eaux. Au niveau scientifique, l'étude vise une synthèse des différentes connaissances et l'identification des lacunes d'informations, dans le contexte spécifique du Québec ou dans des contextes climatiques similaires. Au niveau technologique, cette étude devrait permettre l'orientation et le conseil de mesures de correction et de protection, et d'ouvrir la voie à un ensemble de mesures et d'alternatives aux pratiques dommageables.

Spécifiquement, ce projet vise à fournir une méthode pour l'évaluation des pertes de phosphore provenant des sources ponctuelles (lieu d'entreposage) ou diffuses (champs d'épandage) et de la performance des dispositifs d'atténuation naturels ou aménagés (zones tampons). Cette méthode d'évaluation est intégrée sous la forme d'un outil d'aide à la gestion développé sur la base des connaissances actuelles. Pour cela, une revue critique est réalisée sur l'ensemble des études menées au Québec ou dans les contextes voisins.

Le premier objectif spécifique est donc de réaliser une synthèse critique des études ayant traité dans le contexte québécois et les contextes voisins des pertes à la ferme et à la parcelle ainsi que de l'atténuation des pertes par les systèmes riverains des cours d'eau et autres dispositifs de filtration et de retenue. Le second objectif spécifique vise le développement d'une méthode d'évaluation des pertes potentielles de phosphore basée sur la prise en compte des processus dominant le devenir du phosphore ainsi que sur l'utilisation des paramètres les plus influents et facilement quantifiables et menant à la mise à disposition d'un outil pratique et accessible. La réalisation de ce projet comporte donc deux principaux volets, répondant à chacun des objectifs spécifiques.

Le premier volet traite de la revue critique et de la synthèse des différentes études concernant les pertes environnementales de phosphore, qui ont été réalisées au Québec ou dans des contextes régionaux ou pédo-climatiques voisins. L'ensemble des études existantes et disponibles est analysé de manière critique et approfondie afin d'identifier les circonstances et de quantifier l'importance des pertes environnementales de phosphore dans les contextes d'entreposage et d'épandage. Une recherche bibliographique extensive est réalisée et conduit à la collation des études pertinentes (rapports, articles, conférences). La revue critique de ces études a conduit à une synthèse de leurs résultats et à une évaluation de leur pertinence en regard des objectifs visés par la présente étude. Plus particulièrement, les aspects des études traitant des points suivants sont analysés : pertes liées aux différents modes d'entreposage et aux différents types de résidus d'élevage (pertes à la ferme) ; pertes reliées à l'épandage aux champs des résidus d'élevage ainsi que les modes d'exportation de ces pertes (pertes à la parcelle) ; performance des zones riveraines et

autres dispositifs dans l'atténuation des charges parvenant aux écosystèmes. Des tableaux synthèses sont présentés, soulignant les valeurs obtenues des études disponibles. Ces tableaux permettent entre autres l'identification des lacunes existant au niveau de ces connaissances et de celles requises pour l'évaluation des pertes et pour le développement d'une approche.

Le second volet de ce projet comporte une revue des méthodes existantes ou proposées pour l'évaluation des pertes de phosphore et le développement proprement dit de la nouvelle méthode d'évaluation. La revue des méthodes existantes ou proposées concernera l'évaluation des pertes de phosphore reliées aux lieux et modes d'entreposage et aux épandages aux champs, ainsi que l'évaluation des performances des systèmes naturels (bandes riveraines, milieux humides) ou aménagés (fossés, bassins, marais auto-épurateurs). Les avantages et les inconvénients de ces différentes approches sont discutés de manière à orienter les caractéristiques de la méthode à développer. La méthode développée intègre les représentations les plus adaptées à la connaissance ou à la méconnaissance des différents processus et phénomènes. La méthode est fournie sur deux supports différents : un outil informatique d'aide à la gestion et un guide constitué par un système de tableaux et d'abaques pratiques. Ce double format de la méthode permet à la fois une large diffusion et une grande facilité d'utilisation quels que soient les moyens à la disposition des utilisateurs potentiels.

3. REVUE DES ÉTUDES SUR L'ÉVALUATION DES PERTES DE PHOSPHORE À LA FERME ET À LA PARCELLE

La revue des études sur l'évaluation des pertes de phosphore à la ferme et à la parcelle a fait l'objet d'un rapport d'étape (Bédard *et al.*, 1999). L'essentiel de cette revue est repris dans les paragraphes qui suivent.

3.1 PERTES DE PHOSPHORE À LA FERME

Outre les mouvements potentiels du phosphore des sols agricoles vers les milieux aquatiques, il peut y avoir des sources de contamination, plus ponctuelles celles-là, au niveau des résidences, des bâtiments de ferme et des ouvrages connexes : cours d'exercice des animaux, bâtiments d'élevage, structures d'entreposage des effluents d'élevage, laiteries de ferme sites de compostage à la ferme, systèmes d'épuration des eaux usées des résidences et structures d'entreposage d'aliments tel l'ensilage (Hayman, 1989 ; Lagacé, 1989 ; Cournoyer *et al.*, 1990 ; Cournoyer et Racine, 1994 ; Gagnon et Elustando, 1994 ; AAC et MAPAQ, 1995a, 1995b ; Piché et Gangbazo, 1995 ; Palmer et Rising, 1996)

Une revue de littérature relativement complète de ces éléments a été présentée par Cluis *et al.* (1993) et il semble que peu de nouvelles données soient disponibles depuis, pour des conditions similaires à celles du Québec. De façon générale, la littérature étudiée permet d'évaluer les rejets moyens, mais il n'est pas possible d'obtenir des données précises pour tous les cas pouvant être rencontrés sur les exploitations agricoles québécoises. Seules les principales sources de rejets de phosphore sont discutées ci-après. Une grille synthèse des diverses données retrouvées dans la littérature est présentée à l'Annexe 1.

3.1.1 Cour d'exercice

Au Québec, suite à une enquête téléphonique, Cournoyer *et al.* (1990) ont évalué à environ 13 300 le nombre de cours d'exercice pour bovins. Ce qui correspondait à environ 1 500, 8 300 et 3 500 cours d'exercice pour les vaches laitières, les vaches de boucherie et les bouvillons respectivement. Toujours selon ces auteurs, environ 90 % des cours sont non pavées. Par ailleurs, selon le règlement sur la pollution d'origine agricole (MEF, 1997) une cour d'exercice est définie comme « l'enclos ou la partie d'enclos où la concentration d'animaux excède 5 kg de poids vif par mètre carré ». À cette densité animale, il n'est pas possible d'y entretenir de végétation et les eaux de ruissellement peuvent être suffisamment chargées en phosphore pour justifier leur traitement ou leur entreposage (USDA, 1975 ; Lagacé, 1989 ; Cournoyer *et al.*, 1990 ; Cluis *et al.*, 1993).

Les pourcentages de pertes annuelles suggérés par Cournoyer *et al.* (1990), suite à une revue de littérature, sont présentés à l'Annexe 1. Pour sa part, lors d'un suivi sur la qualité du ruissellement (mars à novembre 1987), Lagacé (1989) a mesuré des rejets totaux, pour la période, de l'ordre de 9.7 kg de phosphore total (concentration moyenne de 24.1 mg/l) et de 6.5 kg de phosphore dissous (concentration moyenne de 17.0 mg/l) à la sortie d'une cour d'exercice de 750 m² avec une pente de 3 %. Cette cour était utilisée par 75 bouvillons (densité animale de 25 m²/u.a.). Cluis *et al.*, 1993 estiment que les pertes mesurées par Lagacé (1989) correspondent à 0.32 kg P total/u.a.-an (ou 1 % de la quantité totale générée sur la cour). Coote et Hore (1977), cités par Cluis *et al.* (1993) ont obtenu des données semblables soit 0.2 et 0.38 kg/ P total/u.a.-an (0.7 et 1.3 % de la quantité totale) pour des densités animales de 4.5 et 11.3 m²/u.a. respectivement.

3.1.2 Amas de fumier

En principe, l'entreposage des déjections animales et des litières dans des structures étanches avec stockage des écoulements (lixiviats, ruissellements) s'il y a lieu, ne cause pas de rejets de phosphore à l'environnement. Dans ce cas, l'entreposage n'a pas à être considéré dans l'évaluation des pertes.

Toutefois, plusieurs fermes n'ont pas encore de structures d'entreposage conformes aux critères établis au Québec. En 1986, 80 % des exploitations avec une gestion sur lisier et seulement 30 % des exploitations avec une gestion sur fumier possédaient un système d'entreposage adéquat (Piché et Gangbazo, 1995). Par ailleurs, pour profiter du programme d'aide du gouvernement, les exploitations non conformes devront se doter d'un système adéquat d'ici le 31 mars 2003 ou avant, selon la taille de leur cheptel (MAPAQ, 1998).

Quelques études québécoises présentent des données concernant les pertes réelles ou potentielles de phosphore provenant des amas de fumier stockés sans confinement des eaux contaminées. Piché et Gangbazo (1995) ont suivi trois sites d'entreposage de fumier de bovins laitiers sur une période de 3 ans. Deux de ces sites étaient constitués d'une dalle de béton avec une montée d'écurieur, l'autre était constitué d'une surface en sol avec un piston. Aucune des structures ne permettait de retenir les eaux contaminées. Dans le cas des dalles de béton avec montée d'écurieur, ils ont évalué les rejets de phosphore total à environ 0.9 kg/u.a.-an et 1.3 kg/u.a.-an alors que ces rejets étaient de 0.6 kg/u.a.-an pour l'entreposage sur le sol avec un piston. Ces rejets correspondaient respectivement à 5, 6 et 3 % du phosphore total entreposé sur les sites.

De leur côté, Gagnon et Elustando (1994) ont calculé, à partir d'analyses chimiques et d'un bilan massique, que l'écoulement des amas de fumiers pouvait représenter des pertes de phosphore total de 1.4 et 4.4 % de la quantité totale entreposée pour une structure d'entreposage en sol et en béton respectivement. Toutefois, pour les fins d'un

bilan massique global, ils ont retenu des pertes totales à l'entreposage correspondant à 25.8 et 18.2 % pour ces mêmes structures respectivement.

Pour leur part, Cournoyer *et al.* (1990) ont, suite à une revue de littérature, attribué à divers modes d'entreposage du fumier, différents pourcentages de pertes annuelles de phosphore par rapport à la quantité totale entreposée. Ces coefficients de perte varient de 1.5 à 4 % pour le ruissellement. Un coefficient de 0.5 % a également été attribué au lessivage pour les amas sur le sol.

3.1.3 Eaux de laiterie

Les effluents des laiteries de fermes peuvent représenter une source importante de contamination des plans d'eau par le phosphore. Dans le sud-ouest de l'Ontario, les eaux de laiterie représenteraient une charge moyenne de 30 à 35 kg P total/an par ferme laitière (UTRCA, 1987 et 1989). Cette considération rejoint les résultats de l'étude de Cournoyer et Racine (1994) qui obtenaient une charge moyenne d'environ 0.3 à 0.5 kg P total/an.vache en lactation (54 à 91 mg P total/l d'effluent), ce qui correspondrait à une charge de l'ordre de 20 à 35 kg P total/an pour un troupeau de 70 vaches en lactation. UTRCA (1989) mentionne également que dans le sud-ouest de l'Ontario, en 1989, on estimait que 60 à 80 % des fermes laitières rejetaient leurs eaux de laiterie directement dans l'environnement. Cela représentait un rejet total pour cette région d'environ 150 t P/an. En comparaison, le Canada et les États-Unis ont signé en 1978, une entente concernant la qualité des eaux des Grands Lacs, visant pour 1990 une réduction de 200 t des charges annuelles en phosphore provenant de sources agricoles ontariennes (UTRCA, 1987).

Au Québec, en 1996, il y avait 11 557 fermes possédant des vaches laitières pour un total de 471 855 vaches (Statistiques Canada, 1997). En appliquant les mêmes taux de rejets que dans le sud-ouest de l'Ontario, les eaux de laiterie représenteraient des rejets annuels de phosphore de l'ordre de 200 à 300 t à travers le Québec. Les eaux de laiterie pourraient donc représenter une source importante de contamination des milieux aquatiques par le phosphore et devraient être considérées à court terme dans les modèles d'évaluation de risques ou de pertes (Hayman, 1989 ; Cluis *et al.*, 1993 ; Palmer et Rising, 1996).

Cournoyer et Racine (1994) ont évalué la quantité de phosphore rejetée à divers stades d'un système de traitement des eaux de laiterie. Ces données sont présentées à l'Annexe 1 et proviennent d'un suivi de 56 mois réalisé sur deux fermes laitières sur lesquelles un système d'épuration était installé. Les eaux de laiterie étaient déversées dans une trappe à graisse suivie d'une fosse septique et d'un champ d'épuration dont l'effluent était rejeté au fossé. Pour une ferme, le champ d'épuration était un filtre à sable classique, alors que pour l'autre, il s'agissait d'un élément épurateur modifié avec un système de drainage sous-jacent. Il est à noter que les variations entre les quantités de P pourraient être dues en partie à la gestion de chaque exploitation et à l'élément

épurateur utilisé. Enfin, les auteurs mentionnent que, suite à d'autres essais, le remplacement de l'acide phosphorique par de l'acide de maïs pour le lavage des équipements, a permis de réduire les rejets en phosphore de l'ordre de 30 à 40 %.

3.1.4 Sites de compostage

Le compostage des fumiers pailleux à la ferme fait partie des options de gestion qui s'offrent aux producteurs agricoles. Cette activité présente toutefois certains risques de pertes de phosphore à l'environnement. Dans une étude de régie du fumier de bovins laitier, Gagnon et Elustondo (1994) ont réalisé des essais de compostage au champ avec du fumier très pailleux et du fumier peu pailleux. Dans le cas du fumier très pailleux, pour une période de compostage estivale de 116 jours, ils ont obtenu une perte moyenne de l'ordre de 0.8 % du phosphore initialement présent dans les andains. Dans le cas du fumier peu pailleux, pour une période de compostage estivale de 151 jours, ils ont obtenu une perte moyenne de l'ordre de 1.7 % du phosphore initialement présent dans les andains. Selon ces auteurs, les pertes en phosphore étaient principalement liées à la lixiviation dans les andains. Dans les deux cas, les fermes laitières participantes utilisaient du phosphate naturel dans l'étable à raison de 0.5 kg/u.a.-jour après l'écurage du fumier. Ce produit utilisé pour le contrôle des odeurs et la conservation de l'ammoniac a donc contribué à enrichir le fumier en phosphore. La contribution de ce produit aux pertes de phosphore observées n'a pas été déterminée.

Dans une étude sur le compostage du fumier de bovins, le CRIQ (1995) a évalué, à partir de bilans massiques, des pertes en phosphore de l'ordre de 12 à 20 % pour des andains de compost non couverts. Les pertes étaient inférieures à 5 % lorsque le compostage était réalisé sous abri. Par ailleurs, une des principales conclusions de l'étude est, qu'à moins d'utiliser des quantités massives de litière, il n'est pas possible d'éviter la lixiviation dans les andains.

3.1.5 Eaux usées domestiques

Selon Hayman (1989), des installations septiques domestiques inadéquates ou défectueuses contribueraient pour 5 à 11 % de la charge totale en phosphore rejetée dans trois bassins versants situés au nord de London, Ontario. Pour leur part, Kollaard et Malcolm (1996) mentionnent que les installations septiques domestiques sont une source importante de contamination en phosphore du lac Upper Rideau. Selon eux, une texture inadéquate ou une capacité de fixation du sol utilisé pour le champ d'épuration ayant diminué avec le temps pourrait être en cause.

Un suivi d'un an réalisé dans le comté de Gatineau, Québec, pour une maison de six chambres à coucher (dix personnes), montre que l'efficacité moyenne d'une fosse septique pour retenir les phosphates totaux ($\text{PO}_4\text{-P}$) n'est que de l'ordre de 25 % (Viraraghavan, 1976). Cela correspond aux résultats de l'étude de Cournoyer et Racine

(1994) qui ont obtenu une efficacité d'environ 10 à 15 % de la fosse septique pour retenir le phosphore total des eaux de laiterie de ferme. Une charge relativement importante de phosphore peut donc atteindre le champ d'épuration saturer le sol avec les années.

Les données fournies par Viraraghavan (1976) permettent d'évaluer un rejet annuel moyen d'environ 5 kg PO₄-P (10.5 mg PO₄-P/l en moyenne), à la sortie de la fosse septique étudiée, ce qui correspondrait à environ 0.8 kg PO₄-P/an-chambre à coucher. Toutefois, aucune donnée n'est fournie pour ce qui est de l'efficacité du champ d'épuration. Pour un champ d'épuration récent (0 à 5 ans), utilisé dans le traitement des eaux de laiterie, Cournoyer et Racine (1994) ont obtenu une efficacité moyenne d'enlèvement du phosphore de 70 % pour un filtre à sable classique et de 30 % pour un élément épurateur modifié (avec drainage).

En Abitibi, Bourque et Marcil (1990) ont évalué l'efficacité des filtres à sable classiques pour le traitement des eaux usées de trois résidences isolées. Pour ce qui est de l'enlèvement du phosphore, l'efficacité moyenne était de 61.3 ± 20.4 , 38.1 ± 33.1 et 69.1 ± 101 % pour des filtres à sable de 8, 4 et 1 ans respectivement. La concentration de l'effluent des fosses septiques (affluent des filtres) variait d'environ 4 à 24 mg P total/l dans tous les cas. La concentration dans l'effluent des filtres à sable variait quant à elle de 0.6 à 186, 0.08 à 47 et 1.2 à 6.5 mg P total/l pour les filtres de 8, 4 et 1 ans respectivement. La charge résiduelle moyenne était de l'ordre de 7.9 ± 11 , 7.4 ± 4.4 et 2.2 ± 0.4 g P total/j respectivement pour ces mêmes filtres. En se basant sur ces dernières données, le rejet à l'environnement de phosphore total d'une résidence isolée pourrait être de l'ordre de 0.8 à 2.9 kg P total/an-résidence lorsqu'un filtre à sable classique est utilisé.

3.2 PERTES DE PHOSPHORE À LA PARCELLE

Dans un premier temps, cette section présente de façon simplifiée les principaux modes de transport du phosphore hors d'une parcelle. Par la suite, on présente les données concernant les pertes de phosphore en fonction des différents facteurs. Ces informations sont complétées par une grille de référence des quantités de phosphore pouvant être perdues en fonction des pratiques culturales et des caractéristiques des sols telles que retrouvées dans la littérature (Annexe 1).

Il est à noter qu'à partir de la littérature, il n'est pas simple de dissocier les diverses interactions entre les facteurs pouvant entraîner le mouvement du phosphore hors d'une parcelle. Cette problématique a déjà été soulevée par un certain nombre d'experts qui ont élaboré les modèles d'indices de phosphore (Annexe 3). Il a été observé en effet que la plupart des études présentant des données sur les pertes de phosphore, touchent à plusieurs facteurs interagissant de façon plus ou moins contrôlée les uns sur les autres. Aussi, dans les sections qui suivent, les données de pertes de

phosphore sont présentées en fonction des principaux facteurs considérés dans les modèles d'indice de phosphore.

3.2.1 Formes et modes de transport du phosphore

Selon les spécialistes des sols de l'Université du Minnesota, les nombreuses formes de phosphore du sol peuvent être regroupées en trois classes, soit : (1) le P en solution, (2) le P actif, et (3) le P fixé. Le P en solution (phosphore soluble à l'eau) qui représente une très petite quantité (fraction d'une livre/acre) dans le sol est la classe qui comprend l'orthophosphate qui est disponible aux plantes (y compris les algues) et qui se déplace très peu (2.5 cm) dans le sol durant une saison de végétation. Cette assertion est contredite par Rivest et Leduc (1998) qui soutiennent que le P de cette classe peut voyager et se retrouver dans les cours d'eau. Le P actif (phosphore assimilable extrait au Mehlich-3) constitue la phase solide retrouvée dans la solution du sol qui entoure les particules. Dans cette classe, le P est disponible à moyen terme. C'est la classe qui rend le sol fertile en phosphore. C'est la principale source d'approvisionnement en P des plantes. Le sol en contient jusqu'à quelques centaines de livres à l'acre. La forme inorganique de P qu'elle contient est adsorbée aux particules du sol ; sous cette forme il peut aussi y avoir désorption du P. Le P fixé est relativement stable et comprend des composés très insolubles et des composés organiques qui résistent à la minéralisation (Brusman *et al.*, 1998). C'est la classe de P la moins disponible et dans laquelle se trouve la majorité du P qui devient disponible seulement à long terme.

Les pertes de phosphore dans les parcelles agricoles sont associées principalement à trois modes de transport par l'eau et à deux classes générales de phosphore. Il s'agit de l'érosion (phosphore particulaire, PP, i.e. lié aux particules du sol), du ruissellement de surface et souterrain (phosphore dissous, Pd) ainsi que du lessivage (Pd) (Bolinder *et al.*, 1998 ; SERA-17, 1998 ; MAPAQ, 1996). Le Pd est considéré comme totalement biodisponible ou presque (Bernard, 1998). On estime que la majeure partie de la contamination des milieux aquatiques par ces modes de transport provient surtout de l'entraînement d'une partie du phosphore (PP et Pd) présente dans les premiers centimètres (< 5 cm) de la surface du sol (SERA-17, 1998). L'érosion et le ruissellement peuvent également entraîner le phosphore vers les eaux souterraines ou de drainage via la macroporosité présente dans certains sols. Le lessivage entraîne le Pd par l'infiltration et la percolation des eaux dans le sol (Bolinder *et al.*, 1998 ; Sims *et al.*, 1997). Un nombre important de facteurs peut influencer le transport du phosphore par l'eau, soit le climat, le couvert végétal, les pratiques culturales, le type de sols, la topographie, etc., ce qui rend la conception de modèles, même les plus simples, relativement complexe (Bolinder *et al.*, 1998 ; SERA-17, 1998).

Selon une étude effectuée en Ontario, l'érosion des sols produirait pour 40 à 60 % des pertes de phosphore en milieu agricole (Hayman, 1989). Bien que l'érosion éolienne entraîne une dégradation importante des sols et permette le transport de particules de sol auxquelles peut être lié le phosphore, l'érosion hydrique constitue le mode de

transport du P privilégié, vers les plans d'eau. L'impact des gouttes de pluie sur le sol est le facteur principal qui déclenche l'érosion. L'érosion hydrique survient lorsque le volume d'eau libéré par les précipitations ou le ruissellement dépasse la capacité d'absorption du sol.

Selon certaines recherches de l'université du Minnesota, l'enrichissement en P des eaux par l'érosion peut être six fois plus élevé sur des sols de texture fine que sur des sols de texture grossière. Effectivement, l'érosion hydrique entraîne de façon préférentielle les particules les plus légères, c'est-à-dire les argiles et les substances organiques. Ainsi, les sols de texture fine tels les loams argileux, loams limono-argileux, argiles limoneuses et argiles du Minnesota sont très sujets à libérer de grandes quantités de P dans les plans d'eau suite à l'érosion ou au ruissellement (Randall *et al.*, 1998 ; Peterson et Swan, 1977). Ce sont principalement les sédiments qui transportent le phosphore lorsque le phénomène d'érosion se produit (Peterson et Swan, 1977) avec des proportions de 75 à 97 %. De même, Holt *et al.* (1977) rapportent un pourcentage de Pd par rapport au PP variant selon le taux d'érosion associé à différents modes de cultures : 97.1 % pour le foin en rotation, 4.6 % pour l'avoine en rotation, 2.7 % pour le maïs en rotation, 2.2% pour le maïs en continuité et 0.6 % pour la jachère.

La pente du terrain contribue également à l'érosion par l'eau. Des expériences menées au Québec en Estrie, dans Charlevoix et au Lac-Saint-Jean ont permis de révéler les quantités de terre perdue selon différents scénarios de pentes et selon les cultures ensemencées (Tableau 1).

Tableau 1. Pertes annuelles moyennes de sol à trois stations d'essai

TRAITEMENT	TERRE ÉRODÉE (kg/ha)
Loam Taillon, Saint-Cœur-de-Marie sur pente 18 % (6 ans)	
Prairie permanente	3
Foin (perpendiculairement à la pente)	11
Foin (sens de la pente)	9
Céréales (perpendiculairement à la pente)	150
Céréales (sens de la pente)	500
Sol nu	34 000
Loam sablo-graveleux Charlevoix, Cap-aux-Corbeaux sur pente 15 % (10 ans)	
Prairie	60
Foin	560
Céréales	3 800
Pomme de terre (perpendiculairement à la pente)	3 300
Pomme de terre (sens de la pente)	6 000
Sol nu	28 000
Loam argileux Coaticook, Lennoxville sur pente 10 % (4 ans)	
Prairie permanente	190
Maïs sur chaume (culture minimum, sens de la pente)	1 000
Maïs continu (sens de la pente)	12 700
Sol nu	31 100

Source : AGDEX 572, Sols. L'érosion par l'eau. CVPQ, MAPAQ 1981.

La plupart des études sur le ruissellement des sols portent sur la mesure du PP et du Pt (phosphore total) comme indicateurs de pollution (Olness et al, 1975 ; Klausner *et al.*, 1974). Les principaux mécanismes qui gouvernent le transport du P dans les eaux de surface sont l'érosion et le ruissellement. Le potentiel de ruissellement utilisé pour l'indice de P s'évalue à partir du pourcentage de pente du terrain et du coefficient de ruissellement (« Runoff curve number ») (Bolinder *et al.*, 1998).

Selon Gangbazo *et al.*, (1993), l'exportation du Pt a lieu surtout au début du processus du ruissellement, puisque 70 % de la charge se trouvent dans les premiers 40 % du volume d'eau de ruissellement. Par contre, le transport des orthophosphates semble être partagé dans le temps. En effet, les premiers 40 % du volume d'eau de ruissellement exportent 50 % de la charge.

Les méthodes de travail du sol agissent sur les pertes de phosphore par leur influence directe sur l'érosion du sol. Ainsi, les pertes de P par l'érosion et le ruissellement peuvent être réduites en augmentant la couverture des résidus sur le sol au moyen de pratiques de travail réduit du sol. Excepté pour les sols organiques de tourbières ou pour les sols sablonneux de texture grossière, l'eutrophisation des eaux de surface par le phosphore vient surtout du ruissellement et de l'érosion et non pas du drainage (Randall *et al.*, 1998 ; SERA-17, 1998). Cela signifie que les fertilisants dans les eaux de ruissellement des terres agricoles contribuent à la surfertilisation des eaux qui les reçoivent (Loehr, 1974).

Selon Simard *et al.* (1995) et Tabi *et al.* (1990), le Québec agricole caractérisé par une production animale intensive, s'apparente au Delaware et à l'Indiana. On trouve dans les sols de ces régions des niveaux de P nettement supérieurs à ceux requis pour les productions végétales. Beauchemin *et al.* (1996), qui ont examiné les eaux de drainage de 27 sites du Bas-Saint-Laurent, ont trouvé que ces eaux pouvaient être des sources de pertes de P. Les résultats de leur étude de deux ans, révèlent que les concentrations en P total dans l'eau de drainage variaient de 0.01 à 1.17 mg/l et excédaient, dans quatorze sites en 1994 et dans six sites en 1995, les normes provinciales de rejets établis à 0.03 mg P/l par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF, 1993). Il semble que ces hautes concentrations soient attribuables à la structuration du sol. Les pluies subséquentes à la sécheresse auraient ainsi entraîné dans les eaux de drainage de grandes quantités de P. En 1995, la forme dominante fut le phosphore organique dissous (Simard *et al.*, 1995). D'autres études mentionnent que des formes de P comme le P actif dissous (« dissolved reactive P » issu du travail du sol sur billons) et le P total dissous ont été trouvées dans les eaux de drainage de certaines autres régions suite à une augmentation des biopores du sol et de la minéralisation du P organique (Gaynon et Findlay, 1995 ; Culley *et al.*, 1983, cités par Simard *et al.*, 1995).

3.2.2 Facteurs influençant les pertes de phosphore

Les différents modèles d'indice de phosphore présentés à l'Annexe 3 ont permis de faire ressortir les principales caractéristiques ou facteurs jouant un rôle dans la dynamique du transport et pouvant contribuer à influencer les quantités de phosphore exportées.

En raison de l'importance de l'érosion comme mode de transport du phosphore vers les cours d'eau, les facteurs qui influencent l'érosion et le ruissellement doivent être considérés prioritairement dans l'évaluation des risques de perte de phosphore à la parcelle. Ainsi, les pratiques culturales telles le travail du sol et la couverture végétale (rotations) sont des facteurs agissant directement sur l'érosion hydrique. De même, la gestion du lisier et les pratiques de fertilisation en général jouent un rôle important.

3.2.2.1 Travail du sol

Les façons culturales agissent considérablement sur les pertes de phosphore. Aux États-Unis, plusieurs chercheurs prônent en faveur des pratiques de conservation qui réduiraient considérablement les pertes en P dans les terres cultivées et feraient diminuer la quantité de P particulaire (ou P sédimentaire) dans les eaux de ruissellement ou de drainage (Randall *et al.*, 1998). La pénétration des eaux à travers les fentes et les macropores du sol dépend beaucoup des méthodes culturales. Les pratiques de travail du sol perturbent le réseau des biopores du sol. Ceci est surtout à craindre lorsqu'on applique des lisiers sur des sols travaillés qui auparavant étaient sous fourrages (Sims *et al.*, 1997).

Une étude effectuée au Michigan sur les pertes de P par l'érosion, le ruissellement et le drainage souterrain révèle que le fait de travailler le sol à l'aide d'une déchaumeuse plutôt qu'à l'aide d'un cultivateur chisel a diminué de 58 % la quantité de sédiments, de 31 % la quantité de P total, de 21 % la quantité de P soluble et de 8 % le volume d'eau évacuée d'un loam argileux (Randall *et al.*, 1998, qui citent une étude de Gold et Loudon, 1989).

Holt *et al.* (1977) mentionnent des pertes annuelles variant de 0.2 à 31.9 kg/ha de P total dans un loam (série Barnes) selon que la parcelle a fait l'objet de façons culturales orientées vers la conservation du sol (pertes peu élevées) ou d'un travail conventionnel du sol (pertes très élevées).

Dans une expérience avec simulateur de pluie, le phosphore a été appliqué à un taux de 46 kg/ha sous forme d'engrais minéral sur un loam limoneux. Dans cet essai, le système de travail conventionnel du sol a été comparé au système sans travail du sol. Le ruissellement a été réduit jusqu'à 98 % dans le système sans travail du sol et les pertes en P total y ont été réduites jusqu'à 97 % en comparaison avec le système conventionnel (Mostaghimi *et al.* 1987).

Le travail du sol a eu un effet très marqué sur la perte de P dans une terre franche (loam) limoneuse. Dans cette terre franche, lorsque travaillée de façon conventionnelle, les pertes de PO_4 , de P particulaire et de P total, ont été de 91, 93 et à 97 % plus élevées respectivement, que sans travail du sol (Mostaghimi *et al.*, 1987).

Au Québec, Pesant *et al.* (1997) ont montré que la quantité d'eau de ruissellement ainsi que la perte de sol sont significativement affectées par le mode de travail du sol. Sur un site en pente (5 à 7 %) cultivé en maïs, le P total dissous dans les eaux de surface a atteint 0.32 kg/ha sous travail conventionnel alors que sous semis direct avec un précédent d'orge-trèfle, les pertes ont été limitées à 0.10 kg/ha. De même les pertes de P particulaires ayant atteint 13.67 kg/ha et 17.51 kg/ha pour les deux années sous travail conventionnel ont été limitées sous la barrière des 10 kg/ha dans la majorité des pratiques de conservation des sols. Cependant, une de ces pratiques de conservation a toujours maximisé les pertes de P total dissous (0.35 kg/ha) et de P particulaire (27.6 kg/ha et 46.3 kg/ha) : le travail réduit du sol au printemps suivi d'un hersage off-set à l'automne.

Pesant *et al.* (1997), en loam sableux de Coaticook avec maïs et orge, ont enregistré des pertes allant de 0.98 à 2.78 kg de P/ha. Selon eux, les pratiques culturales de conservation sont moins polluantes que les pratiques culturales conventionnelles.

D'autres études ont révélé que dans une culture de maïs, l'enfouissement printanier des plantes d'une culture intercalaire s'est avéré plus efficace, c'est-à-dire moins polluant qu'un enfouissement réalisé à l'automne (Karemangingo *et al.*, 1998).

3.2.2.2 Couverture végétale

Un autre facteur important influençant le ruissellement est la présence ou non d'un couvert végétal. Ainsi, une étude menée par Cogisol (Karemangingo et Drouin, 1998) a permis d'illustrer l'impact de la présence des cultures intercalaires dans le maïs sur des sols en pente de la région de Québec. Celles-ci ont permis de réduire de 23 à 50 % les quantités de sédiments érodés sur loam sableux et d'environ 36 % sur loam limoneux, par rapport au travail conventionnel. Ainsi, les quantités de P total transportées dans les eaux de ruissellement ont atteint 1.42 kg/ha (plante intercalaire enfouie au printemps) comparativement à 2.9 kg/ha (travail conventionnel) sous engrais organique et à 0.67 kg/ha et 4.88 kg/ha sous engrais minéral.

Même si les plantes ne réduisent pas significativement le ruissellement (Marcoux et Trudelle, 1997), elles contribuent à réduire la teneur des eaux en matières en suspension.

Le couvert végétal d'un champ possède un certain pouvoir de rétention du phosphore. C'est aussi une barrière aux eaux de ruissellement (SERA-17, 1998). Cependant, le type de culture peut avoir un effet sur les pertes en phosphore tel que l'indique le Tableau 2.

Tableau 2. Posphore perdu sous différents scénarios

TYPES DE CULTURE	PERTES EN P (lb/acre)		
	P soluble	P sédimentaire	P total
Herbe	0.45	6.60	7.05
Maïs sans travail du sol	0.98	1.90	2.94
Maïs avec travail conventionnel	0.27	13.48	13.75
Blé / jachère d'été	0.18	1.25	1.43

(adapté de : Rehm *et al.*, 1998)

Selon Bernard (1998), les rotations constituent une excellente technique de conservation du sol et de l'eau et elles sont d'autant plus efficaces qu'elles comportent une production herbagère. D'abord à cause de la protection qu'offre le couvert végétal dense des herbages en interceptant une forte proportion des précipitations avant qu'elle n'atteigne le sol. Leur pouvoir érosif est donc grandement dissipé. Le Tableau 3 montre les effets de la rotation sur le ruissellement et l'érosion, sur argile Rideau à Ottawa (Ripley *et al.*, 1961).

Tableau 3. Effets de la rotation sur le ruissellement et l'érosion

CULTURE ET PRATIQUE	RUISSÈLEMENT	ÉROSION
	(mm an ⁻¹)	(t ha ⁻¹ an ⁻¹)
Maïs en continu	40.9	36.0
Rotation :		
Maïs	10.4	10.6
Avoine	7.9	1.8
Luzerne	3.8	0.11
Luzerne	1.4	1.13
Moyenne rotation	5.9	3.41

Cependant, selon Simard *et al.* (1997), le couvert végétal, comme les bandes de plantes intercalaires ou encore le couvert permanent d'une prairie augmente le risque environnemental en majorant à la fois les pertes de P par ruissellement et les risques de pertes par drainage souterrain. En fait, l'absence de labour contribue à la protection du réseau poral du sol. Dans les sols plats et mal drainés de même que dans les sols argileux, les réseaux de drainage souterrain agissent comme une voie préférentielle pour le transport du P. Dans ce sens, Gangbazo *et al.* (1996) ont noté des pertes de P-PO₄ dans les eaux de ruissellement et de drainage, 50 % plus élevées sous plantes fourragères que sous maïs. Les charges en P-PO₄ mesurées atteignaient respectivement 0.34 kg/ha et 0.23 kg/ha suite à des apports importants de lisier de porc.

3.2.2.3 Teneur en P du sol

Il existe une relation directe entre la teneur en P d'un sol et la quantité de P entraînée dans l'eau de ruissellement (Pote *et al.*, 1996). Lorsque des niveaux élevés en P du sol coïncident avec des zones de ruissellement, ces niveaux correspondent à la presque totalité des charges annuelles en P (Edwards et Daniel, 1993). Plusieurs états américains ont établi subjectivement des seuils (de P) destinés à la production de récolte plutôt qu'au contrôle du ruissellement (Sharpley *et al.*, 1996).

Si l'on examine le sol de surface, la concentration en P dans l'eau de ruissellement augmente au fur et à mesure que la teneur en P assimilable du sol augmente (Sharpley *et al.*, 1993, in SERA-17, 1998).

Les experts américains suggèrent que le niveau de 300 lb/a (340 kg/ha) de P Mehlich-3 serait un seuil plausible. Ce seuil est environ trois fois plus élevé que ce dont la plante a besoin pour pousser, mais il serait toutefois assez bas pour permettre d'éviter le transport de P par ruissellement et érosion. L'impact environnemental de ce seuil n'a pas encore été établi (SERA-17, 1998 ; Daniels *et al.*, 1998). Il est à noter que ce seuil est, toute conversion faite, plus haut que la plage moyenne de 150 à 250 kg/ha proposée par Giroux *et al.* (1996) pour les sols en cultures intensives du Québec tel que présenté au Tableau A3.4 (Annexe 3).

Zhang *et al.* (1995) ainsi que Zhang et Mackenzie (1997), à Sainte-Anne-de-Bellevue (Québec), ont rapporté qu'un loam sablo-argileux soumis à une monoculture de maïs pouvait contenir après une fertilisation pendant 6 ans avec des engrais inorganiques additionnés de fumier, de 224 à 366 kg/ha de P Mehlich-3 dans l'horizon A. Sous verger de la région appalachienne de Frelighsburg, Parent et Granger (1989) ont élevé de 181 à 205 kg/ha de P Bray 2 la teneur d'un sol initialement vierge. À ce niveau de fertilité du sol, ils ont pu détecter des excès de P par rapport aux besoins des pommiers nains soumis à leurs essais de fertilisation. Il est à noter que le sol avait un niveau de pierrosité qui variait entre 40 et 50 % et possédait une couche indurée (« hard pan ») à environ 1.5 m de la surface, ce qui au point de vue pédologique (loam schisteux de Blanford) en fait un sol plutôt à vocation forestière qu'un sol agricole.

3.2.2.4 Taux de saturation en P du sol

Un taux élevé de saturation du sol en phosphore augmente le potentiel de désorption et de solubilisation de cet élément. Cela augmente les risques d'entraînement du phosphore par le ruissellement et le lessivage. Les sols argileux gleysoliques des terres du Bas-Saint-Laurent ont une capacité de sorption faible à moyenne, tandis que les sols podzoliques des Laurentides et des Appalaches ont une capacité de sorption moyenne à très haute (Giroux *et al.*, 1996).

Beauchemin *et al.* (1996) qui ont étudié les phénomènes de sorption-désorption des sols du bassin versant de la rivière Beaurivage ont trouvé que la sorption du P assimilable était de 50 % plus forte dans l'horizon A du sol agricole que dans l'horizon A du sol forestier. Des recherches sur les eaux de ce même bassin versant par Cluis *et al.* (1995) ont mené à l'élaboration d'indices de sorption et désorption du phosphore qui pourraient éventuellement être très utiles dans l'évaluation des risques associés à cet élément.

3.2.2.5 Fertilisation, mode et période d'application

Fertilisation

À la ferme, la fertilisation des parcelles peut être effectuée à partir de fertilisants minéraux ou organiques (fumiers liquides ou solides). Une étude menée par Gangbazo *et al.*, (1998) sous culture de maïs, n'a trouvé aucune différence de charge de Pt dans les eaux de ruissellement, pour une dose équivalente d'engrais minéral ou de lisier de porc. Ainsi, les charges ont atteint en moyenne 0.34 kg Pt/ha/an. Le type de fertilisant a toutefois eu un effet sur les pertes de P-PO₄ qui ont été de 0.11 kg/ha/an sous engrais minéral et de 0.14 kg/ha/an sous lisier.

Les effets à long terme de doses importantes de P, c'est-à-dire, quand l'apport en P est de beaucoup supérieur aux prélèvements des cultures, contribuent à augmenter le niveau de saturation en P. La capacité de stockage des sols a ses limites ; ainsi, le MAPAQ (1996) cite une expérience de 16 ans sur du maïs-ensilage fertilisée avec 0, 30, 60, 90 et 120 t/ha de lisier de porcs à Saint-Lambert. Dans ce cas, pour la période de 16 ans, la quantité totale de P ajoutée a été de 336, 672, 1 008 et 1 344 kg P/ha. Pour les doses fortes de lisier (90 et 120 t/ha), l'accumulation de P-Mehlich a atteint un niveau excessif. En sol de surface, la saturation en P a été de 3.0, 9.1 et 21.5 % pour les doses de lisier de 0.60 et 120 t/ha. Le taux d'application de 120 t/ha a causé une augmentation importante du P soluble. Selon les auteurs, les données illustrent aussi que des applications de 30 et 60 m³/ha sont plus appropriées pour une gestion à long terme du lisier dans la culture du maïs.

Modes d'application du phosphore

Deux modes d'application se distinguent principalement dans les pratiques de fertilisation minérale à la ferme, soit les applications en bandes ou à la volée. Ainsi, la perte en ortho-phosphate est généralement plus évidente dans les applications à la volée comparativement à celle en bandes localisées.

Guertin *et al.* (1997) ont observé plus de pertes en orthophosphates dans les eaux ruissellées dans le cas d'applications d'engrais à la volée (21 g/ha) comparativement à celles effectuées en bandes localisées (5 g/ha).

Le taux d'application des engrais se trouve implicitement inclus dans le mode d'application de ceux-ci. Gangbazo *et al.* (1997) ont tenté de mesurer les effets de l'application de grandes quantités de lisier de porc, c'est-à-dire bien au-delà des besoins agronomiques des cultures étudiées. Les effets de l'application de ces quantités ont été comparés à des apports minéraux dictés par les besoins agronomiques des cultures. Il en est ressorti que les ajouts excessifs de P accroissent le risque environnemental en doublant les pertes de P-PO₄ dans l'eau de ruissellement de prairies et de champs de maïs. Les résultats se présentent comme suit : sur prairie les pertes ont été de 0.38 kg P-PO₄/ha pour forte dose de lisier à l'automne contre 0.14 kg P-PO₄/ha pour le traitement témoin (i.e. engrais minéral au printemps à la dose recommandée) ; sur maïs les pertes ont été de 0.21 kg P-PO₄/ha pour forte dose de lisier à l'automne contre 0.14 kg P-PO₄/ha pour le traitement témoin (Gangbazo *et al.*, 1997).

Quant aux engrais organiques, ils peuvent être laissés en surface ou incorporés dans les premiers centimètres de sol. Laissés en surface, ils deviennent plus susceptibles aux pertes par ruissellement. Ainsi, Gangbazo *et al.* (1998) ont montré que les épandages de lisier en présemis dans le maïs occasionnaient moins de perte de phosphore sous forme P total (0.30 kg/ha) dans les eaux de ruissellement à cause principalement, de l'incorporation plus efficace que lors des épandages en post-levée (0.43 kg/ha). Par contre, il ne semble pas y avoir de différence significative pour les pertes de P-PO₄ qui atteignaient 0.14 kg/ha pour les traitements d'épandage en présemis ou post-levée. De même, les charges de P total, en considérant les pertes combinées par drainage et ruissellement, ont été influencées par la période d'application s'élevant à 0.51 kg/ha/an pour les traitements en post-levée, alors que les épandages en présemis ont révélé 0.27 kg/ha/an de perte.

Dans une autre expérience menée par Gangbazo *et al.* (1993) avec des simulations de pluies sur des caissettes, la charge produite n'était pas influencée par le taux d'épandage. La charge de Pt atteignait donc 0.3 g/ha, sans égard à l'augmentation du taux d'épandage qui passait de 0 à 35 et 70 kg P/ha. Dans cette expérience, l'enfouissement du lisier réduisait la charge de Pt au niveau d'un sol naturel sans épandage. Par contre, lorsque le lisier n'était pas enfoui, la charge augmentait avec le taux d'épandage. Ainsi, à court terme, l'enfouissement rapide du lisier permet de contrôler à peu près totalement les pertes environnementales.

Période d'application du phosphore

Les pertes de P occasionnées par la fonte des neiges ou par de fortes pluies seraient les plus importantes (Randall *et al.*, 1998). Dans un champ de maïs, le fait d'épandre tout le lisier en automne plutôt qu'au printemps a presque doublé la charge en P-PO₄ dans l'eau de ruissellement, c'est-à-dire qu'elle a été de 0.21 à l'automne et de 0.14 kg/ha au printemps (Gangbazo *et al.*, 1998). Cette étude a également montré que les épandages de lisier en présemis dans le maïs occasionnaient moins de pertes de phosphore sous forme de P total (0.30 kg/ha) dans les eaux de ruissellement, à cause

principalement de l'incorporation plus efficace que celle effectuée lors des épandages en post-levée (0.43 kg/ha). Par contre, les pertes en P-PO₄ n'étaient pas affectées et atteignaient 0.14 kg/ha pour les deux périodes d'application. De même, les pertes combinées de P total par drainage et ruissellement ont été influencées par la période, s'élevant à 0.51 kg/ha en post-levée et à 0.37 kg en présemis.

Au Québec, en raison des contraintes de temps et de capacité d'entreposage insuffisantes, de grandes quantités de lisier de porc sont épandues tôt au printemps ou tard à l'automne, sans égard aux conditions climatiques. Comme le lisier contient beaucoup d'eau, l'épandage de doses importantes sur des sols dénudés ou en pente risque de provoquer du ruissellement si une pluie survient dans les heures qui suivent (Pagliai et Sequi, 1981 cités par Gangbazo *et al.*, 1993). Cependant, plus le délai entre l'épandage et l'événement de pluie augmente, plus le potentiel de pollution de l'eau de ruissellement est faible. Ainsi, une étude de Gangbazo *et al.* (1993) ont montré que lorsque le lisier était épandu à la surface, la charge en Pt augmentait avec le taux d'épandage quelque soit le délai avec l'événement de pluie ; mais l'augmentation de la charge est nettement plus importante si la pluie survient dans l'heure qui suit l'épandage. Lorsque les taux d'épandage atteignaient 35 et 70 kg PT/ha, les pertes représentaient alors de 4 à 12 % de la charge de phosphore épandue, soit 1.5 et 8.1 kg/ha.

Bernard et Côté cités par Gangbazo *et al.* (1996) ont évalué l'impact d'épandages de lisier à l'automne ou au printemps, en culture de maïs ensilage. Les doses de lisiers étaient calculées pour apporter 250 et 150 kg N/ha à l'automne et au printemps. Les pertes de P pour la saison de croissance s'élevaient à 0.2 kg/ha lors des épandages d'automne et à 0.08 kg/ha pour les applications printanières. Les applications d'automne se sont donc traduites par des pertes supérieures.

De plus, à cause de la propension des fumiers solides à augmenter de beaucoup la teneur du sol en phosphore soluble, le risque environnemental serait amoindri par l'apport au printemps en présemis ou incorporé en post-émergence plutôt qu'à l'automne (Simard *et al.*, 1997). Des apports automnaux de lisier en forte dose dans le fourrage contribuent à plus que doubler la charge de P-PO₄, soit 0.38 kg/ha, comparativement à un apport printanier d'engrais minéral (0.14 kg/ha). Dans le maïs, le fait d'épandre tout le lisier à l'automne a presque doublé la charge en P-PO₄ dans l'eau de ruissellement, soit 0.21 contre 0.14 kg/ha (Gangbazo *et al.*, 1997).

3.3 CONCLUSION

Les pertes potentielles de phosphore à l'environnement, issues du milieu agricole peuvent provenir de nombreuses sources et dépendre de plusieurs processus ou facteurs plus ou moins contrôlables. Aussi, la gestion agroenvironnementale du phosphore s'avère une entreprise complexe pour laquelle plusieurs types d'expertises sont requis. De plus, la grande diversité des activités agricoles ainsi que celle des sols et du climat, accentuent davantage cette complexité.

Actuellement, beaucoup d'attention est accordée à la gestion des fertilisants et des sols agricoles, puisque c'est de là que proviendrait la plus grande partie du phosphore contaminant les eaux de surface. Cependant, des gains environnementaux intéressants pourraient être réalisés à court et à moyen termes en éliminant les sources de contamination ponctuelles. Ceci implique une régie adéquate des effluents des résidences et des bâtiments de ferme. La gestion du phosphore en milieu agricole devrait englober l'ensemble des activités d'une entreprise agricole tant au champ qu'autour de la résidence et des bâtiments de ferme.

4. REVUE DES ÉTUDES SUR L'IMPACT DES BANDES RIVERAINES ET DES MARAIS ÉPURATEURS

Les charges excessives en phosphore peuvent avoir des effets néfastes sur l'environnement comme l'eutrophisation des eaux de surface (Cassell *et al.*, 1998; Sims *et al.*, 1998; Brookes *et al.*, 1997; Morgan, 1997; Pote *et al.*, 1996; Lemunyon et Gilbert, 1993; Peterjohn et Correll, 1984 ; Ritter, 1988 ; Sharpley, 1995a, 1995b, 1993a, 1993b, 1982; Sharpley *et al.*, 1996, 1994a, 1994b, 1987; Sonzogni *et al.*, 1982). La pollution des cours d'eau par les contaminants d'origine agricole rend l'eau impropre à la récréation et à la consommation en raison de la prolifération des végétaux aquatiques, de la présence des bactéries pathogènes et de la diminution de l'oxygène dissous (Boies, 1993). Les écosystèmes riverains peuvent avoir une influence sur les conditions des eaux de surface et sur la recharge des aquifères, en régularisant les concentrations de certaines substances avant leur arrivée dans ces eaux (Bren, 1993; Osborne et Kovacic, 1993).

Une synthèse critique des connaissances (au Québec et à l'étranger) sur l'efficacité des bandes riveraines et marais épurateurs ou autres dispositifs pour l'abattement des flux de phosphore provenant de sources agricoles a été réalisée. Les processus reliés au transport et aux transformations du phosphore sont d'abord revus. Le rôle et l'importance des systèmes riverains comme zones tampon entre le milieu agricole et celui des eaux de surface sont ensuite présentés. L'efficacité des différents dispositifs d'atténuation est finalement résumée.

4.1 PROCESSUS DE TRANSPORT ET DE TRANSFORMATIONS DU PHOSPHORE

Dans la plupart des cas, le phosphore se retrouve au niveau des eaux de surface par l'intermédiaire des eaux de ruissellement plutôt que par les eaux souterraines (Correll, 1998). Lors de son transport, il peut être soit sous forme de Pd ou associé aux particules de sol ou de matière organique (PP) (Randall *et al.*, 1998; Sharpley et Lemunyon, 1998; Sharpley et Rekolainen, 1997; Sharpley *et al.*, 1991, 1982). Ainsi, les principaux facteurs affectant le transport du phosphore sont l'érosion et le ruissellement (Johnston *et al.*, 1997). La libération du Pd dans les eaux de ruissellement peut se faire par l'intermédiaire des processus de désorption, de dissolution, d'extraction du P adsorbé aux particules de sol, des résidus de cultures ou en provenance des fosses de fumier et lisier non étanches (Sharpley *et al.*, 1994b; 1992). Ces processus peuvent se produire lors de l'interaction de la pluie avec la partie supérieure (< 5 cm; Figure 1) de la surface du sol (Sharpley *et al.*, 1996, 1981). Comme mentionné par Gburek et Sharpley (1998) et Cluis *et al.* (1995), le phosphore peut également atteindre les eaux de surface par l'intermédiaire de l'érosion en nappe ou par percolation lorsque la capacité de sorption du sol est dépassée. Cependant, les concentrations de P dans l'eau souterraine peuvent être faibles en raison des processus d'adsorption du Pd dans le profil du sol (Randall *et al.*, 1998; Sharpley et Lemunyon, 1998). Certaines exceptions

peuvent avoir lieu dans le cas des sols organiques, des sédiments grossiers à perméabilité élevée et des sols saturés en eau où la capacité de rétention du Pd est faible.

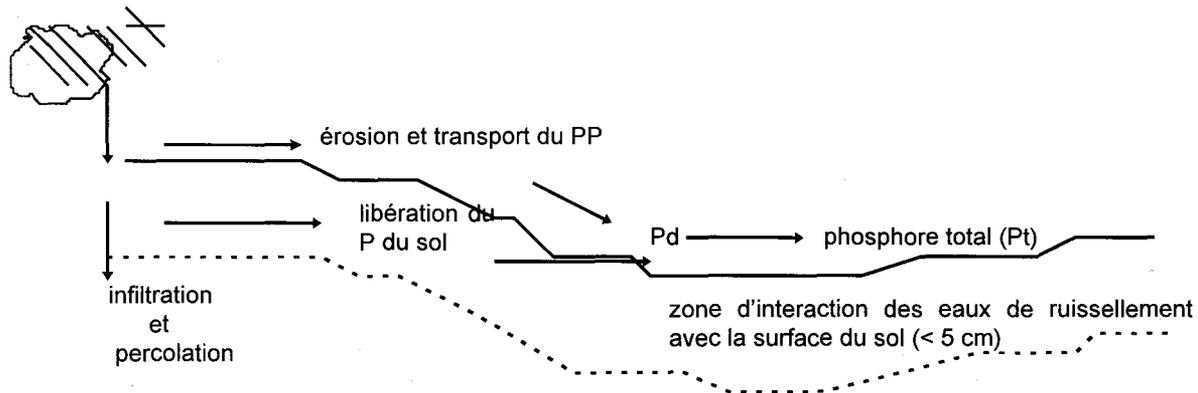


Figure 1. Schéma du transport du P par ruissellement (Sharpley *et al.*, 1996)

Selon Sharpley *et al.* (1994a), en présence de ruissellement de surface, le PP associé aux particules de sol et de matière organique issues de l'érosion constitue une proportion importante (75-95 %) du P total exporté des terres agricoles ayant subi un labour conventionnel. Pionke *et al.* (1996) mentionnent aussi que 78 % du Pt exporté lors d'un événement pluvial est associé aux sédiments. Selon Stewart et Tiessen (1987), le phosphore organique associé aux substances humiques peut représenter une proportion importante (>40%) du Pt. D'autre part, les transformations du P d'une forme à l'autre dépendent des concentrations en Pd, PP et des quantités de sédiments au niveau du ruissellement. Sharpley (1981) soutient que le taux de P présent sous forme inorganique peut influencer la quantité de P issue des résidus des plantes. Il n'est donc pas surprenant que les pertes en PP à partir des sols constituent un processus complexe qui peut être lié à la nature des événements pluviaux et aux facteurs d'aménagement ayant un impact sur le ruissellement et l'érosion. La capacité d'un sol à fixer le Pd est généralement dépendante des propriétés physico-chimiques (Lavoie *et al.*, 1995). Elle peut être influencée par divers paramètres tels que le pH, la teneur en oxydes ou hydroxydes amorphes (Al, Fe, Ca et Mg), le pourcentage en matière organique, l'évolution génétique du sol et la température du sol. Par exemple, comme l'ont mentionné Reddy et D'Angelo (1997), le P inorganique se trouvant au niveau des milieux humides (zones riveraines des cours d'eau, marais,...) ou issu de la minéralisation du P organique, peut être retenu par les oxydes ou hydroxydes de Fe et Al dans les sols acides et par le calcium (Ca) dans les sols alcalins. Selon ces auteurs, les processus de transformations et de régularisation du P au niveau des milieux humides sont à la fois biotiques et abiotiques. L'assimilation par les plantes et les micro-organismes, ainsi que la minéralisation des résidus des plantes, de la litière et du P organique du sol constituent les processus biotiques (Reddy et D'Angelo, 1997). La sédimentation, l'adsorption, la précipitation et les processus d'échange entre le sol et l'eau du sol constituent les processus abiotiques (Reddy et D'Angelo, 1997).

4.2 ATTÉNUATION DU PHOSPHORE DANS LES ZONES TAMPON

Les zones tampon (Figure 2) constituent le lieu de rencontre et d'interaction entre le milieu terrestre non saturé et le cours d'eau. La zone riveraine comporte souvent une bande de protection végétale constituée d'un talus et d'une berme. Du fait de sa localisation, elle possède un potentiel important au niveau de la régularisation du mouvement des composés (éléments chimiques ou autres) contenus dans les eaux de ruissellement et souterraines en provenance des terres avoisinantes (Hill, 1996). Le marais épurateur (naturel ou construit) a pour effet de ralentir la vitesse d'écoulement de l'eau, ce qui favorise la sédimentation du PP et l'adsorption du Pd. Les études sur l'abattement du P par les cours d'eau temporaires et les fossés de drainage sont très peu nombreuses, voire inexistantes (une étudiante à l'INRA de Rennes en France termine actuellement une thèse de doctorat sur ce sujet). Ce constat et l'importance potentielle de ce flux de phosphore renforce le besoin d'étudier cette avenue.

Les zones tampon constituent une zone d'échange et de transition entre les milieux aquatiques et terrestres et sont caractérisées par des conditions hydrologiques et écologiques particulières. Ces zones jouent un rôle important en ce qui a trait à l'aspect qualitatif et quantitatif de l'eau. Comme l'a mentionné Tims (1994), ces milieux peuvent remplir diverses fonctions : (1) atténuation des concentrations des contaminants en provenance des terres avoisinantes, (2) maintien et régularisation du débit de l'eau (régularisation du débordement des rivières), (3) développement d'habitats fauniques, et (4) établissement de lieux de loisir et de récréation.

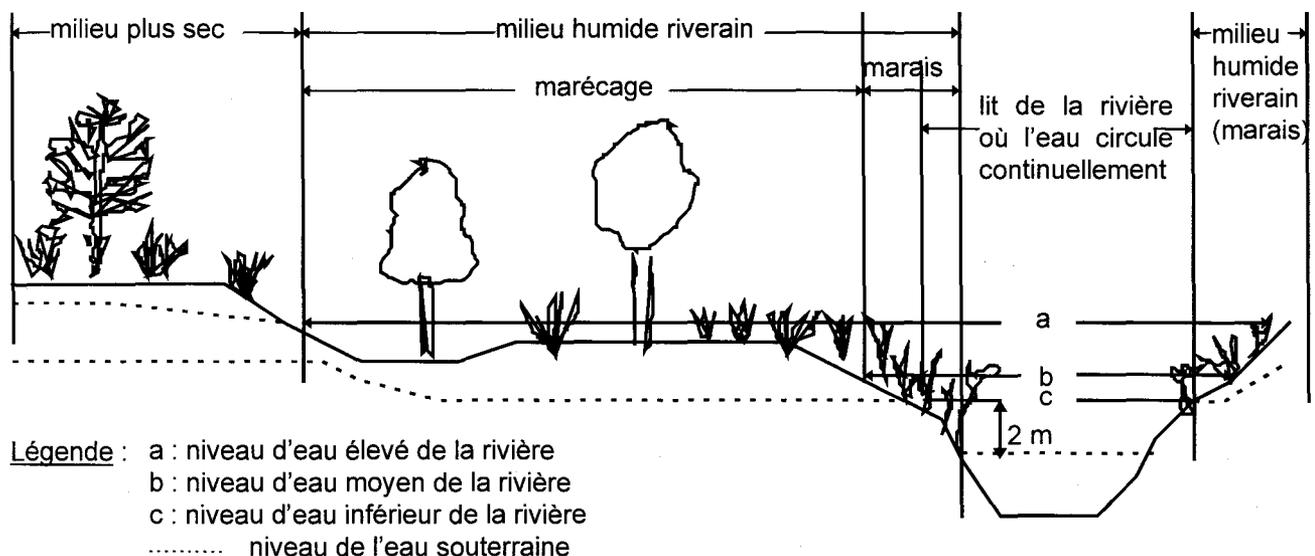


Figure 2. Milieu humide riverain (Ministère des Richesses Naturelles de l'Ontario et Environnement Canada, 1984)

Les zones tampon sont caractérisées par deux limites. La première se situe au contact avec le milieu adjacent (ex. champ agricole) où il y a entrée des éléments transportés par l'eau depuis les terres avoisinantes et s'écoulant au travers du milieu riverain vers le cours d'eau. La seconde se trouve là où il y a interaction entre les eaux en provenance de la zone tampon et celles du cours d'eau. Cette dernière interface d'échange est souvent appelée par les écologistes des cours d'eau «zone hyporheïque» (Hill, 1996). La zone riveraine peut être nommée «ripisylve» lorsque des forêts alluviales colonisent le bord des cours d'eau (Académie des Sciences, 1991). Selon Elmore et Beschta (1987), en aval du cours d'eau où le gradient d'écoulement est faible, la zone tampon peut coïncider avec la plaine d'inondation, alors que pour la partie amont, i.e. pour les zones de haute altitude, elles sont bien distinctes.

Du fait que la zone tampon constitue un lieu de rencontre et d'interaction entre l'eau du cours d'eau, l'eau souterraine et les diverses composantes de ce milieu, des liens à caractère indissociable existent entre ces différents éléments. D'autre part, comme mentionné par Lowrance et Pionke (1989), la nappe en relation avec le cours d'eau peut contribuer d'une façon importante à son écoulement. Selon Clinnick (1985), la plupart des recherches sur les zones riveraines ont été effectuées pour des zones de déforestation et en ce qui a trait au transport des sédiments. Selon cet auteur, la largeur la plus souvent recommandée pour la réduction des sédiments est de 30 m et celle minimale de 9 m. D'après Ritter (1986), pour des champs de culture ayant une pente de terrain de moins de 5 %, cette largeur est de 4 à 5 m. Selon Uusi-Kämpä *et al.* (1997), les marais épurateurs doivent être suffisamment grands pour permettre la sédimentation des particules fines (et donc du PP) pendant les crues. Le rapport entre la taille du marais et celle du bassin versant drainé doit être de 1 : 1000. Pour retenir aussi le Pd, le rapport doit être de 1 : 50.

Plusieurs études ont mis en évidence le rôle des écosystèmes riverains dans le maintien de la qualité des cours d'eau (Karr et Schlosser, 1978; Lowrance *et al.*, 1984a; Peterjohn et Correll, 1984; Jacobs et Gilliam, 1985; Lowrance *et al.*, 1985; Rhodes *et al.*, 1985; Pinay, 1986; Schnabel, 1986; Sánchez-Pérez *et al.*, 1991; Licht et Schnoor, 1991; Vellidis *et al.*, 1992). Ces études indiquent que les bandes riveraines végétales sont efficaces pour l'abattement des flux des nutriments, des sédiments, ainsi que pour la régularisation de la température du cours d'eau (Burton et Likens, 1973; Schlosser et Karr, 1981; Lowrance *et al.*, 1983; Lowrance *et al.*, 1984b; Platts et Rinne, 1985; Clinnick, 1985; Cooper *et al.*, 1986; Dillaha *et al.*, 1989; Lowrance et Pionke, 1989; Bren, 1993; Osborne et Kovacic, 1993). Par ailleurs, les flux hydriques entre le cours d'eau et les zones riveraines peuvent avoir des effets importants sur le transport, la rétention et les transformations des contaminants (Harvey et Bencala, 1993). D'autre part, la végétation de la zone riveraine peut avoir un impact important sur la conductivité hydraulique du sol par le développement de son système racinaire (O'Neil et Gordon, 1994). Ceci peut augmenter le temps de résidence des eaux souterraines dans cette zone, favorisant ainsi l'élimination des contaminants par leur assimilation par les plantes ou par d'autres processus.

D'après Pionke *et al.* (1988), la réponse piézométrique aux événements pluviaux a une influence importante sur le débit d'écoulement, la nature et l'extension de la végétation riveraine, la stabilité des rives du cours d'eau et la nature des processus chimiques et biologiques. Bien entendu, les impacts sur les processus de transport et d'efficacité d'atténuation des contaminants au niveau du système sol - eau - plantes diffèrent d'une bande riveraine à une autre (Reddy et D'Angelo, 1997). Les zones riveraines, du fait de la position qu'elles occupent au niveau du paysage (lieux d'interface entre les terres de culture ou autres et les eaux de surface), se distinguent par des caractéristiques de sol et une végétation particulières (Lyons *et al.*, 1998).

Les zones tampon sont efficaces pour réduire l'érosion et le mouvement du P, et plus particulièrement du PP (Randall *et al.*, 1997; Sharpley, 1995b; Sharpley et Halvorson, 1994; Whigham *et al.*, 1988). Selon Randall *et al.* (1997), les milieux riverains peuvent prévenir la chenalisation du ruissellement et filtrer les contaminants de ces eaux. Cependant, Randall *et al.* (1998) et Sharpley *et al.* (1994) rapportent que ces zones riveraines sont peu efficaces en ce qui a trait à la réduction des concentrations du Pd. Par contre, Sharpley *et al.* (1981) ont observé que les concentrations en Pd des eaux de ruissellement de surface de plusieurs bassins versants cultivés en prairie diminuent lorsque les concentrations en sédiments augmentent.

Afin de favoriser l'efficacité de la zone tampon pour la réduction de la pollution, le maintien de la végétation naturelle et la pratique d'un aménagement adéquat s'avèrent nécessaires (Asmussen *et al.*, 1979; Lowrance *et al.*, 1984b; Gilliam, 1994; O'Neil et Gordon, 1994), puisque le défrichement des zones tampon et certains aménagements peuvent conduire à la dégradation des berges, à l'abaissement du niveau de la nappe et conséquemment au changement des conditions d'humidité du sol (Bren, 1993; Elmore et Beschta, 1987). La restauration de ces zones entraîne plusieurs avantages : amélioration des habitats de la faune aquatique et terrestre, stabilité du chenal du cours d'eau, amélioration de la qualité de l'eau, écoulement permanent du cours d'eau et réduction des crues.

4.3 EFFICACITÉ DES ZONES TAMPON

Cette revue des travaux réalisés au Québec et à l'étranger concernant l'efficacité des bandes riveraines, des marais épurateurs et autres dispositifs de rétention et de filtration du phosphore en milieu agricole, permet de faire ressortir les points essentiels suivants.

Le tableau présenté à l'Annexe 2 constitue la synthèse de toutes les études consultées. Les différents paramètres et caractéristiques qu'il contient sont la région d'étude, la période d'étude, l'échelle d'évaluation, les formes de phosphore mesurées, la méthode d'analyse, le mode de transport, la méthode d'évaluation, les caractéristiques de terrain et régionales, les cultures au champ avoisinant et les fertilisants, le type de zone riveraine, sa largeur, et le taux de rétention ou d'abattement des flux.

La région d'étude permet d'identifier l'endroit où l'étude a été effectuée afin de relativiser la pertinence par rapport au Québec. La période d'étude indique l'intervalle de temps qu'a pris chaque étude. L'échelle d'évaluation permet de différencier les études à petite ou à grande échelle (ex. parcelle et bassin versant). Les formes de phosphore mesurées indiquent sur quels types de P l'étude a porté (Pt, Pd, PP, ...). La méthode d'analyse contribue à différencier les formes de phosphore mesurées. Le mode de transport du phosphore indique le type d'eau étudiée (ruissellement de surface, souterrain, ...). La méthode d'évaluation est un paramètre intéressant pour une planification de futures études. Les caractéristiques du terrain (sol, pente) et régionales (ex. précipitations), ainsi que les cultures des champs avoisinants et les fertilisants sont aussi des paramètres utiles à connaître. Le type de zone riveraine (herbacée, arbustive, marais, ...) et sa largeur sont de même des paramètres importants. Finalement, le taux de rétention ou d'abattement des flux de phosphore est le paramètre le plus pertinent pour ce travail, indiquant d'une façon globale l'importance du rôle joué par ces milieux riverains dans l'élimination du phosphore.

On remarque d'abord que la plupart des recherches effectuées à l'étranger se concentrent aux États-Unis (Caroline du Nord, Floride, Géorgie, Idaho, Illinois, Maine, Maryland, Pennsylvanie, Tennessee, Ohio, Vermont et Virginie). En dehors des États-Unis, on trouve quelques études en Europe (Allemagne, Finlande, France, Italie, Norvège, Suède), en Estonie et en Australie. Par ailleurs, la seule étude réalisée au Québec sur la rétention du phosphore par les milieux riverains a été effectuée en 1989-1990 par le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec et Agriculture Canada (1993). Elle a porté sur l'analyse du phosphore des eaux de ruissellement au niveau des zones riveraines. Certains projets de recherches ont été entrepris récemment, par exemple par Pierre Bertrand (groupe Roche, Sainte-Foy), sur l'utilisation des milieux riverains et des marais pour traiter les eaux de ruissellement en provenance du milieu agricole. Les autres recherches touchant les zones riveraines au Québec ont porté sur d'autres aspects tels que la faune, la flore et la stabilisation des berges des cours d'eau (Vézina, 1994; Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 1992; Gratton, 1989; Therrien, 1986).

La largeur des zones riveraines est très variable d'une étude à l'autre, entre 0.5 à 55 m. L'évaluation a été effectuée au niveau de parcelles expérimentales jusqu'au niveau du bassin versant. Les pertes du phosphore au niveau des milieux riverains étudiés ont été mesurées dans le ruissellement de surface ou dans les eaux souterraines. Le dispositif expérimental le plus fréquemment utilisé pour l'évaluation du contenu en P des eaux souterraines est une série de puits. Pour le ruissellement de surface, des collecteurs d'eau sont surtout utilisés. Certaines études ont été effectuées dans des conditions expérimentales contrôlées (ex. précipitation simulée). Par contre, pour la plupart des études, les conditions naturelles au champ ont été adoptées. Le type de fertilisant utilisé au champ est organique ou inorganique.

Les mesures des pertes du phosphore au niveau des milieux riverains étudiés ont porté sur le Pt ou sur le Pd. D'après les résultats obtenus par les divers auteurs (Tableaux 4 et 5), on remarque que le taux de rétention du phosphore par les zones riveraines herbacées ou arbustives ainsi que celles des marais généralement est important. Celui-ci varie de 7 à 95% pour les zones herbacées (Mander *et al.*, 1997; Dillaha *et al.*, 1989, 1986a, 1986b), de 16.1 à 92% pour celles forestières (Mander *et al.*, 1997; Franco *et al.*, 1996; Lowrance et Léonard, 1988; Cooper et Gilliam, 1987; Lowrance *et al.*, 1984b, 1984c; Peterjohn et Correll, 1984) et de 4 à 100% pour les marais naturels et construits (Mander *et al.*, 1997; Pommel et Dorioz, 1997; Raisin *et al.*, 1997; Mander *et al.*, 1997; Gilliam, 1994; Higgins *et al.*, 1993; Mitsch, 1993; Richardson et Craft, 1993; De Laney, 1995; Cooper *et al.*, 1986).

Dans certaines études, ces milieux riverains ont été peu efficaces à retenir le Pd (Gilliam, 1994; Jordan *et al.*, 1993; Dillaha *et al.*, 1989; Lowrance et Léonard, 1988; Lowrance *et al.*, 1984 a). L'augmentation des concentrations de Pd a été reliée aux événements de pluie (Lowrance et Léonard, 1988; Pionke *et al.*, 1988) ou au processus de réduction des oxydes de Fer qui lient le P aux particules du sol (Jordan *et al.*, 1993). Il peut y avoir une variation saisonnière dans le taux de rétention du phosphore (total et dissous) par ces zones (Higgins *et al.*, 1993; Osborne et Kovacic, 1993; Asmussen *et al.*, 1979). Une différence d'efficacité d'atténuation du P existe entre les zones riveraines naturelles et celles construites ou restaurées (Mitsch, 1995).

Pour les marais, les études montrent une rétention importante du phosphore (63 à 100%) pour les marais construits (Pommel et Dorioz, 1997; Mitsch, 1993; Richardson et Craft, 1993; De Laney, 1995) à l'exception des études réalisées par Raisin *et al.* (1997) et Braskerud (1994) où le taux est relativement faible (17 et 20% respectivement). Par contre, pour le cas des marais naturels, Mitsch (1993) a observé que ces derniers sont peu efficaces à atténuer le P (taux de 4 à 10%).

En général, le type de phosphore associé aux sédiments et transporté par ruissellement ou érosion constitue la fraction de phosphore la plus importante (Randall *et al.*, 1977). Les zones riveraines herbacées favorisent le piégeage des sédiments en provenance des terres agricoles et par conséquent du P qui leur est associé. Certaines études ont montré que celles-ci sont plus efficaces que les zones arbustives (Osborne et Kovacic, 1993), mais ces observations ne sont pas généralisées.

La largeur des zones riveraines paraît avoir une influence sur le taux de rétention du phosphore (Tableau 5). Les travaux de Dillaha *et al.* (1986a, 1986b) ont montré que pour une largeur de 0.5 et 1.5 m, le taux de réduction du Pd est faible (de 8 à 9%) par rapport à celle de 4 m où le taux est de 62 %. De même, pour les largeurs de 4.6 et 9.1 m utilisées par Dillaha *et al.* (1989, 1986a), ce taux est compris entre 58 et 95 %. Une autre étude (Franco *et al.*, 1996) montre un taux d'abattement de 75% pour une zone d'arbres et arbustes d'une largeur de 1.5 et 3 m. Par ailleurs, dans certains cas, malgré l'utilisation d'une largeur de 35 m par Patterson *et al.* (1977), de 13 m par Bingham *et al.* (1978) ou de 10 m par Uusi-Kämpä et Ylärinta (1996), le taux

d'atténuation du Pd et du Pt est respectivement de 7 et 36%. Ceci peut s'expliquer par les effets combinés d'autres paramètres tels que la nature du sol, la pente et les conditions hydrologiques. Par exemple, pour des largeurs de 15 et 16 m, il a été observé par Pionke *et al.* (1988) et Cooper *et al.* (1986) une augmentation des concentrations en Pd et Pt lors des événements de pluie.

Tableau 4. Taux d'abattement des flux de P selon le type de zone riveraine.

Type de zone riveraine	Taux d'abattement	Référence
herbacée	7 à 95 %	Payer et Weil (1987) ; Dillaha <i>et al.</i> (1989, 1986a, 1986b) ; Magette <i>et al.</i> (1989) ; Mander <i>et al.</i> (1997)
forestière	16.1 à 92 %	Todd <i>et al.</i> (1983) ; Peterjohn et Correll (1984) ; Lowrance <i>et al.</i> (1984b, 1984c) ; Cooper et Gilliam (1987) ; Lowrance et Léonard (1988) ; Knawer et Mander (1989) ; Franco <i>et al.</i> (1996) ; Mander <i>et al.</i> (1997)
marais construit	63 à 100 %	Schewer et Clausen (1989) ; Mitsch (1993) ; Richardson et Craft (1993) ; Braskerud (1994) ; De Laney (1995) ; Pommel et Dorioz (1997)
marais naturel	17 % 4 à 10 %	Raisin <i>et al.</i> (1997) Mitsch (1993)

La taille des marais épurateurs (naturels ou construits), quoiqu'elle soit reconnue pour avoir un impact sur l'efficacité de ces systèmes, n'a pu être mise en évidence de manière quantitative dans la littérature.

Tableau 5. Taux d'abattement des flux de P selon la largeur de la zone riveraine.

Largeur (m)	Taux d'abattement	Référence
0.5	8%	Dillaha <i>et al.</i> (1986a, 1986b)
1.5	9%	Dillaha <i>et al.</i> (1986a, 1986b)
1.5	75%	Franco <i>et al.</i> (1996)
4	62%	Dillaha <i>et al.</i> (1986a, 1986b)
4.6	58%	Dillaha <i>et al.</i> (1989, 1986a)
5	51%	Syversen (1994)
9.1	95%	Dillaha <i>et al.</i> (1989, 1986a)
10	71%	Syversen (1994)
10	20 à 36%	Uusi-Kämpa et Ylärinta (1996)
13	25%	Bingham <i>et al.</i> (1978)
15	75%	Syversen (1994)
35	7%	Patterson <i>et al.</i> (1977)

Par ailleurs, pour des études effectuées dans des conditions climatiques semblables à celles du Québec, on peut observer que le taux de rétention du phosphore par les bandes riveraines peut varier de 20 à 89% (Uusi-Kämpa et Ylärinta, 1996 ; Syversen, 1994 ; Knawer et Mander, 1989). Pour les marais épurateurs, cette efficacité varie de 27 à 98% (Hirvonen *et al.*, 1996 ; Braskerud, 1994 ; Lindkvist et Hakansson, 1993 ; Jenssen *et al.*, 1993, 1995 ; Higgins *et al.*, 1993 ; Mander *et al.*, 1991 ; Hörberg et

Kylefors, 1991 ; Schwer et Clausen, 1989 ; Knawer et Mander, 1989). L'efficacité des bandes riveraines et celle des marais épurateurs sont comparables. Même si l'effet du climat sur les dispositifs épurateurs est présumé être important par certains auteurs, la revue de littérature n'a pas permis de constater de contraste marqué entre l'efficacité rapportée pour les climats nordiques et celle rapportée pour les autres régions climatiques.

4.4 CONCLUSION

Les diverses études consultées rapportent que les zones riveraines jouent un très grand rôle dans la préservation de la qualité des eaux des cours d'eau. Ces milieux permettent d'abattre les flux de phosphore et d'autres contaminants transportés par les eaux de ruissellement de surface et souterraines. Ils offrent également plusieurs autres avantages, comme la stabilisation des berges des cours d'eau, la régularisation des débits et de la température de l'eau.

Pour des conditions climatiques semblables à celles du Québec, le taux de rétention du phosphore pour les zones riveraines et les marais épurateurs inventoriés est souvent important et similaire d'un dispositif à l'autre. La performance de ces zones dépend également des caractéristiques géologiques, hydrologiques et physico-chimiques. Les largeurs de ces milieux riverains sont très variables d'une étude à l'autre. La largeur la plus faible pour laquelle une atténuation substantielle des flux de phosphore a été mesurée est de 1.5 m. D'autre part, certains auteurs ont observé que les zones riveraines ayant une végétation de type herbacée sont plus performantes que celles arbustives pour réduire les quantités de phosphore au niveau des eaux de ruissellement et souterraine. Les résultats de la revue de littérature ne confirment toutefois pas ces observations. L'effet du climat sur le taux de rétention du phosphore n'a pas été clairement mis en évidence.

5. SYNTHÈSE DES DONNÉES DISPONIBLES ET IDENTIFICATION DES LACUNES

Les revues de littérature ont identifiées plusieurs études dont les résultats sont pertinents pour l'élaboration de l'outil d'évaluation des pertes de phosphore. Les Annexes 1 et 2 présentent les tableaux synthèses des résultats de toutes les études pertinentes revues. Les sections suivantes présentent par processus un portrait synthétique et critique des résultats de ces études et identifient les lacunes observées pour les différents phénomènes impliqués. Dans la plupart des cas, les résultats sont présentés sous forme de pertes de phosphore en pourcentage du phosphore initialement présent (dans le cas des pertes à la ferme) ou du phosphore appliqué au sol (dans le cas des pertes à la parcelle).

5.1 COURS D'EXERCICE

Les études relatives aux pertes de phosphore par ruissellement en provenance des cours d'exercice sont en nombre limité (trois études revues). Une seule présente des pertes par lessivage. Les valeurs rapportées (Tableau 6) montrent des ordres de grandeur similaires. Toutefois, elles ne permettent pas de considérer le type de surface, la pente de la cour d'exercice, la présence de litière au sol, le recouvrement de la cour par une toiture ou la densité animale dans la cour d'exercice (tous des facteurs rapportés dans les études revues) dans l'identification du coefficient de pertes. Les coefficients retenus sont les moyennes des valeurs rapportées dans la littérature. Le coefficient de perte par lessivage est basé sur une seule étude, ce qui en limite fortement la représentativité.

Tableau 6. Coefficients de pertes reliées aux cours d'exercice

Conditions	Écoulement	Pertes de P(%)	Références
1) Différents types de surface	Ruissellement	0.6 à 1.2	Cournoyer <i>et al.</i> (1990)
2) Différents types de surface	Ruissellement	1*	Lagacé (1989) cité par Cluis (1993)
3) Différentes densités animales	Ruissellement	0.7 à 1.3*	Coote et Hore (1977) cités par Cluis (1993)
Coefficient retenu		1	
1) Différents types de surface	Lessivage	1 à 2	Cournoyer <i>et al.</i> (1990)
Coefficient retenu		1.5	

* : Basé sur une production annuelle de 29.9 kg P par unité animale (Cluis, 1993)

5.2 AMAS DE FUMIER

Les études relatives aux pertes de phosphore par ruissellement en provenance des amas de fumier sont aussi en nombre limité (trois études revues). Deux études présentent des pertes par lessivage. Les valeurs rapportées (Tableau 7) montrent des ordres de grandeur assez similaires. Toutefois, elles ne permettent pas de considérer le type de surface (amas sur le sol ou dalle de béton) dans le coefficient de pertes. Les coefficients retenus sont les moyennes des valeurs rapportées dans la littérature.

Tableau 7. Coefficients de pertes reliées aux amas de fumier

Conditions	Écoulement	Pertes de P (%)	Références
1) Plate-forme étanche	Ruissellement	2 à 4	Cournoyer <i>et al.</i> (1990)
Amas sur le sol	Ruissellement	1.5	
2) Dalle de béton	Ruissellement	5 à 6	Piché et Gangbazo (1995)
Amas sur le sol	Ruissellement	3	Piché et Gangbazo (1995)
Coefficient retenu		3.8	
1) Amas sur le sol	Lessivage	0.5	Cournoyer <i>et al.</i> (1990)
2) Amas sur le sol	Lessivage	1.4	Gagnon et Elustondo (1994)
Dalle de béton	Lessivage	4.4	
Coefficient retenu		2.1	

5.3 EAUX DE LAITERIE

Quatre études ont visé les pertes de phosphore à l'environnement en provenance des eaux de laiterie (Tableau 8). Trois d'entre elles ont été réalisées en Ontario et une seule au Québec. Mêmes si elles sont exprimées différemment, les pertes dans les fermes ontariennes sont similaires à celles mesurées au Québec si on considère un troupeau de 70 vaches en lactation. Les valeurs disponibles ne permettent pas de prendre en compte le volume de lait produit par vache.

En raison de la nature des données disponibles, seule l'étude réalisée au Québec a été retenue pour identifier un coefficient de perte. Ceci qui peut limiter grandement la représentativité de la valeur utilisée. Les pertes de phosphore à l'environnement en provenance des eaux de laiterie ont néanmoins été conservées dans l'outil en raison de l'importance de cette activité au Québec.

Tableau 8. Coefficients de pertes reliées aux eaux de laiterie

Conditions	Pertes de P	Références
1 à 3) Ontario	30 à 35 kg P/an	Hayman (1989) UTRCA (1987) UTRCA (1989)
4) Québec	0.3 et 0.5 kg P / (vache en lactation x année)	Cournoyer et Racine (1995)
Coefficient retenu	0.4 kg P / (vache en lactation x année)	

5.4 SITE DE COMPOSTAGE

Une seule étude sur les pertes de phosphore en provenance des sites de compostage a été revue (Tableau 9). Les pertes qui y sont rapportées sont donc sujettes à caution. Par ailleurs, le compostage à la ferme est une activité relativement marginale comparativement aux modes de gestion habituels du fumier. Pour ces raisons, il a été décidé de ne pas considérer ce processus dans l'outil développé.

Tableau 9. Coefficients de pertes reliées aux sites de compostage

Conditions	Pertes de P (%)	Références
1) Québec fumier de bovin très pailleux	0.8	Gagnon et Elustondo (1994)
Québec fumier de bovin très pailleux	1.7	

5.5 RUISSELLEMENT ET ÉROSION

Huit études ont été revues concernant les pertes de phosphore par ruissellement et érosion au niveau de la parcelle (Tableau 10). Les résultats rapportés dans ces études sont très variables (en fonction des études et dans le temps) et parfois même contradictoires. Il est très difficile d'extraire de cette synthèse des coefficients qui tiennent compte du type de sol, de la pente, du travail du sol, de la culture, de la présence de résidus de récolte, de la teneur en P du sol, du type de fertilisant appliqué, de son mode d'application ou de la période d'application du phosphore, tous des facteurs considérés comme ayant une influence sur les masses de phosphore perdues par ruissellement et érosion. Par ailleurs, il n'a pas été possible de distinguer les pertes de Pd dans l'eau de ruissellement des pertes de PP adsorbé aux particules de sol. Le coefficient choisi représente donc les pertes de Pt exportées à la fois par ruissellement et érosion.

Tableau 10. Coefficients de pertes reliées au ruissellement et à l'érosion

Conditions	Région d'étude	Pertes de P (%)	Références
1) Fert. min. / loam limoneux / maïs / pluie simulée / trav. Sol (SD/TR/TC)	Grands Lacs	5.74 / 6.51 / 8.49	Mueller <i>et al.</i> (1984)
Engrais ferme (contenu par défaut) + fert. min. / loam limoneux / maïs / pluie simulée / trav. Sol (SD/TR/TC)	Grands Lacs	1.39 / 1.44 / 3.01	
2) Pente 4.5 à 5.2% / prairie	Vermont	0.75	King et Clausen (1989)
3) Pas d'incorporation / loam / pente 3% / pluie artificielle 1 h après épandage	Québec	4 à 12	Gangbazo (1991)
Pas d'incorporation / loam / pente 3% / pluie artificielle 48 h après épandage	Québec	3 à 4	
Incorporation / loam / pente 3% / conditions naturelles	Québec	0 - 0.8	
Pas d'incorporation / loam / pente 3% / conditions naturelles	Québec	3 - 4.7	
4) Pas d'incorporation / pente 10 à 13% / prairie et chaume de maïs / pluie simulée 1 h après épandage	Québec	< 1 à 8.2	Lalime (1991)
Incorporation / pente 10 à 13% / prairie et chaume de maïs / pluie simulée 1 h après épandage	Québec	< 1%	
5) Fert. min. et engrais ferme / loam limoneux / pente 7% / maïs / TC	Québec (Estrie)	0.14 à 1.56	Gangbazo <i>et al.</i> (1997)
6) Fert. min. / loam limoneux et loam sableux / trav. Sol (TC/TR/PI)	Québec	0.015 à 1.23	Karemangingo <i>et al.</i> (1997)
Engrais ferme (lisier porcs et lisier bovins) / loam limoneux et loam sableux / trav. Sol (TC/TR/PI)	Québec	0.005 à 0.82	
7) Fert. min. et org. / loam limoneux / pente 7% / maïs / TR	Québec (Estrie)	0.4	Gangbazo <i>et al.</i> (1998)
8) Fert. min. / maïs et soya / TR	Minnesota	2.3*	Rehm <i>et al.</i> (1998)
Fert. min. / maïs et soya / TC	Minnesota	6.6*	
Fert. min. / maïs / SD	Virginie	0.34 et 1.04*	
Fert. min. / maïs / TC	Virginie	1.64 et 6.8*	
Coefficient retenu			
Avec incorporation		0.4	
Sans incorporation		3.9	

* : Ces chiffres représentent les pertes provenant des fertilisants seulement (les pertes provenant de parcelles non fertilisées représentant le " bruit de fond " ont été soustraites).

Dans les études revues, certaines informations relatives aux quantités de phosphore appliquées sur le terrain ne sont pas citées explicitement, ce qui rend difficile le calcul d'un coefficient de perte. Dans certaines cas (Pesant *et al.*, 1997 ; Rehm *et al.*, 1998), des pertes de phosphore ont été mesurées en l'absence de fertilisation. Ces pertes proviennent de la richesse " naturelle " du sol en phosphore. Les résultats de l'étude de Pesant *et al.* (1997) sous culture de maïs-grain n'ont pas été utilisés car les pertes mesurées excédaient de 100% les apports en phosphore sur la parcelle. Quoique cette situation soit plausible en présence d'une fertilité du sol très importante, ces résultats

n'ont pu être considérés car il est impossible d'en extraire un coefficient de pertes. Par ailleurs, dans certains cas (Ginting *et al.*, 1994 ; Randall *et al.*, 1997), les doses d'engrais de ferme appliqués ne sont pas mentionnées dans les études. Dans ce cas, les résultats n'ont pu être exploités. Lorsque la dose est mentionnée mais pas le contenu en phosphore (Mueller *et al.*, 1984), les valeurs par défaut proposées par le CPVQ (1996) sont utilisées. Dans d'autres cas, les doses d'engrais minéral ont été appliquées "selon les besoins agronomiques" sans être précisées (Gangbazo *et al.*, 1997 ; Guertin *et al.*, 1997 ; Karemangingo *et al.*, 1997). Dans ce cas, les doses recommandées par le CPVQ (1996) pour un sol de fertilité moyenne ont été utilisées. Dans une étude, les unités des pertes erronées ont été identifiées et ont été corrigées (de g/m² à mg/m²).

En raison de la grande variété de résultats identifiés dans la revue de littérature, une seule étude, celle de Gangbazo (1991), a été retenue dans l'outil. Cette étude a été choisie en raison de sa représentativité (climatique et pédologique) et en raison de la distinction claire qu'elle fait sur l'influence de la présence ou non d'une incorporation sur les pertes de phosphore par ruissellement et érosion. Les résultats obtenus dans cette étude sont compatibles (ordre de grandeur) avec d'autres études réalisées au Québec. Au vu de la synthèse présentée au Tableau 13, il est clair que des études systématiques sont requises pour quantifier plus précisément les pertes de phosphore par ruissellement et érosion.

5.6 DRAINAGE ET LESSIVAGE

Les pertes de phosphore par drainage et lessivage ont longtemps été négligées en raison de la grande capacité d'adsorption des sols vis-à-vis du phosphore. Depuis quelques années, l'état de saturation de beaucoup de sols au Québec a augmenté de manière telle que les pertes de phosphore par drainage et lessivage deviennent une préoccupation environnementale importante. Un certain nombre de travaux ont été réalisés sur les pertes de phosphore par drainage et lessivage en relation avec le degré de saturation du sol en phosphore, mais les pertes à la parcelle sont rarement quantifiées. Trois études seulement (Tableau 11) rapportent les masses de phosphore exportées par drainage. Aucune n'a été revue concernant les masses exportées par lessivage. Dans tous les cas, les coefficients de perte en phosphore ne font pas état de l'état de saturation du sol. Aucune information n'était disponible relativement aux volumes d'eau exportés vers les drains et vers la nappe.

Les résultats de l'étude de Pesant *et al.* (1997) sous culture de maïs-grain ont généré des pertes par ruissellement excédant 100% des apports en phosphore sur la parcelle. Il est possible que des contenus élevés en phosphore dans le sol expliquent aussi les importantes pertes par drainage mesurées. Ces auteurs ont aussi observé des pertes de phosphore par drainage en l'absence de fertilisation (sous culture d'orge).

En raison de cette grande disparité de conditions expérimentales et de l'importance évidente de la richesse du sol sur les pertes par lessivage et drainage, les coefficients de perte trouvés sont difficilement utilisables dans l'outil. Il semble plus pertinent d'étudier les pertes de phosphore par lessivage et drainage comme une fraction du phosphore présent dans le sol plutôt qu'une fraction des fertilisants appliqués. Cette approche a été retenue dans l'outil développé, considérant l'absence de littérature relativement à la fraction mobile.

Tableau 11. Coefficients de pertes reliées au drainage et au lessivage

Conditions	Région d'étude	Pertes de P (%)	Références
1) Fert. min. et engrais ferme / loam limoneux / pente 7% / maïs / TC	Québec (Estrie)	0.067 à 0.73	Gangbazo <i>et al.</i> (1997)
2) Fert. min. / Loam limoneux / maïs-grain / trav. Sol (C/SD/TR)	Québec	8.25 / 6.18 / 6.99	Pesant <i>et al.</i> (1997)
3) Fert. min. et org. / loam limoneux / pente 7% / maïs / TR	Québec (Estrie)	0.09	Gangbazo <i>et al.</i> (1998)

5.7 ZONES TAMPON

La revue de littérature n'a pas mis en évidence le rôle du climat (quantité de précipitations, présence de neige, température) sur l'efficacité des bandes riveraines et des marais épurateurs à prélever le phosphore dans l'eau de ruissellement. Toutefois, il paraît logique que le ralentissement de l'activité des micro-organismes et le gel du sol aient une influence sur l'interception du phosphore. Les études utilisées pour identifier les coefficients de pertes (pour les bandes riveraines et les marais épurateurs) ont donc été limitées à celles dont le climat est similaire à celui du Québec (aucune n'ayant été réalisée au Québec). Ainsi, trois études ont été utilisées relativement aux bandes riveraines et onze études pour les marais épurateurs et autres dispositifs d'atténuation.

5.7.1 Bandes riveraines

La revue de littérature a mis en évidence l'influence de la largeur de la bande riveraine ainsi que la nature du milieu traversé (herbacé ou forestier) sur la capacité de rétention de ce dispositif. Toutefois, les études ne permettent pas de statuer clairement sur le rôle de ces éléments et il n'a pas été possible de faire intervenir directement l'un ou l'autre de ces facteurs dans le coefficient. Une valeur minimale de bande riveraine de 1.5 m a toutefois été identifiée par Franco *et al.* (1996) comme étant suffisamment large pour permettre un abattement de 75% de la charge de phosphore entrant. Cette largeur a donc été conservée dans l'outil comme un seuil en-dessous duquel il n'y a pas d'épuration.

Tableau 12. Efficacité des bandes riveraines (climats nordiques)

Conditions	Région d'étude	Rétention (%)	Références
1) Forestière	Allemagne	89	Knauer et Mander (1989)
2) Largeurs de 5, 10 et 15 m	Norvège	51(5)*, 71(10) et 73(15)	Syversen (1994)
3) Largeur de 10 m	Sud de la Finlande	20 à 36	Uusi-Kämpä et Ylärinta (1996)
Coefficient retenu		62	

* : Entre parenthèse : largeur de la bande riveraine (m)

Comme dans le cas du ruissellement et de l'érosion, il n'a pas été possible de distinguer la rétention du Pd de celle du phosphore adsorbé aux particules de sol. Le coefficient choisi représente donc les pertes de Pt (dissous et adsorbé) exportées à la fois par ruissellement et par érosion. Le coefficient retenu (en présence d'une largeur supérieure à 1.5 m) est la moyenne des études réalisées sous un climat nordique (Tableau 12).

5.7.2 Marais épurateurs et autres dispositifs d'atténuation

En raison de données très variables (et souvent non disponibles), la revue de littérature n'a pas permis de mettre en évidence l'influence de la dimension du marais épurateur sur sa capacité de rétention. La nature du marais (construit ou naturel) semble avoir une influence, mais il n'a pas été possible d'identifier un coefficient de rétention représentatif pour chaque type de dispositif. Par ailleurs, une grande variété de dispositifs de rétention a été décrite dans la littérature. Sauf exception (Braskerud, 1994 ; Raisin *et al.*, 1997), la plupart des dispositifs étudiés se sont avérés prometteurs au niveau de la rétention du phosphore (dissous et particulaire) provenant à la fois du ruissellement à la parcelle et des eaux usées de la ferme. Les coefficients rapportés pour les climats semblables à celui du Québec (Tableau 13) sont toutefois très variables.

En raison de la grande diversité des dispositifs et de la grande variation des coefficients de rétention par les marais épurateurs et autres dispositifs d'atténuation, et malgré leur efficacité à réduire les pertes de phosphore à l'environnement, il a été considéré que les connaissances à ce sujet ne sont pas suffisamment complètes. Pour cette raison, les marais épurateurs et autres dispositifs d'atténuation n'ont pas été intégrés dans l'outil.

Tableau 13. Efficacité des marais épurateurs (climats nordiques)

Conditions	Région d'étude	Rétention (%)	Références
1) Plaine d'inondation	Allemagne	80	Knauer et Mander (1989)
2) Marais construits et naturels	Vermont (USA)	92	Schwer et Clausen (1989)
3) Marais de macrophytes / marais 1.1 ha	Sud de la Suède	62	Hörberg et Kylefors (1991)
4) Zone racinaire / 0.11 ha	Sud de la Suède	60 à 92	Hörberg et Kylefors (1991)
5) Marais de macrophytes fossé épurateur zone racinaire marais naturel / 18 ha	Estonie	56 à 67	Mander <i>et al.</i> (1991)
	Estonie	60 à 92	Mander <i>et al.</i> (1991)
	Estonie	60 à 75	Mander <i>et al.</i> (1991)
	Estonie	27 à 88	Mander <i>et al.</i> (1991)
6) Marais de sédimentation / bassin 650 ha / marais 0.09 ha	Sud de la Suède	8	Lindkvist (1992)
7) Marais construit	Maine (USA)	82 à 92	Higgins <i>et al.</i> (1993)
8) Marais artificiel / 18 ha	Sud de la Norvège	98	Jenssen <i>et al.</i> (1993, 1995)
9) Marais de sédimentation / bassin 650 ha	Sud de la Suède	22	Lindkvist et Hakansson (1993)
10) Marais artificiel / bassin 50 à 100 ha / marais 0.02 à 0.09 ha	Sud de la Norvège	20 à 42	Braskerud (1994)
11) Marais de sédimentation / bassin 580 ha / marais 0.18 ha	Sud de la Finlande	35	Hirvonen <i>et al.</i> (1996)

5.8 SYNTHÈSE DES RÉSULTATS DES REVUES DE LITTÉRATURE

Les revues de littérature ont permis d'identifier les aspects du devenir du phosphore pour lesquels il existe encore beaucoup d'incertitude. Le Tableau 14 résume le degré de connaissance des différents processus responsables du devenir du phosphore. Ce tableau permet d'identifier les lacunes et les incertitudes et de recommander des axes de recherche prioritaires.

Les pertes de phosphore reliées aux activités de ferme ont été très peu étudiées et la littérature scientifique y faisant référence est très limitée. L'information disponible à ce sujet provient d'une ou deux études réalisées au Québec. Les coefficients utilisés dans l'outil sont donc empreints d'une grande incertitude. Les activités de ferme ont néanmoins été conservées car elles sont très répandues dans les conditions québécoises. Les processus reliés aux transformations du phosphore au niveau de la parcelle cultivée ont été étudiés dans différentes conditions et la littérature scientifique y faisant référence est assez abondante. L'information utilisable dans un outil comme celui visé est cependant très limitée, en raison de la grande complexité des phénomènes en jeu. Les pertes par ruissellement, érosion, lessivage et drainage sont les processus les moins bien connus. Pour certains processus comme le ruissellement, plusieurs études sont disponibles mais les résultats sont difficilement utilisables et les

coefficients sont très variables. Des processus importants, comme le drainage et le lessivage du phosphore, sont très peu étudiés et donc très peu connus. Leurs coefficients sont au mieux approximatifs. L'impact des bandes riveraines sur l'abattement du phosphore est peu connu, quoiqu'il soit possible d'établir une largeur minimale efficace pour retenir le phosphore. L'impact des marais épurateurs et autres dispositifs d'atténuation est très mal connu et il n'a pas été jugé pertinent de l'intégrer dans l'outil.

D'autres processus, comme l'apport de phosphore par les fertilisants, le prélèvement par les plantes ou le contenu en phosphore du sol, n'ont pas été revus dans la littérature en raison d'un bon degré de connaissance actuel sur ces conditions. Ces processus sont bien ou très bien connus par les agronomes de terrain et par les agriculteurs.

Tableau 14. Degré de connaissance des différents processus représentés

PROCESSUS	DEGRÉ DE CONNAISSANCE			
	Très peu connu	Peu connu	Bien connu	Très bien connu
Amas de fumier	X			
Cour d'exercice	X			
Eaux de laiterie	X			
Site de compostage	X			
Apport par les fertilisants				X
Prélèvement par les plantes				X
Contenu en P dans le sol			X	
Ruissellement et érosion	X			
Lessivage et drainage	X			
Bandes riveraines		X		
Marais épurateurs et autres	X			

Les données recueillies dans la présente revue de littérature incitent donc à la prudence et imposent dès lors plusieurs limites dans le développement d'un outil d'évaluation des pertes de phosphore. Il va de soi qu'une meilleure compréhension des pertes en phosphore en provenance des activités agricoles passe par un plus grand nombre d'activités de recherche sur tous les processus qui sont très peu ou peu connus. Dans tous les cas, les coefficients utilisés pourront être modifiés dans des versions ultérieures de l'outil, selon l'information qui deviendra disponible dans la littérature.

6. REVUE DES MÉTHODES EXISTANTES DE SIMULATION DU DEVENIR DU PHOSPHORE

Au cours des années, différentes méthodes ont été développées pour simuler le devenir du phosphore en provenance des activités agricoles. Ces méthodes ont donné lieu au développement d'outils applicables dans différents contextes et permettant de résoudre des problématiques particulières. Les paragraphes suivants présentent les principaux outils développés depuis une vingtaine d'années.

6.1 CREAMS

Le logiciel CREAMS (Chemical, Runoff, Erosion and Agricultural Management Systems) a été développé pour le ministère de l'Agriculture des États-Unis. Son objectif est de prévoir l'impact des changements de pratiques culturales sur la perte de sol, d'azote, de phosphore et de pesticide à l'échelle du champ (Knisel, 1980). Cet outil peut être utilisé pour simuler le transport de phosphore dans une zone tampon herbacée (Williams, 1990). Il peut être utilisé, après adaptations majeures, pour simuler des bassins versants d'une grandeur de plusieurs centaines d'hectares. L'outil ne permet pas la simulation des pertes provenant des activités de ferme.

6.2 FERTISOL

Le logiciel FERTISOL (Gagné *et al.*, 1992) est un outil d'aide à la fertilisation et à la gestion des sols intégrant en priorité les engrais de ferme selon des critères agronomiques, environnementaux et économiques. Il a été conçu pour générer un plan global de fertilisation intégrée pour un ensemble de parcelles cultivées. Cet outil représente le devenir du phosphore à la parcelle avec une approche par bilan utilisant des coefficients d'exportation ou de pertes. Il ne tient pas compte des pertes de phosphore provenant des activités à la ferme ni de l'impact des zones tampon telles que les marais épurateurs ou les bandes riveraines.

6.3 FÈCES

Le logiciel FÈCES (Banton *et al.*, 1993) effectue le calcul du bilan environnemental et économique des fertilisants de ferme. La base temporelle du calcul est annuelle et les simulations de plusieurs années successives peuvent être réalisées pour étudier les tendances à long terme. Le bilan environnemental est basé sur le calcul d'un bilan hydrique auquel est combiné le bilan des nutriments (N, P et K). Le bilan économique est basé sur les coûts marginaux, i.e. les coûts ayant trait aux fertilisations et travaux reliés. Cet outil ne représente pas les pertes environnementales provenant des activités de ferme ni l'effet des marais épurateurs et des bandes riveraines.

6.4 CHEPTEL

Le logiciel CHEPTEL (Cluis, 1993) permet d'estimer les importances relatives des diverses contributions en phosphore de différentes activités reliées aux élevages intensifs, dans la mesure où ces opérations affectent à court terme la qualité des eaux de surface. Les sources de pertes de phosphore sont les cours d'exercice, les points d'accès du bétail au cours d'eau, les eaux de laiterie et les amas de fumier. L'outil permet aussi d'estimer les charges en phosphore issues de l'épandage au champ ainsi que celles provenant de l'érosion du sol. Les pertes à la ferme sont représentées de manière assez complète, mais les pertes à la parcelle (issues de l'épandage) sont représentées à l'aide d'un seul coefficient de perte. L'impact des zones tampon n'est pas inclus dans l'outil.

6.5 GIBSI

Le logiciel GIBSI (Villeneuve *et al.*, 1998) est un système informatisé de gestion intégrée des bassins versants. Cet outil permet de simuler des scénarios d'usage et de gestion détaillés (usage de l'eau, usage du territoire, rejets ponctuels, pollution diffuse d'origine agricole). Les modèles distribués de simulation (cycle de l'eau, érosion des sols, transformation et transport des polluants agricoles en milieu poreux et des polluants en milieu aquatique) prédisent les impacts de ces scénarios tout le long du réseau hydrographique. Ces impacts sont analysés au travers des principaux paramètres de quantité et de qualité de l'eau (débits, charges de sédiments et de polluants agricoles, taux de coliformes, température de l'eau, oxygène dissous, chlorophylle a, phosphore dissous, azote organique, nitrate, nitrite, ammonium et pesticide). En raison de l'échelle considérée (bassin versant), cet outil ne permet pas de simuler les processus au niveau de l'exploitation. Entre autres, les pertes de phosphore provenant des activités à la ferme et l'impact des zones tampon ne sont pas représentés.

6.6 INDICE DE PHOSPHORE

La méthode de l'indice de phosphore adaptée pour les conditions québécoises (Bolinder *et al.*, 1998) est une méthode qualitative permettant d'intégrer rapidement la plupart des caractéristiques d'un site conditionnant le devenir du phosphore. La méthode prend en compte l'érosion du sol, le potentiel de ruissellement, la saturation du sol en phosphore, son contenu en phosphore, la présence de résidus de culture ainsi que l'application d'engrais de ferme et d'engrais inorganiques. L'indice de phosphore est une approche qualitative permettant de classer différents sites en fonction de leur risque de contamination. Elle ne fournit aucune estimation quantitative des flux de phosphore. Par ailleurs, l'indice de phosphore ne prend pas en compte les risques de pertes de phosphore associées aux activités de ferme. Cette méthode est présentement

à l'étude par le Ministère des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec pour une utilisation dans la mise en place des plans de fertilisation. Cette méthode, qui a fait l'objet d'une étude approfondie, est présentée à l'Annexe 3.

6.7 CONCLUSION

Les outils revus permettent de faire une évaluation des pertes de phosphore en provenance des activités agricoles, directement reliée aux objectifs de développement de ces outils. En ce sens, les outils sont au mieux complémentaires puisqu'aucun ne présente une vue d'ensemble de la problématique au niveau de l'exploitation agricole. Par ailleurs, les connaissances concernant le devenir du phosphore dans l'environnement ont grandement évolué depuis le début des années 1980 et certains outils développés par le passé n'intègrent pas cette nouvelle information. Il y a donc nécessité de développer un outil qui soit représentatif des préoccupations à l'échelle de la ferme, qui prennent en compte tous les processus importants gérant le devenir du phosphore dans l'environnement, et ceci avec des représentations reflétant les dernières connaissances. Un tel outil doit notamment tenir compte des processus responsables des pertes de phosphore à la ferme et à la parcelle, tout en intégrant l'effet des zones tampon sur la réduction de ces pertes à l'environnement.

Devant la grande complexité des phénomènes impliqués dans le devenir du phosphore mise en évidence par la variété des résultats étudiés dans les revues de littérature, la représentation des processus la plus pertinente pour l'outil développé dans le cadre de la présente étude est une méthode par coefficients. Cette méthode a l'avantage d'être basée directement sur les résultats de la revue de littérature. Elle intègre à la fois l'ensemble des processus dominant le devenir du phosphore et les résultats les plus récents. Elle est très simple d'utilisation et, même si elle ne permet pas de tenir compte de certains processus reconnus influents mais dont l'impact n'est pas quantifié dans la littérature (ex. : effet du travail du sol sur les pertes de phosphore par ruissellement et érosion), elle est aussi fiable que les coefficients sur lesquelles elle est basée.

7. IDENTIFICATION DES ATTENTES DES UTILISATEURS POTENTIELS

Une phase d'identification des besoins des intervenants devait être réalisée dans le présent projet. Pour ce faire, deux activités séquentielles étaient envisagées auprès de différents intervenants et spécialistes, conseillers agronomes ou gestionnaires des ressources. On souhaitait dans une première étape cerner les visions des intervenants quant au type de méthode d'évaluation qui serait à leur avis pertinente, aux aspects que devrait toucher la méthode d'évaluation et enfin aux facteurs qui devraient être pris en compte. Dans une seconde démarche, les personnes auraient eu à se prononcer sur différentes méthodes proposées d'évaluation des pertes de phosphore.

Suite aux premières discussions avec les intervenants réalisées par les chercheurs de l'INRS-Eau et d'UDA Inc., il est apparu que la réflexion agro-environnementale reliée au phosphore avait été très peu amorcée chez la majorité des intervenants. Plusieurs d'entre eux ne voyaient pas à ce stade-ci l'intérêt même de l'intervention. Il est apparu que la majorité des intervenants de terrain, peu formés à la problématique environnementale, avaient de manière générale une attitude passive, voire hostile, aux mesures de protection. D'autre part, le mandat de réalisation du présent projet ayant été attribué par appel d'offres, plusieurs des spécialistes du domaine qui n'ont pas été retenus dans ce processus se sont montrés peu coopératifs. Enfin, le manque de connaissances approfondies à plusieurs niveaux du devenir de l'azote laissait douter certains intervenants de la possibilité du développement actuel d'un tel outil.

Il est donc apparu peu probable d'arriver à obtenir un consensus aux niveaux des intervenants quant au type d'outil à développer et à ses principales caractéristiques. Considérant la durée courte du mandat, nous ne disposions pas du temps requis pour amener un groupe d'intervenants à la connaissance requise et à l'implication souhaitée. Nous avons donc dû écarter l'étape d'identification des attentes et des fonctionnalités de l'outil. Œuvrant depuis plus de treize ans dans le domaine du développement d'outils agro-environnementaux, nous disposions cependant d'une excellente connaissance des besoins globaux et des attentes générales de la profession. C'est donc sur cette base que nous avons défini les caractéristiques de l'outil à développer.

8. MÉTHODE D'ÉVALUATION DES PERTES DE PHOSPHORE

Les processus impliqués dans les pertes de phosphore étant nombreux et complexes, une approche de simulation rigoureuse ne peut être directement appliquée. La méthode développée consiste donc en un compromis entre une représentation fiable et complète des processus impliqués et une approche purement empirique. Les phénomènes les plus complexes, généralement connus de manière très globale et empirique, ont été représentés au moyen de coefficients obtenus de la littérature. Les processus pouvant être aisément représentés par des calculs, essentiellement ceux reliés au calcul du bilan hydrique, ont été intégrés dans la méthode sous la forme d'une simulation simple et fiable. Un organigramme de la méthode développé est présenté à l'Annexe 4.

Tel que mentionné précédemment, les données recueillies dans la revue de littérature présentent de grandes variations et d'importantes lacunes ont été identifiées. Pour cette raison, devant la complexité des phénomènes représentés et parce que les processus gérant le devenir du phosphore dans le sol sont représentés au moyen de coefficients, les résultats provenant de l'outil doivent être utilisés à titre comparatif seulement. Par ailleurs, il est important de souligner que certaines pratiques culturales permettant de réduire les pertes de phosphore pourraient induire une augmentation des pertes d'autres éléments nutritifs comme l'azote. L'utilisateur devra donc en être conscient et maîtriser suffisamment les aspects agronomiques et environnementaux applicables aux exploitations agricoles.

8.1 FORME DE PHOSPHORE SIMULÉE

Le phosphore est présent sous différents états physiques dans l'environnement (phosphore dissous et phosphore particulaire) et sous différentes spéciations (inorganique et organique). Au Québec, le phosphore du sol mesuré de manière routinière est le phosphore Mehlich-3, i.e. le phosphore disponible pour les plantes. Par ailleurs, au Québec, le rapport P Mehlich-3 / Al Mehlich-3 est aussi mesuré dans les sols pour estimer le taux de saturation du sol en phosphore adsorbé (Giroux et Tran, 1996). Devant la grande complexité des processus impliqués dans le "cycle" du phosphore et l'absence de coefficients spécifiques à chaque forme, seul le phosphore minéral total, i.e. la somme du phosphore minéral dissous et du phosphore minéral particulaire, est pris en compte dans l'outil développé. La représentation des processus est ainsi simplifiée, et les résultats de l'outil ne peuvent être utilisés pour évaluer l'impact de différents états physiques et spéciations du phosphore organique sous des formes inorganiques sur l'environnement.

8.2 PROCESSUS REPRÉSENTÉS

Les processus représentés sont les principaux processus identifiés dans la revue de littérature (Figure 3). Les pertes de phosphore à la ferme et sur les parcelles sont traitées séparément. Les coefficients utilisés ont été présentés au chapitre 5 (synthèse des données disponibles et identification des lacunes).

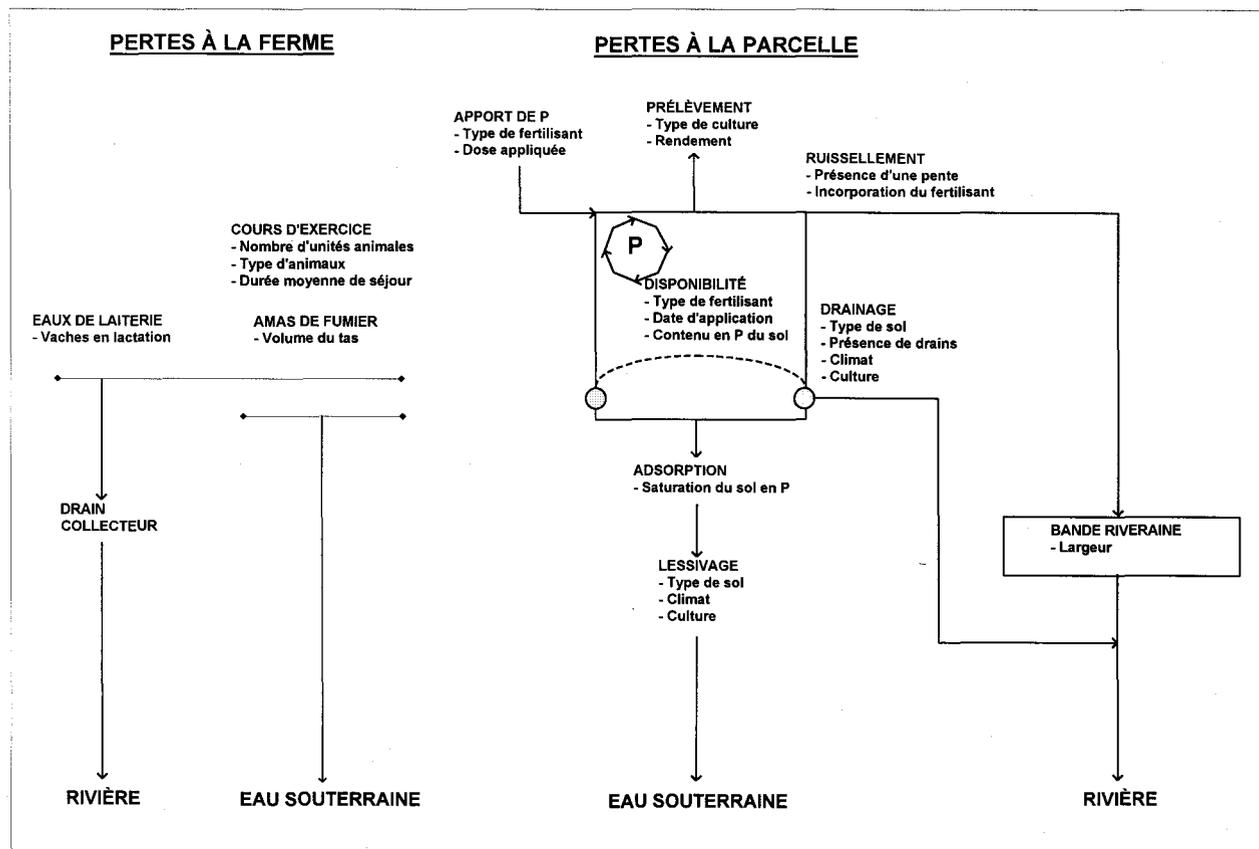


Figure 3. Processus représentés dans l'outil

8.3 PERTES DE PHOSPHORE À LA FERME

Tel que mentionné précédemment, les pertes de phosphore à la ferme sont très peu documentées dans les conditions québécoises. Les coefficients utilisés dans l'outil reflètent donc des conditions très particulières et ne peuvent être extrapolés avec certitude à l'ensemble des exploitations agricoles. Les pertes à la ferme ont néanmoins été intégrées dans l'outil puisqu'elles représentent une source réelle de phosphore dans l'environnement.

8.3.1 Cours d'exercice

Les pertes de phosphore reliées à la présence d'une cour d'exercice se font par ruissellement et par lessivage. Le ruissellement de surface se dirige au fossé collecteur, à moins qu'il ne soit récupéré par un dispositif spécifique (scénario non simulé par l'outil). En raison de la présence continue de pertes de phosphore par lessivage sous les amas de fumier, la saturation du sol en phosphore y est vraisemblablement suffisamment élevée pour permettre la mobilisation du phosphore par l'eau souterraine.

La quantité de phosphore perdue d'une cour d'exercice est fonction de la quantité de phosphore générée sur la cour, i.e. du nombre et du type d'animaux qui y sont présents ainsi que de la durée moyenne de leur séjour. En début de séjour, la cour est supposée être exempte de fumier. Celui-ci s'accumule pendant tout le séjour et est maximal en fin de séjour.

$$Volume_Cour = Nbr_Animaux \times Déjection \times Durée$$

Volume_Cour : volume moyen de fumier sur le sol de la cour d'exercice (m³)

Nbr_Animaux : nombre moyen d'animaux dans la cour d'exercice

Déjection : volume moyen de fumier produit par les animaux (m³/jour)

Durée : durée moyenne de séjour des animaux dans la cour d'exercice (jour)

Le contenu en phosphore dans le fumier accumulé sur le sol de la cour d'exercice est calculé en prenant les caractéristiques des déjections correspondant au type d'animaux présents dans la cour d'exercice (Tableau 15). La masse de phosphore perdue de la cour d'exercice au cours d'une année est obtenue en multipliant le contenu en phosphore moyen par le coefficient de perte identifié au chapitre 5.

$$P_Cour = Volume_Cour \times Densité \times Contenu_P$$

$$P_Pertes_Cour = P_Cour \times Coef_Cour$$

P_Cour : contenu en phosphore de la cour d'exercice (kg P)

Volume_Cour : volume moyen annuel de la cour d'exercice (m³)

Densité : densité des déjections (t M.F./m³) (M.F.: matière fraîche)

Contenu_P : contenu en phosphore des déjections (kg P/t MF)

P_Pertes_Cour : pertes de phosphore de la cour d'exercice (kg P)

Coef_Cour : coefficient de perte (1% pour le ruissellement et 1.5% pour le lessivage)

Tableau 15. Caractéristiques des déjections des animaux en cour d'exercice

Espèce animale	Déjections (l ³ /j)	Densité (t M.F./m ³)	Contenu P ₂ O ₅ (kg P/t M.F.)
Bovins laitiers	54.13	0.85	3.3
Bovins et bouvillons de boucherie	51.44	0.75	4.0
Porcs maternité	12.05	1	2.9
Porcs d'engraissement	71.68	1	2.5
Dindes et dindons	25.14	1	15.0
Ovins	23.22	0.6	8.0
Caprins	45.26	0.7	7.0
Chevaux	63.71	0.7	2.0

* : Données issues de l'Agdex 538 (groupe GÉAGRI Inc., 1995)

8.3.2 Amas de fumier

Les pertes de phosphore reliées à la présence d'amas de fumier (derrière l'étable) se font par ruissellement et par lessivage (les pertes reliées aux amas de fumier au champ ne sont pas représentées en raison de l'absence de données à ce sujet dans la littérature). Le ruissellement de surface se dirige au fossé collecteur à moins que l'amas de fumier ne soit contenu dans une structure étanche (scénario non simulé par l'outil). En raison de la présence continue de pertes de phosphore par lessivage sous les amas de fumier, la saturation du sol en phosphore y est vraisemblablement suffisamment élevée pour permettre la mobilisation du phosphore par l'eau souterraine.

Le volume moyen annuel de l'amas de fumier est fourni par l'utilisateur. Ce volume est multiplié par un facteur de 1.15 (facteur de compaction de la paille, Fraser, 1985, utilisé par Cluis, 1993). Le contenu en phosphore dans l'amas de fumier est calculé en multipliant le volume de matière fraîche (M.F.) par la densité moyenne d'un fumier de bovin (0.75 tonne de matière fraîche / m³) et par son contenu en phosphore moyen (3.8 kg P₂O₅ / tonne de matière fraîche = 1.7 kg P / tonne de matière fraîche) selon le CPVQ (1996). La masse de phosphore perdue de l'amas de fumier au cours d'une année est obtenue en multipliant le contenu en phosphore moyen par le coefficient de perte identifié au chapitre 5.

$$P_Amas = Volume_Amas \times 1.15 \times 0.75 \text{ t M.F./m}^3 \times 1.7 \text{ kgP/t M.F.}$$

$$P_Pertes_Amas = P_Amas \times Coef_Amas$$

P_Amas : contenu en phosphore de l'amas de fumier (kg P)

Volume_Amas : volume moyen annuel de l'amas de fumier (m³)

P_Pertes_Amas : pertes de phosphore de l'amas de fumier (kg P)

Coef_Amas : coefficient de perte (3.8% pour le ruissellement et 2.1% pour le lessivage)

8.3.3 Eaux de laiterie

La revue de littérature a montré que les pertes de phosphore provenant des eaux de laiterie sont fonction du nombre de vaches en lactation. Dans l'outil, ces pertes sont rejetées directement à l'environnement (l'outil ne permet pas de simuler un scénario où les eaux de laiteries sont traitées avant d'être rejetées). Les pertes de phosphore pour une ferme laitière sont calculées en multipliant les pertes par animal (c.f. chapitre 5) par le nombre de vaches en lactation.

$$P_Pertes_Laiterie = Perte_unitaire \times Nbr_vaches$$

P_Pertes_Laiterie : pertes de phosphore provenant des eaux de laiterie (kg P)

Perte_unitaire : perte de phosphore par vache en lactation (0.4 kg P / vache)

Nbr_Vaches : nombre de vaches en lactation

8.3.4 Sites de compostage

Une seule étude a été revue concernant les pertes de phosphore reliées à la présence de sites de compostage. En raison du manque de données, et puisque le compostage à la ferme est une activité relativement marginale comparativement aux modes de gestion habituels, les pertes provenant des sites de compostage n'ont pas été représentées dans l'outil.

8.3.5 Système d'épuration des eaux usées de la ferme

Les marais épurateurs sont reconnus comme des installations efficaces pour diminuer les charges de phosphore à l'environnement provenant des eaux usées de la ferme. Leur efficacité est toutefois très variable et les différentes études analysées donnent une large gamme de valeurs d'enlèvement (de 8 à 98%). Entre autres, les marais épurateurs doivent être de dimension suffisamment grande pour permettre la sédimentation des particules fines durant les périodes de forts débits. Leur dimension optimale est aussi fonction de la superficie drainée. Il n'a toutefois pas été possible d'obtenir de la littérature des coefficients d'efficacité reliés à la taille du marais et à la taille de la superficie drainée. Par ailleurs, d'autres systèmes d'épuration, tels que le champ d'épuration ou le fossé épurateur, sont utilisés pour traiter les eaux usées provenant des activités de ferme. Ces méthodes étant jusqu'à maintenant très peu étudiées, très peu de données sont disponibles à ce sujet dans la littérature. En raison de la grande incertitude sur les capacités de rétention du phosphore par les marais épurateurs des eaux usées de la ferme et en l'absence de données sur les alternatives, aucun système d'épuration n'est inclus dans l'outil développé.

8.4 PERTES DE PHOSPHORE À LA PARCELLE

8.4.1 Apport de phosphore par les fertilisants

Les engrais de ferme sont à la fois des engrais organiques et minéraux. Il est nécessaire d'effectuer quelques calculs pour arriver aux quantités d'éléments disponibles aux cultures car les éléments organiques doivent être décomposés par les micro-organismes du sol avant d'être assimilables par la plante. Par ailleurs, la fraction minérale des engrais de ferme est sujette à des pertes de sorte qu'une mauvaise période d'épandage, par exemple, réduira leur valeur fertilisante (CPVQ, 1996).

L'équivalent en phosphore minéral des engrais de ferme est variable en fonction du type de fertilisant. Le Tableau 16 (CPVQ, 1996) présente quelques valeurs typiques pour différents fumiers et lisiers (l'équivalent en phosphore dans le P_2O_5 est obtenu en divisant ces valeurs par 2.29).

Tableau 16. Contenu en phosphore des engrais de ferme

Type de fertilisant	kg P_2O_5 / t matière fraîche
Fumier de bovins	3.8
Lisier de bovins	1.4
Lisier de porcs maternité	2.9
Lisier de porcs à l'engraissement	2.5
Fumier de volailles	25.0
Lisier dense de volailles	15.0
Lisier dilué de volailles	7.0

Le CPVQ (1996) définit les coefficients moyens d'efficacité par le rapport de l'efficacité d'un élément nutritif (total) de l'engrais de ferme au même élément présent dans un engrais minéral de référence (Tableau 17). Ces coefficients multiplient l'équivalent en phosphore minéral (Tableau 16) des engrais de ferme.

Tableau 17. Coefficients d'efficacité des engrais de ferme

Type de fertilisant	Coefficient d'efficacité (%)
Fumier de bovins	65
Lisier et purin de bovins	80
Lisier de porcs	80
Fumier de volailles	65
Lisier de volailles	80

Par ailleurs, il est reconnu que le pH du sol a une influence sur la disponibilité des fertilisants phosphatés. Le CPVQ n'émet toutefois aucune recommandation à cet égard. L'effet du pH du sol n'a donc pas été intégré dans l'outil comme élément limitant la disponibilité des fertilisants phosphatés et le sol est considéré être à un pH optimal pour les cultures (entre 6.5 et 7).

L'épandage d'engrais de ferme à l'automne n'étant pas perçu comme une fertilisation efficace, la portion restante de ce fertilisant (après ruissellement, drainage et lessivage) contribue à la variation du stock interannuel. Comme ce dernier n'est pas considéré dans l'outil proposé, il n'est pas considéré disponible pour le prélèvement par les plantes. Toutefois, il s'agit malgré tout d'un intrant dans le système et celui-ci est comptabilisé comme tel vis-à-vis du ruissellement, du lessivage et du drainage. Le CPVQ recommande l'utilisation d'un facteur de division de 1.6 dans le calcul des pertes d'efficacité du P_2O_5 des engrais de ferme liées à un épandage automnal. Ces pertes proviennent de la fixation et de la rétroversion.

Le phosphore appliqué au printemps et à l'été est disponible pour le prélèvement par les plantes. Il est donc calculé en multipliant le contenu en phosphore du fertilisant par son coefficient d'efficacité.

$$P_Engrais_Ferme_Appliqué = P_Engrais_Ferme / 2.29$$

$$P_Engrais_Ferme_Disp = P_Engrais_Ferme_Appliqué \times Coef_Eff / Facteur_Division$$

$$P_Inorg_Appliqué = Dose_Inorg / 2.29$$

$P_Engrais_Ferme_Appliqué$: quantité de phosphore équivalent minéral provenant d'engrais de ferme appliqué sur le sol (kg P / ha)

$P_Engrais_Ferme$: équivalent en phosphore minéral de l'engrais de ferme appliqué (kg P_2O_5 / t MF)

$P_Engrais_Ferme_Disp$: quantité de phosphore équivalent minéral provenant d'engrais de ferme disponible pour le prélèvement par les plantes (kg P / ha)

$Coef_Eff$: coefficient d'efficacité des engrais de ferme

$Facteur_Division$: facteur de perte selon la période d'épandage

$P_Inorg_Appliqué$: quantité de phosphore inorganique disponible pour le prélèvement par les plantes (kg P / ha)

$Dose_Inorg$: dose de fertilisant inorganique appliqué (kg P_2O_5 / ha)

8.4.2 Phosphore disponible dans le sol

Le phosphore minéral apporté au sol est considéré être entièrement disponible. Le contenu en phosphore Mehlich-3 du sol mesuré avant l'apport de fertilisant sur la parcelle correspond au phosphore disponible pour le prélèvement par les plantes. Ce contenu en phosphore permet de tenir compte des antécédents culturaux sur la parcelle.

Le phosphore minéral total disponible dans le sol est donc la somme du phosphore équivalent minéral des engrais de ferme (valeur fertilisante multipliée par le coefficient d'efficacité), du phosphore minéral d'un fertilisant inorganique et du contenu en phosphore Mehlich-3 du sol.

$$P_Sol = P_Engrais_Ferme_Disp + P_Inorg_Appliqué + P_Mehlich - 3$$

P_Sol : contenu en phosphore minéral disponible du sol (kg P/ha)

P_Mehlich-3 : contenu en phosphore Mehlich-3 du sol (kg P/ha)

8.4.3 Prélèvement du phosphore par les plantes

Le prélèvement du phosphore par les plantes est calculé en multipliant le besoin en phosphore de la plante par le rendement de la récolte. Le rendement et le besoin en phosphore du plant total étant très souvent inconnu, le prélèvement ainsi calculé ne représente que celui de la partie exportée de la plante. La partie de la plante qui n'est pas exportée reste au sol sous forme de résidus végétaux. Le phosphore qui est présent dans ces résidus est éventuellement incorporé au sol. Le Tableau 18 (CPVQ, 1996) présente des prélèvements du phosphore pour différentes cultures.

Tableau 18. Prélèvement du phosphore par les cultures

Culture	Partie de la plante	Humidité (%)	Besoin(kg P/t)
Avoine	grain	14	4
Blé	grain	14	4
Orge	grain	14	4
Seigle	grain	14	3.2
Maïs-grain	grain	15	3
Maïs-ensilage	plant entier	65	0.9
Soya	fèves	10	6
Foin de graminée (- de 40% de légumineuse)	plant entier	M.S.*	2.5
Foin de graminée (+ de 40% de légumineuse)	plant entier	M.S.	3

* : M.S. = matière sèche

Les besoins en phosphore des cultures se réfèrent à une humidité de base. Étant donné que le rendement est généralement connu pour une humidité de 15%, il est nécessaire de faire une conversion pour homogénéiser les données. Pour convertir un besoin par tonne d'une humidité donnée à une humidité de 15%, il faut utiliser la formule suivante :

$$P_Besoin_15\% = P_Besoin \times \frac{100 - 15}{100 - Humidité_Base}$$

P_Besoin_15% : besoin en P des plantes à 15% d'humidité (kg P/t)

P_Besoin : besoin en P des plantes à l'humidité de base (kg P/t)

Humidité_Base : humidité de base du prélèvement indiquée au Tableau 18 (%)

Le prélèvement total de phosphore à l'échelle de la parcelle est calculé en multipliant le besoin en phosphore par le rendement de la culture à 15% d'humidité.

$$P_Plantes_15\% = P_Besoin_15\% \times Rendement_15\%$$

$P_Plantes_15\%$: prélèvement de phosphore par les plantes à 15% d'humidité (kg P/ha)

$Rendement_15\%$: rendement de la culture à 15% d'humidité (t/ha)

8.4.4 Pertes de phosphore par ruissellement et érosion

En raison de la complexité des phénomènes impliqués, les processus de ruissellement et d'érosion sont combinés en un seul vecteur exportant le phosphore (phosphore minéral total) à la surface du sol. Les résultats de la littérature sur les pertes de phosphore par ruissellement et érosion sont très hétérogènes. Des pertes très importantes sont mesurées dans certains cas alors que des pertes très faibles sont rapportées dans d'autres études, sans qu'il ne soit possible d'établir un lien avec des facteurs comme le type de sol, la pente ou le travail du sol.

L'étude de Gangbazo (1991) semble toutefois représentative des pertes en conditions de culture québécoises. Les résultats de cette étude ont donc été retenus pour l'outil. Les coefficients sont uniquement fonction de l'incorporation ou non du fertilisant lors de son application. Les coefficients de perte sont de 0.4% s'il y a incorporation du fertilisant et de 3.9% en l'absence d'incorporation. Le délai d'incorporation n'a pas d'influence sur le ruissellement et une incorporation après 24 h, 48 h ou 7 jours est considérée comme une incorporation immédiate par rapport au ruissellement.

Les travaux de Gangbazo (1991) ont été réalisés sur un sol ayant une pente de 3%. L'influence de ce facteur sur les masses de phosphore perdues n'a pas été étudié dans la littérature. La pente du sol est cependant reconnue comme influençant le ruissellement et l'érosion et par conséquent la masse de phosphore total exporté de cette manière. Une relation empirique faisant varier les pertes de phosphore (par le ruissellement et l'érosion) en fonction de la pente a été introduite dans l'outil. Pour une pente nulle, les pertes de phosphore par ruissellement sont nulles. Les pertes augmentent linéairement avec la pente jusqu'aux pertes observées par Gangbazo (1991), correspondant à une pente de 3%. Les pertes sont extrapolées entre les pentes 3 et 5% avec la même proportionnalité. Au-delà de 5% de pente, les pertes sont considérées constantes (comme pour le ruissellement de l'eau, voir Annexe 5). Cette représentation est basée sur l'hypothèse que la concentration de phosphore ruisselée demeure constante, peu importe le volume d'eau ruisselée.

Par ailleurs, les engrais de ferme et les engrais inorganiques ruissellent de la même manière. Les coefficients d'exportation par ruissellement du phosphore multiplient la quantité de phosphore appliquée au sol avant l'utilisation des coefficients d'efficacité et du facteur de division relié à la date d'épandage.

$$P_Ruiss = P_Appliqué \times Coef_Ruiss \times Pente$$

P_Ruiss : phosphore exporté par ruissellement (kg P/ha)

P_Appliqué : phosphore (engrais de ferme ou inorganique) appliqué sur le sol (kg P/ha)

Coef_Ruiss : coefficient d'exportation par ruissellement (0.4% avec incorporation et 3.9% sans incorporation)

Pente : pente du sol (%)

8.4.5 Pertes de phosphore par drainage et lessivage

Le phosphore minéral mobilisable par drainage et lessivage dans le sol est reconnu pour être relié au degré de saturation du sol en phosphore (Beauchemin *et al.*, 1996). Dans leur *Indice de Phosphore*, Bolinder *et al.* (1998) suggèrent une évolution du risque associé à cette saturation (Tableau 19).

Tableau 19. Classe de risque associée à la saturation du sol en phosphore

Saturation en phosphore*	Classe de risque
0-2.5 %	Très faible
2.5-5 %	Faible
5-10 %	Moyen
10-20 %	Élevé
>20 %	Très élevé

* : Estimée par le rapport P Mehlich-3 / Al Mehlich-3

Il existe très peu d'études rapportant des coefficients de pertes reliés à la saturation du sol en phosphore. Le seuil de saturation du sol en phosphore au-delà duquel il y a migration a été fixé arbitrairement à 10, correspondant à la classe de risque "Élevé". Même dans ces conditions, une partie seulement du phosphore disponible du sol peut migrer. Encore une fois, mentionnons qu'il existe très peu d'études fournissant un coefficient de migration du phosphore disponible. Un coefficient de perte vers l'eau souterraine de 1% du phosphore présent dans le sol avait été utilisé dans le logiciel FÉCES (Banton *et al.*, 1993). En l'absence de données supplémentaires à ce sujet, cette valeur a été retenue dans l'outil.

Le phosphore migrant avec l'eau souterraine peut être mobilisé par drainage ou par lessivage. Le drainage est l'interception de l'eau et du phosphore par le système de drains souterrains. Le lessivage, quant à lui, est la perte d'eau et de phosphore vers la nappe phréatique. Le phosphore ainsi mobilisé est évacué par les eaux souterraines à l'extérieur de la parcelle. En l'absence d'un système de drainage, tout le phosphore disponible migre par lessivage.

Dans une parcelle drainée, la répartition du phosphore disponible qui migre est faite en fonction de la fraction drainée dépendante du type de sol (voir Annexe 5). Si la saturation en phosphore du sol excède 10%, le phosphore mobilisable total est d'abord calculé. Dans le cas d'une parcelle drainée, les fractions évacuées vers le lessivage et le drainage sont ensuite déterminées.

$$P_Mobilisable = P_Disponible \times 0.01$$

$$P_Drainé = P_Mobilisable \times Coef_Drain$$

$$P_Lessivé = P_Mobilisable \times (1 - Coef_Drain)$$

P_Mobilisable : phosphore minéral mobilisable dans le sol (kg P/ha)

P_Disponible : phosphore minéral disponible après les apports, le ruissellement et le prélèvement par les plantes (kg P/ha)

P_Drainé : phosphore minéral exporté par drainage (kg P/ha)

Coef_Drain : fraction de l'eau exportée par les drains

P_Lessivé : phosphore exporté par lessivage (kg P/ha)

8.4.6 Atténuation par la bande riveraine

Le phosphore perdu par ruissellement sur les parcelles peut être intercepté par les bandes riveraines. La filtration du phosphore par la bande riveraine diminue exponentiellement avec la distance parcourue : près du champ, la quantité de phosphore adsorbée et transformée est significativement plus grande qu'au milieu ou en bordure extérieure de la bande riveraine (Mander *et al.*, 1991 ; Vought *et al.*, 1994). Même une bande riveraine assez étroite peut donc apporter une épuration significative de la charge en phosphore. La synthèse de la littérature a permis d'identifier que la largeur minimale pour atténuer les flux de phosphore est de 1.5 m dans le cas des bandes riveraines. Dans ces conditions, le phosphore retenu par la bande riveraine est calculé en multipliant le phosphore ruisselé par le coefficient d'efficacité (62%).

$$P_Bande_Riveraine = P_Ruiss \times 0.62$$

P_Bande_Riveraine : phosphore retenu par la bande riveraine (kg P/ha)

P_Ruiss : phosphore ruisselé (kg P/ha)

Dans l'outil, en l'absence d'une bande riveraine ou si la bande riveraine est moins large que 1.5 m, la charge en phosphore du ruissellement de surface atteint la rivière sans atténuation.

8.4.7 Bilan hydrique

Le calcul du bilan hydrique est réalisé par une méthode d'interpolation effectuée sur un ensemble de scénarios de sols, de climats et de pratiques culturales simulés au préalable à l'aide du logiciel AgriFlux (Banton et Larocque, 1997). AgriFlux est un modèle mécaniste (basé sur une représentation physique des processus) et stochastique (incorporant la variabilité des paramètres) simulant l'écoulement de l'eau et le devenir des contaminants d'origine agricole (nitrates et pesticides) dans la zone non saturée du sol. Au point de vue du bilan hydrique, AgriFlux représente les processus de ruissellement, d'infiltration, d'évapotranspiration, de percolation, de drainage et de lessivage.

AgriFlux est un modèle relativement complexe et il ne peut être intégré directement dans l'outil développé. Toutefois, comme il a été utilisé avec succès pour simuler le bilan hydrique et les pertes environnementales de contaminants agricoles sous différentes conditions climatiques (Banton *et al.*, 1995 ; Larocque et Banton, 1995 ; Larocque et Banton, 1996 ; Dupuy *et al.*, 1997a, 1997b ; Larocque *et al.*, 1998 ; Novak, 1999), il est considéré comme un outil prévisionnel fiable. Le modèle a donc été utilisé pour simuler un ensemble de scénarios possibles correspondant aux choix présentés à l'utilisateur. En raison du très grand nombre de combinaisons possibles de ces données, il a été nécessaire d'identifier les scénarios les plus représentatifs. Par la suite, les cas intermédiaires sont calculés dans l'outil pour chaque nouveau scénario demandé par l'utilisateur. Cette démarche permet d'intégrer la précision des résultats d'un modèle relativement complexe dans l'évaluation du bilan hydrique d'un outil simple. Elle a été utilisée lors du développement du logiciel FÈCES et a fait l'objet d'une publication scientifique (Banton *et al.*, 1996).

La simulation du bilan hydrique est utilisée dans l'outil développé pour la répartition des pertes de phosphore correspondant aux flux massiques ruisselés, drainés et lessivés à la parcelle. Le détail du calcul du bilan hydrique est présenté à l'Annexe 5.

9. PRÉSENTATION DE L'OUTIL INFORMATIQUE LOPHOS

La méthode développée a été intégrée dans un outil informatisé d'aide à la gestion appelé LoPhos. Le logiciel est directement disponible et d'accès libre sur le site internet de l'INRS-Eau (www.inrs-eau.quebec.ca), ce qui en permet une large diffusion et une rapide mise à disposition.

9.1 INFORMATIONS GÉNÉRALES

9.1.1 Caractéristiques techniques de l'outil

Le logiciel LoPhos a été développé avec Borland C/C++ 5.0. Son utilisation requiert le système d'exploitation Windows95 ou Windows98. LoPhos peut être utilisé sur tout ordinateur pouvant supporter l'un ou l'autre de ces systèmes d'exploitation.

9.1.2 Procédure d'installation

Pour installer le logiciel LoPhos, il faut suivre les étapes suivantes :

1. Insérer la disquette dans le lecteur A.
2. Dans le menu Démarrer de Windows95 choisir l'item Exécuter.
3. Exécuter le programme « A :\setup.exe ».

9.2 PAGE D'ACCUEIL

La page d'accueil s'affiche automatiquement lorsque le logiciel est activé. Elle présente l'outil et permet à l'utilisateur de personnaliser son application. Dans cette page, se retrouve aussi un message avertissant l'utilisateur qu'il « *assume tous les risques et responsabilités découlant de l'utilisation et de l'application du logiciel, incluant l'interprétation des résultats* ». En cliquant sur le bouton OK, l'utilisateur peut saisir les paramètres requis pour les calculs.

Nom de l'exploitation

L'utilisateur doit identifier le nom de l'exploitation étudiée. Ce nom sera inscrit en entête des résultats.

Région climatique

L'utilisateur doit choisir une des régions climatiques du Québec inscrites dans la liste déroulante (Tableau 20). À chaque région sont associés les paramètres de calcul des flux du bilan hydrique du sol (ruissellement, drainage et lessivage).

Tableau 20. Liste des régions climatiques

Région climatique
Saguenay - Lac St-Jean – Côte Nord
Outaouais
Abitibi – Témiscamingue – Nord du Québec
Sud-Ouest de Montréal – Montérégie est/ouest
Montréal – Laval – Lanaudière
Bas St-Laurent – Gaspésie – Îles de la Madeleine
Mauricie
Chaudière – Appalaches
Estrie – Centre du Québec
Québec

9.3 PERTES DE PHOSPHORE À LA FERME

Pour saisir les paramètres relatifs aux activités de ferme et aux pertes qui en résultent, l'utilisateur doit cliquer sur l'image des activités de ferme (bâtiments de ferme et amas de fumier). Cette action ouvre la boîte de dialogue permettant de saisir l'information requise. Celle-ci peut aussi être accédée à partir de l'item *Données* du menu principal.

LoPhos : d:\projets\phosphore\plente.phs

Fichier Données Affichage Aide

À la ferme

À la parcelle

Ferme

Cour d'exercice (avec ruissellement non récupéré)

Nombre d'unités animales: 5

Durée moyenne du séjour (j): 10

Type d'animaux: Bovins laitiers

Amas de fumier (non contenu par une structure étanche)

Volume moyen annuel (m³): 15

Eaux de laiterie (rejetées à l'environnement)

Nombre de vaches en lactation: 20

Ok Annuler

Figure 4. Boîte de dialogue décrivant les activités à la ferme

9.3.1 Cours d'exercice

Les pertes de phosphore provenant de la cour d'exercice ont lieu seulement si celle-ci n'est pas munie d'un système permettant la récupération du ruissellement.

Nombre d'unités animales

Nombre moyen d'unités animales dans la cour d'exercice.

Durée moyenne du séjour (j)

Période moyenne durant laquelle un groupe d'animaux est présent dans la cour d'exercice. Dans le cas où la cour d'exercice est nettoyée pendant le séjour d'un même groupe d'animaux, la durée moyenne de séjour correspond à l'intervalle entre deux nettoyages.

Type d'animaux

L'utilisateur doit choisir à partir d'une liste déroulante le type d'animaux présents dans la cour d'exercice (Tableau 21). Le type d'animaux détermine la quantité journalière de déjections et leur contenu en phosphore.

Tableau 21. Liste des types d'animaux présents dans la cour d'exercice

Type d'animaux
Bovins laitiers
Bovins et bouvillons de boucherie
Truies
Porcs d'engraissement
Dindes et dindons
Ovins
Caprins
Chevaux

9.3.2 Amas de fumier

Les pertes de phosphore de l'amas de fumier ont lieu seulement si celui-ci n'est pas contenu dans une structure étanche.

Volume moyen annuel (m³)

Le volume moyen annuel de l'amas de fumier doit tenir compte de l'accroissement par stockage et de la réduction par application sur le champ. Une estimation du volume moyen annuel peut être calculée en multipliant le nombre de jours par le nombre d'unités animales et par le volume de fumier produit quotidiennement par une unité animale.

9.3.3 Eaux de laiterie

Les pertes de phosphore des eaux de laiterie ont lieu seulement si celles-ci sont rejetées directement à l'environnement.

Nombre de vaches en lactation

Nombre moyen de vaches en lactation dans l'exploitation.

9.4 PERTES DE PHOSPHORE À LA PARCELLE

Les paramètres relatifs aux pertes à la parcelle sont divisés en deux groupes, ceux relatifs aux caractéristiques physiques de la parcelle et ceux reliés aux cultures et aux fertilisants.

9.4.1 Caractéristiques du site

LoPhos : d:\projets\phosphore\plente.phs

Fichier Données Affichage Aide

À la ferme

À la parcelle

Caractéristiques du site

Caractéristiques du site

Type de sol: Loam

Pente du sol (%): 2

Système de drains souterrains:

Contenu du sol en phosphore (P extractible Mehlich-3 en kg/ha): 100

Saturation en phosphore (%) (P Mehlich-3/A Mehlich-3 * 100): 20

Proximité d'un milieu aquatique (rivière, lac) avec une bande riveraine de largeur supérieure à 1.5 m:

Ok Annuler

Figure 5. Boîte de dialogue décrivant les caractéristiques du site

Pour activer la boîte de dialogue permettant de saisir les paramètres relatifs aux caractéristiques physiques de la parcelle, l'utilisateur doit cliquer sur l'image du champ et du cours d'eau. Cette boîte de dialogue peut aussi être atteinte à partir de l'item *Données* du menu principal. Des valeurs par défaut sont proposées pour chaque paramètre.

Type de sol

L'utilisateur doit choisir à partir d'une liste déroulante le type de sol de la parcelle étudiée (Tableau 22). À ces types de sol sont associés les paramètres de calcul des flux du bilan hydrique du sol.

Tableau 22. Liste des types de sol

<u>Type de sol</u>
Argile
Argile limoneuse
Argile sableuse
Loam argileux
Loam limoneux (limon)
Loam
Loam sableux
Sable loameux
Sable

Pente du sol (%)

L'utilisateur doit préciser la pente du sol sur la parcelle étudiée. Celle-ci est utilisée dans le calcul des pertes de phosphore par ruissellement et érosion et dans le calcul du ruissellement de l'eau. La pente maximale est fixée à 15%. Toutefois, au-delà d'une pente de 5%, les pertes de phosphore et d'eau demeurent constantes.

Système de drains souterrains

L'utilisateur doit préciser si la parcelle étudiée est pourvue d'un système de drains souterrains. La profondeur moyenne des drains est considérée à 1.2 m et leur écartement entre 15 et 20 m.

Contenu du sol en phosphore (kg P/ha)

Le contenu du sol en phosphore Mehlich-3 de la parcelle étudiée doit être identifié. Idéalement, le contenu requis est celui mesuré juste avant la fertilisation. En l'absence de mesure à cette période de l'année, une valeur moyenne représentative de la parcelle est jugée satisfaisante.

Saturation en phosphore (%)

Le pourcentage de saturation du sol en phosphore est requis. Ce paramètre est évalué à l'aide du rapport P Mehlich-3 / Al Mehlich-3.

Proximité d'une zone aquatique sensible (rivière, lac)

À proximité d'une zone aquatique sensible, les pertes à l'environnement revêtent une grande importance. Dans ce cas, la présence d'une bande riveraine permet d'intercepter une partie de la charge de phosphore des eaux ruisselées en provenance de la parcelle. L'utilisateur doit préciser s'il existe une bande riveraine de largeur supérieure à 1.5 m (en-dessous de cette largeur, il n'y a pas d'atténuation du flux de phosphore ruisselé).

9.4.2 Culture et fertilisants

Pour activer la boîte de dialogue permettant de saisir les paramètres relatifs à la culture et aux fertilisants, l'utilisateur doit cliquer sur l'image du tracteur. Cette boîte de dialogue peut aussi être atteinte à partir de l'item *Données* du menu principal. Des valeurs par défaut sont proposées pour chaque paramètre.

LoPhos : d:\projets\phosphore\plente.phs
Fichier Données Affichage Aide

À la ferme

À la parcelle

Culture et fertilisants

Culture: Avoine

Rendement (t/ha, à 15% d'humidité): 20

Nombre de fertilisations phosphatées: 4

Fert 1 Fert 2 Fert 3 Fert 4

Type de fertilisant phosphaté: Engrais de ferme

Type d'engrais de ferme: Fumier de bovins

Dose d'engrais de ferme (t m.f./ha): 50

Date d'application: Printemps/Été

Incorporation: Immédiate

Ok Annuler

Figure 6. Boîte de dialogue décrivant les fertilisants et la culture

Culture

L'utilisateur doit choisir à partir d'une liste déroulante la culture présente sur la parcelle étudiée (Tableau 23). À ces cultures sont associés des besoins en phosphore ainsi que les paramètres de calcul du prélèvement en eau utilisé dans le calcul du bilan hydrique.

Tableau 23. Liste des cultures

Culture
Avoine
Blé
Orge
Seigle
Maïs-grain
Maïs-ensilage
Soya
Foin de graminées (- de 40% de légumineuses)
Foin de graminées (+ de 40% de légumineuses)

Rendement (t/ha, à 15% d'humidité)

Le rendement de la culture doit être spécifié en tonne de matière sèche par hectare pour une humidité de 15%. Le CPVQ propose des rendements probables par région (Agdex 100/854, 1996). L'utilisateur peut aussi consulter les statistiques agro-alimentaires du Bureau de la Statistique du Québec.

Nombre de fertilisations phosphatées

L'utilisateur doit préciser le nombre de fertilisations phosphatées pendant la saison de croissance. Il devra répondre à chacune des questions suivantes en fonction du nombre de fertilisations.

Type de fertilisant phosphaté

Le type de fertilisant permet de définir s'il s'agit d'un engrais de ferme, d'un engrais commercial inorganique ou d'un autre type de fertilisant (compost, boues d'usine d'épuration, etc.).

Type d'engrais de ferme

Dans le cas d'une fertilisation par engrais de ferme, l'utilisateur doit choisir le type d'engrais de ferme appliqué à partir d'une liste déroulante. Au type d'engrais de ferme est associé un contenu en P_2O_5 (Tableau 24). L'utilisateur a aussi la possibilité d'appliquer un engrais de ferme dont il connaît précisément le contenu en phosphore. Il doit alors indiquer son contenu en P_2O_5 en kg/tonne de matière fraîche.

Tableau 24. Contenu en phosphore des engrais de ferme

Type de fertilisant	kg P ₂ O ₅ /t M.F.
Fumier de bovins	3.8*
Lisier de bovins	1.4
Lisier de porcs maternité	2.9
Lisier de porcs à l'engraissement	2.5
Fumier de volailles	25.0
Lisier dense de volailles	15.0
Lisier dilué de volailles	7.0
Fumier analysé	déterminé par l'utilisateur
Lisier analysé	déterminé par l'utilisateur

Dose d'engrais de ferme (t M.F./ha)

Dans le cas d'une fertilisation par engrais de ferme, l'utilisateur doit préciser la dose appliquée en tonne de matière fraîche par hectare.

Dans le cas où le pH du sol est tel que la disponibilité du fertilisant est réduite par rapport aux conditions optimales, l'utilisateur peut décider de réduire les quantités apportées à la parcelle afin de représenter la situation réelle.

Apport de phosphore minéral (kg P₂O₅/ha)

Dans le cas d'une fertilisation par engrais commercial inorganique, l'utilisateur doit préciser la dose appliquée en kg P₂O₅/ha.

Dans le cas où le pH du sol est tel que la disponibilité du fertilisant est réduite par rapport aux conditions optimales, l'utilisateur peut décider de réduire les quantités apportées à la parcelle afin de représenter la situation réelle.

Autre fertilisant

Dans le cas d'une fertilisation par un autre type de fertilisant, l'utilisateur doit préciser le nom du fertilisant, son contenu en P₂O₅ (kg/ha) ainsi que la dose appliquée au champ (tonne de matière fraîche par hectare).

Date d'application

L'utilisateur doit spécifier si la fertilisation a lieu pendant la période printemps/été ou à l'automne. Dans le cas d'une application au printemps ou à l'été, le fertilisant peut être utilisé par les plantes alors qu'à l'automne, il n'est pas disponible pour le prélèvement. Par ailleurs, un fertilisant appliqué à l'automne subit des pertes supplémentaires reliées à la rétroversion et à la fixation (CPVQ, 1996). Il est à noter que seuls les engrais de ferme peuvent être appliqués à l'automne.

Incorporation

La présence ou l'absence d'une incorporation du fertilisant appliqué doit être spécifiée car elle influence la masse de phosphore exportée par ruissellement. Le délai d'incorporation n'a pas d'influence sur le ruissellement et une incorporation après 24h, 48 h ou 7 jours est considérée comme une incorporation immédiate par rapport au ruissellement.

9.5 EXÉCUTION ET RÉSULTATS

Une fois tous les paramètres saisis, l'exécution est réalisée instantanément en cliquant sur un des trois icônes situés au bas de l'écran. Ces icônes permettent d'avoir accès aux résultats de la simulation.

Les flux de phosphore calculés sont exprimés en kg P/année pour les pertes à la ferme et en kg P/(ha x année) pour les pertes à la parcelle.

9.5.1 Tableau synthèse

Le tableau synthèse présente tous les flux de phosphore simulés par l'outil en fonction des paramètres entrés par l'utilisateur. Ce tableau peut être exporté dans un fichier ASCII pouvant être utilisé dans un tableur ou dans un traitement de texte. Il peut aussi être imprimé directement.

9.5.2 Graphique

Le graphique de flux permet de visualiser les différents flux de phosphore simulés par l'outil. Ces résultats peuvent être sauvegardés dans un format graphique *.BMP pouvant être importé directement dans un document.

9.5.3 Pointes de tarte

Les pointes de tarte permettent d'évaluer l'importance relative des différentes pertes de phosphore. Dans le coin supérieur droit, l'utilisateur peut choisir de visualiser les pertes à la ferme, à la parcelle et celles arrivant au cours d'eau. Ces résultats peuvent être sauvegardés dans un format graphique *.BMP pouvant être importé dans un document.

9.6 FICHER DE DONNÉES

Une fois les paramètres saisis à l'écran, l'utilisateur peut sauvegarder cette information pour utilisation future dans un fichier « *.phs ». Le nom du fichier en traitement s'affiche alors dans la barre titre de l'outil. Le fichier de données est de type ASCII et sa structure est définie comme suit.

{est_defini} 1	<i>indique que les activités de ferme ont été définies</i>
<Donnees_Activites_Ferme>	
{presence_tas_fumier} 1	<i>simulation des pertes provenant d'un tas de fumier</i>
{volume_tas_fumier} 2.000000e+01	<i>volume du tas de fumier (m³)</i>
{presence_cours_exercice} 1	<i>simulation de la cour d'exercice</i>
{nb_animaux} 2.000000e+01	<i>nombre d'animaux dans la cour d'exercice</i>
{duree_séjour} 2.000000e+01	<i>durée du séjour des animaux dans la cour d'exercice (j)</i>
{type_animaux} Bovins laitiers	<i>type d'animaux dans la cour d'exercice</i>
{presence_eaux_laiterie} 1	<i>simulation des pertes des eaux de laiterie</i>
{nb_vaches_lactation} 2.000000e+01	<i>nombre de vaches en lactation</i>
{est_defini} 1	<i>indique que les caractéristiques du site ont été définies</i>
<Donnees_Site>	
{texture} Loam	<i>texture du sol</i>
{pente} 3	<i>pente du sol (%)</i>
{drain} 1	<i>présence d'un système de drains souterrains</i>
{contenu_phosphore} 1.000000e+01	<i>contenu en phosphore Mehlich-3 du sol (kg P/ha)</i>
{saturation_phosphore} 1.000000e+01	<i>saturation en phosphore du sol (%)</i>
{presence_rive} 1	<i>présence d'une bande riveraine plus large que 1.5 m</i>
{est_defini} 1	<i>indique que la culture et les fertilisants ont été définis</i>
<Donnees_Fertilisants>	
{type_de_culture} Maïs-grain	<i>type de culture</i>
{rendement} 1.000000e+01	<i>rendement (t/ha à 15% d'humidité)</i>
{nb_fertilisants} 2	<i>nombre de fertilisants appliqués</i>
{composition} 1	<i>nature du fertilisant (0=engrais de ferme ; 1=engrais commercial inorganique ; 2=autre fertilisant)</i>
{type_engrais}	
{dose} 5.000000e+01	<i>apport de phosphore minéral (kg P₂O₅/ha)</i>
{Analyse} 0.000000e+00	
{periode_application} 0	<i>période d'application (0=printemps/été ; 1=automne)</i>
{incorporation} 0	<i>incorporation du fertilisant (0=immédiate ; 2=pas d'inc.)</i>
{composition} 0	
{type_engrais} Fumier de bovins	<i>type d'engrais de ferme</i>
{dose} 1.000000e+01	<i>dose appliquée (t m.f./ha)</i>
{Analyse} 0.000000e+00	<i>contenu en phosphore d'un engrais analysé (kg P₂O₅/ha)</i>
{periode_application} 0	
{incorporation} 0	

9.7 AIDE EN LIGNE

Une aide en ligne est intégrée dans l'outil. L'utilisateur peut y accéder avec la touche F1 de n'importe quel endroit dans le logiciel. Il est aussi possible de consulter l'aide en passant par le sommaire ou l'index à partir de l'item *Aide* du menu principal.

10. UTILISATION NON-INFORMATISÉE

Les différents calculs utilisés dans la méthode d'évaluation ont également conduit à l'élaboration d'abaques et de tableaux synthétiques pouvant être utilisés de manière très pratique par tout usager ne disposant pas d'un ordinateur. Ce guide peut être obtenu sur le site internet de l'INRS-Eau (www.inrs-eau.quebec.ca) ou en contactant l'équipe de développement (geser@inrs-eau.quebec.ca ; fax : (418)654-2600).

Toutes les étapes requises pour calculer le devenir du phosphore à la ferme et à la parcelle sont regroupées sur les deux fiches techniques présentées à l'Annexe 6. L'utilisateur doit se référer aux instructions suivantes ainsi qu'aux Abaques de l'Annexe 6 pour les remplir.

10.1 PERTES DE PHOSPHORE À LA FERME (FICHE TECHNIQUE 1)

Case 1

Durée moyenne de séjour des animaux dans la cour d'exercice.

Case 2

Phosphore produit dans la cour d'exercice selon l'Abaque 1.

Case 5

Multiplier les cases 1, 2 et 3 pour obtenir la perte de phosphore par drainage provenant de la cour d'exercice.

Case 6

Multiplier les cases 1, 2 et 4 pour obtenir la perte de phosphore par lessivage provenant de la cour d'exercice.

Case 7

Volume moyen annuel de l'amas d'engrais de ferme.

Case 10

Multiplier les cases 7 et 8 pour obtenir la perte de phosphore par drainage provenant des amas d'engrais de ferme.

Case 11

Multiplier les cases 7 et 9 pour obtenir la perte de phosphore par lessivage provenant des amas d'engrais de ferme.

Case 12

Nombre de vaches en lactation.

Case 14

Multiplier les cases 12 et 13 pour obtenir la perte de phosphore par drainage provenant des eaux de laiterie.

Case 15

Additionner les cases 5, 10 et 14 pour obtenir le phosphore total exporté des activités de ferme par drainage.

Case 16

Additionner les cases 6 et 11 pour obtenir le phosphore total exporté des activités de ferme par lessivage.

10.2 PERTES DE PHOSPHORE À LA PARCELLE (FICHE TECHNIQUE 2)

Chacune des fertilisations est traitée sur une ligne séparée. Les instructions ci-dessous sont les mêmes pour chacune des lignes (cases 20 à 29, cases 30 à 39 et cases 40 à 49).

Case 10

Apport d'engrais de ferme selon l'Abaque 2 (kg P/ha)

ou

Apport d'engrais commercial inorganique (kg P₂O₅/ha)

Case 11

Indiquer la pente du sol (%).

Case 12

Tableau 25. Coefficient 1. Pertes par ruissellement

		Coefficient 1
Engrais de ferme	avec incorporation	1.33
Engrais de ferme	sans incorporation	13
Engrais commercial inorganique	avec incorporation	0.58
Engrais commercial inorganique	sans incorporation	5.68

Case 13

Multiplier ensemble les cases 10, 11 et 12 puis multiplier par 0.001 pour obtenir la perte par ruissellement de cette fertilisation.

Case 14

Tableau 26. Coefficient 2. Conversion des unités

	Coefficient 2
Engrais de ferme	1
Engrais commercial inorganique	0.437

Case 15

Multiplier les cases 10 et 14, leur soustraire la case 13.

Case 16

Tableau 27. Coefficient 3. Coefficients d'efficacité des fertilisants

	Coefficient 3
Fumier / autres fertilisants (composts, etc.)	0.65
Lisier	0.8
Engrais commercial inorganique	1

Case 17

Multiplier les cases 15 et 16 pour obtenir le phosphore disponible de la fertilisation.

Case 18

Si l'application de fertilisant a lieu au printemps ou à l'été, reporter dans la case 18 la valeur de la case 17.

Si l'application de fertilisant a lieu à l'automne, écrire 0.

Case 19

Si l'application de fertilisant a lieu à l'automne, multiplier la valeur de la case 17 par 0.63.

Si l'application de fertilisant a lieu au printemps ou à l'été, écrire 0.

Case 50

Additionner les cases 13, 23, 33 et 43 pour obtenir le phosphore total perdu par ruissellement sur la parcelle.

Case 51

Additionner les cases 18, 28, 38 et 48 pour obtenir le phosphore disponible des fertilisations appliquées au printemps et à l'été.

Case 52

Contenu en phosphore Mehlich-3 du sol (kg P/ha).

Case 53

Prélèvement en phosphore par les plantes selon l'Abaque 3.

Case 54

Additionner les cases 51 et 52, leur soustraire la case 53. Si le résultat est négatif, mettre la valeur 0.

Case 55

Additionner les cases 54, 19, 29, 39 et 49 pour obtenir le phosphore total disponible après les fertilisations d'automne et le prélèvement.

Case 56

Tableau 28. Coefficient 4. Disponibilité du phosphore pour le lessivage et le drainage

	Coefficient 4
Si la saturation du sol \geq 10%	0.01
Si la saturation du sol < 10%	0

Case 57

Multiplier les cases 55 et 56 pour obtenir le phosphore disponible pour les pertes par drainage et lessivage.

Case 60

Reporter la valeur de la case 57.

Case 61

En présence d'un système de drains souterrains, le coefficient 5 prend les valeurs suivantes. En l'absence d'un drainage souterrain, inscrire 0.

Tableau 29. Coefficient 5. Fraction drainée

Texture du sol	Coefficient 5
Argile	0.98
Argile limoneuse	0.97
Argile sableuse	0.94
Loam argileux	0.95
Loam limoneux (limon)	0.68
Loam	0.62
Loam sableux	0.62
Sable loameux	0.44
Sable	0.29

Case 62

Atténuation par la bande riveraine.

Tableau 30. Coefficient 6. Atténuation par la bande riveraine

	Coefficient 6
Largeur de la bande riveraine > 1.5 m	0.38
Largeur de la bande riveraine < 1.5 m	0

Case 63

Multiplier les cases 60 et 61 pour obtenir le phosphore drainé.

Case 64

Soustraire la case 63 de la case 60 pour obtenir le phosphore lessivé.

Case 65

Reporter la valeur de la case 50 pour obtenir le phosphore ruisselé avant atténuation par la bande riveraine.

Case 66

Multiplier les cases 65 et 62 pour obtenir le phosphore ruisselé après atténuation par la bande riveraine.

Case 67

Additionner les cases 63 et 66 pour obtenir le phosphore qui atteint le cours d'eau.

11. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le premier objectif de ce projet était de réaliser une synthèse critique des études ayant traité dans le contexte québécois et les contextes voisins, des pertes de phosphore à la ferme et à la parcelle ainsi que de l'atténuation des pertes par les zones tampon. L'ensemble des études existantes et disponibles a été analysé de manière critique et approfondie afin d'identifier les conditions et de quantifier l'importance des pertes environnementales de phosphore dans les contextes d'entreposage et d'épandage. La revue critique de ces études a conduit à une synthèse de leurs résultats et à une évaluation de leur pertinence en regard des objectifs visés par la présente étude. Plus particulièrement, les aspects des études traitant des points suivants ont été analysés : pertes liées aux différents modes d'entreposage et aux différents types de résidus d'élevage (pertes à la ferme) ; pertes reliées à l'épandage aux champs des engrais de ferme ainsi que les modes d'exportation de ces pertes (pertes à la parcelle) ; performance des bandes riveraines et des marais épurateurs dans l'atténuation des charges parvenant aux écosystèmes. Des tableaux synthèses ont été présentés, soulignant les valeurs obtenues des études disponibles.

La revue de littérature a permis d'identifier les lacunes dans la connaissance des processus responsables du devenir du phosphore. Les pertes à la ferme sont très peu étudiées et donc très mal connues. Entre autres, les pertes de phosphore par lessivage provenant des cours d'exercice ou des amas de fumier, les pertes de phosphore provenant des eaux de laiterie ou encore les pertes de phosphore provenant des sites de compostage sont des cas pour lesquels une seule étude pertinente a été identifiée dans la littérature. Les pertes par ruissellement et érosion à la parcelle ont été beaucoup étudiées, mais demeurent très peu prévisibles. Les pertes de phosphore par lessivage et drainage sont généralement considérées négligeables en raison de la capacité d'adsorption du phosphore sur le sol. Toutefois, des études récentes ont montré l'importance potentielle de ces pertes lorsque la saturation du sol en phosphore est élevée. Malgré tout, ces pertes ont fait l'objet d'un nombre très limité d'études. L'impact des zones tampon sur l'atténuation des charges de phosphore à l'environnement est reconnu dans la littérature pour être généralement important. Cependant, le peu de données disponibles dans un contexte similaire à celui du Québec (il n'existe aucune donnée québécoise) ne permet pas de quantifier cet impact. La problématique des marais épurateurs est particulièrement peu documentée.

Le deuxième objectif du projet visait le développement d'une méthode d'évaluation des pertes potentielles de phosphore basée sur la prise en compte des processus dominant le devenir du phosphore ainsi que sur l'utilisation de paramètres facilement quantifiables et menant à la mise à disposition d'un outil pratique et accessible. Une revue des méthodes existantes d'évaluation des pertes de phosphore a d'abord été réalisée et a permis de constater qu'aucun outil présentement disponible ne permet une évaluation des pertes de phosphore provenant à la fois des activités à la ferme et à la parcelle ainsi que de l'impact des zones tampon sur l'atténuation de ces pertes. La méthode revue la plus intéressante est celle de l'indice de phosphore. Malgré le fait qu'elle soit

qualitative (aucune estimation des masses de phosphore perdu), cette méthode présente un intérêt car elle est récente (actuellement en développement) et adaptée pour le Québec. L'absence d'outil quantitatif prenant en compte tous les types de pertes de phosphore d'une exploitation agricole est vraisemblablement le résultat de la grande complexité des processus impliqués dans le devenir du phosphore.

À la lumière des résultats de la revue de littérature et des lacunes observées dans les connaissances scientifiques, l'outil a été développé avec une méthode par coefficients. Cette approche a l'avantage d'être basée directement sur l'état des connaissances fournies par la littérature. Elle intègre à la fois l'ensemble des processus dominant le devenir du phosphore et les résultats les plus récents. L'outil développé, nommé LoPhos, est disponible sous la forme d'un logiciel informatique très convivial et rapide d'utilisation. L'outil est aussi disponible sous forme non-informatisée grâce à un guide constitué par un système de tableaux et d'abaques. Ce double format de la méthode permet à la fois une large diffusion et une grande facilité d'utilisation quels que soient les moyens à la disposition des utilisateurs potentiels.

Ce projet a mis en évidence le manque de connaissances sur la majorité des processus impliqués dans le devenir du phosphore à la ferme et à la parcelle. Pour certains processus, il n'existe aucune donnée issue d'études réalisées au Québec. Il paraît donc évident qu'il existe au Québec un grand besoin de recherche sur le devenir du phosphore en milieux agricole. Le subventionnement de cette recherche devrait être orienté vers l'acquisition des connaissances dans le but de compléter les connaissances existantes sur le devenir du phosphore dans le contexte agricole, pédologique et climatique du Québec. Entre autres, des études sont requises pour quantifier les mécanismes impliqués dans les pertes de phosphore dues à l'érosion. Les pertes par érosion demeurent le vecteur le plus important de phosphore dans l'environnement et malgré un certain nombre d'études réalisées au Québec, ce processus demeure très mal connu. Des études complémentaires sur ce sujet viseraient à identifier et quantifier les facteurs les plus influents et les mécanismes responsables de l'érosion. Par ailleurs, une étude sérieuse sur l'impact des bandes riveraines au Québec est requise pour préciser la grandeur de son rôle dans les conditions québécoises. Une telle étude viserait à quantifier le rôle épurateur de ces zones tampon relativement aux apports de sédiments (et de nutriments adsorbés), de phosphore, d'azote et de pesticides ainsi que les mécanismes impliqués.

En fonction de l'acquisition de nouvelles données au Québec dans les prochaines années, il serait opportun de revoir les coefficients utilisés dans LoPhos afin de le maintenir à jour et complet. Par ailleurs, il serait pertinent d'intégrer dans LoPhos l'approche de l'indice de phosphore lorsque celle-ci sera disponible et validée par les chercheurs d'Agriculture Canada et du MAPAQ. Le nouvel outil permettrait alors à l'utilisateur d'effectuer une première évaluation qualitative du risque de contamination par le phosphore d'une exploitation agricole. Cette évaluation serait ensuite complétée, à l'aide du même outil, par une évaluation quantitative des pertes de phosphore à l'environnement. Finalement, il serait important d'encourager les universités et collèges

à intégrer l'apprentissage et l'usage des outils d'évaluation des pertes de phosphore (Lophos, indice des pertes) dans la formation des agro-environmentalistes. Ceci permettrait de former une nouvelle génération d'intervenants sensibilisés aux questions environnementales et à l'utilisation systématique d'outils d'évaluation de la contamination.

12. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. AAC et MAPAQ., 1995a. Les pratiques de gestion optimales - La gestion de l'eau. Agriculture et Agroalimentaire Canada. MAPAQ. Adaptation de la version ontarienne du guide. Conseil des productions végétales du Québec inc.
2. AAC et MAPAQ. 1995b. Les pratiques de gestion optimales - Gestion des fumiers. Agriculture et Agroalimentaire Canada et MAPAQ. Adaptation québécoise du guide produit en Ontario, Conseil des productions végétales du Québec inc. 49 p.
3. Académie des Sciences. 1991. Pollution des nappes d'eau souterraine en France. Rapport no 29, Paris, 183 p.
4. ANON., 1998. Annexe 1 - Devis de référence soumis par le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.
5. Asmussen L.E., Sheridan J.M. et Booram C.V. 1979. Nutrient movement in streamflow from agricultural watersheds in the Georgia coastal plain. Trans. ASAE, 22(4) : 809-821.
6. Banton, O. et Larocque, M. 1997. AgriFlux 2.0 – Manuel d'utilisation. Logiciel d'évaluation des pertes environnementales de nitrates et pesticides agricoles. INRS-Eau report. INRS-Eau, Ste-Foy, Que. Canada. 145 p.
7. Banton, O., Jordana, S. et Larocque, M. 1996. Simplification rationnelle des outils hydrologiques de gestion : recommandations méthodologiques pour la construction de modèles semi-empiriques à origine mécaniste. Rev. Sci. Eau, 2(1996) : 147-161.
8. Banton, O., Larocque, M. et Cormier, M. 1995. Modélisation du transport des nitrates dans la zone non saturée pour l'évaluation de la contamination des eaux souterraines. Hydrogéologie, 4 : 23-30.
9. Banton, O., Jordana, S. et Larocque, M. 1993. FECES. Logiciel d'évaluation du bilan environnemental des fertilisants organiques. Manuel de l'utilisateur. INRS-Eau, Québec, Canada. 41 p.
10. BARIL, P. 1998. Qualité des eaux en milieu rural.
11. Beauchemin S., Simard R.R. et Cluis D. 1998. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. J. Environ. Qual., 27 : 721-728.
12. Beauchemin, S., Simard, R.R. and Cluis, D. 1996. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil contrasting land uses. J. Environ. Qual., 25 : 1317-1325.
13. Beck, M.A. and Sanchez, P.A. 1994. Soil phosphorus fraction dynamics during 18 years of cultivation on a typical palendult. Soil Sci. Soc. Am., J. 58 : 1424-1431.
14. Bédard, J., Granger, R.L. et Granger, F. 1999. Revue des études sur l'évaluation des pertes de phosphore en milieu agricole. Rapport d'étape. Urgel Delisle & Associés inc.
15. Beegle, D., Sharpley, A. et Graetz, D. 1998. Interpreting soil test phosphorus for environmental phosphorus in soil testing for phosphorus environmental uses and implications. Southern Extension Activity 17 (SERA 17). Bull. n° 389. J. Thomas Sims Editor, University of Delaware, Newark, DE, USA, 19717-1303.

16. Bingham, S.C., Overcash M.R. et Westerman P.W. 1978. Effectiveness of grass buffer zones in eliminating pollutants in runoff from waste application sites. ASAE, rapport 78-2571, St-Joseph, MI, USA.
17. Boies M. 1993. Système d'information géographique et modélisation de la qualité de l'eau en milieu agricole. Mémoire de Maîtrise, Université Laval, 90 p.
18. Bolider R., M.A., Simard, R.R., Beauchemin, S. and MacDonald, K.B. 1998. Indicator of risk of water contamination : methodology for the phosphorus component. Agriculture and Agri-Food Canada. Report N° 24, 30 p.
19. Bourque, C. et Marcil, G. 1990. Efficacité de traitement du filtre à sable classique en Abitibi. Le Groupe LMB Experts-Conseils inc. Rapport final présenté au ministère de l'Environnement du Québec. Bureau de coordination de la recherche et du développement en environnement. Juillet 1990, révision février 1991.
20. Braskerud, B. 1994. Sedimentation of phosphorus and soil particles in constructed wetlands. Dans : Persson, R. (Ed.) *Agrohydrology and nutrient balances. Proceedings of NJF-seminar 247, Division of agricultural hydrotechnics, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden. Communication 94, 5, pp.66-69.*
21. Bren L.J. 1993. Riparian zone, stream, and floodplain issues : a review. *J. Hydrol.*, 150 : 277-299.
22. Brookes P.C., Heckrath G., De Smet J., Hofman G. et Vanderdeelen J. 1997. Losses of phosphorus in drainage water. Dans : Tunney H et Carton O.T (Eds) *Phosphorus loss from soil to water*, CAB International, Wallingford, U.K. pp. 253-271.
23. Brown, M.J., Bondurant, J.A. et Brockway, C.E.. 1981. Ponding surface drainage water for sediment and phosphorus removal. *Trans. ASAE*, 25, 1478-1481.
24. Burton T. M. et Likens G. E. 1973. The effect of strip-cutting on stream temperatures in the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. *BioScience*, 23(7) : 433-435.
25. Busman, L., Lamb, J., Randall, G., Rehm, G. et Schmitt, M. 1998. The nature of phosphorus in soils. Un. of Minnesota, Ext. Serv. Factsheet.
26. Cassell E.A., Dorioz J.M., Kort R.L., Hoffmann J.P., Meals D.W., Kirshchtel D. et Braun D.C. 1998. Modeling phosphorus dynamics in ecosystems : mass balance and dynamic simulation approaches. *J. Environ. Qual.*, 27 : 293-298.
27. Clausen J.C. et Meals D.W. 1989. Water quality achievable with agricultural best management practices. *Journal of Soil and Water Conservation*, 593-596.
28. Clinnick P. F. 1985. Buffer strip management in forest operations : a review. *Australian Forestry*, 48(1) : 34-45.
29. Cluis, D., Beauchemin, S., Quentin, E. et Simard, R. 1995. Effets à long terme de l'élevage de grandes quantités de fumier sur le potentiel de rétention du phosphore par les sols du bassin versant de la rivière Beauvillage. Rapport final réalisé par INRS-Eau pour le ministère de l'Environnement et de la Faune, Octobre, 191 p.

30. Cluis, D., Harvey, M. et Manousy, K. 1993. CHEPTEL, un logiciel de planification destiné à évaluer le potentiel de pollution des eaux par les élevages intensifs au Québec. Rapport final. Institut national de recherche scientifique (INRS-Eau). Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1994. 62 p.
31. Cooper J.R. et Gilliam J.W. 1987. Phosphorus redistribution from cultivated fields into riparian areas. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51 : 1600-1604.
32. Cooper J.R., Gilliam J.W. et Jacobs T.C. 1986. Riparian areas as a control of nonpoint pollutants. Dans : *Watershed research perspectives*, édité par Correll D.C., Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 166-192.
33. Coote P.R. et Hore, F.R. 1997. Runoff from feedlots and manure storage in Southern Ontario. *Can. J. Agric. Eng.*, 19 : 116-121.
34. Correll D.L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters : a review. *J. Environ. Qual.*, 27 : 261-266.
35. Correll, D.L., Jordan, T.E. et Weller, D.E, 1995. Livestock and pasture land effects on the water quality of Chesapeake Bay watershed. p. 107-117.
36. Cournoyer M.S., Granger, F., Harvey, M. et Veilleux, C. 1990. Développement des modalités de conception et d'exploitation des systèmes cour d'exercice - filtre végétal pour bovins. Urgel Delisle & associés inc. Rapport final présenté au ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, octobre 1990. 68 p.
37. Cournoyer, M.S. et Racine, R. 1994. Évaluation de systèmes de fosse septique/champ d'épuration pour l'épuration des eaux de laiterie de ferme. Rapport et recherche de la firme Urgel Delisle & associés inc. (UDA inc.).
38. CPVQ. 1996. Grilles de référence en fertilisation. Conseil des Productions Végétales du Québec. Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation du Québec. Agdex 540.128 p.
39. CRIQ 1995. Recherche de techniques de compostage adaptées à une gestion optimale des fumiers. Rapport final. Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ). Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.
40. Culley, J.L.B., Bolton, E.F. et Bernyk, V. 1983. Suspended solids and phosphorus loads from a clay soil. I. Plot Studies. *J. Environ. Qual.*, 12 : 493-497.
41. Daniel T.C., Sharpley A.N. et Lemunyon J.L. 1998. Agricultural phosphorus and eutrophication : a symposium overview. *J. Environ. Qual.*, 27 : 251-257.
42. Daniels, M., Daniel, T., Carman, D., Moyer, R., Langston, J. and Van Devender, K. 1998. Soils phosphorus levels : concerns and recommendations. University of Arkansas. Extension service. Agriculture and Natural Resources. Tech. Bull.
43. De Laney T.A. 1995. Benefits to downstream flood attenuation and water quality as a result of constructed wetlands in agricultural landscapes. *Journal of Soil and Water Conservation* : 620-626.
44. Dillaha T.A., Reneau R.B., Mostaghimi S. et Lee D., 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Trans. ASAE*, 32(2) : 513-519.

45. Dillaha T.A., Sherrard J.H., Lee D., Shanholtz V.O., Mostaghimi S. et Magette W.L. 1986a. Use of vegetative filter strips to minimize sediment and phosphorus losses from feedlots : phase I. Experimental plot studies. Virginia Water Resources Research Center, bulletin 151, 68 p.
46. Dillaha T.A., Sherrard J.H. et Lee D. 1986b. Long-term effectiveness and maintenance of vegetative filter strips. Virginia Water Resources Research Center, bulletin 153, 39 p.
47. Dupuy, A., Banton, O. et Razack, M. 1997a. Contamination nitratée des eaux souterraines d'un bassin versant agricole hétérogène : I. Évaluation des apports à la nappe (modèle AgriFlux). Rev. Sci. Eau, 10(1) : 23-40.
48. Dupuy, A., Razack, M. et Banton, O. 1997b. Contamination nitratée des eaux souterraines d'un bassin versant hétérogène : II. Évaluation des concentrations dans la nappe. Rev. Sci. Eau, 10(2) : 185-198.
49. Edwards, D.R. et Daniels, T.C. 1993. Drying intervals effects on runoff from fescue plots receiving swine manure. Transactions of the ASEA ; 36(6) : 1673-1678.
50. Elmore W. et Beschta R. 1987. Riparian areas : Perceptions in management. Rangelands, 9(6) : 260-265.
51. Environmental Indicator Working Group 1993. Developing environmental indicators for Agriculture : Discussion Paper. Report n° 1. Environment Bureau, Policy Branch, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ontario.
52. Franco D., Perelli M. et Scattolin M. 1996. Buffer strips to protect the Venice Lagoon from non point source pollution. Dans : Proceeding of the International conference on buffer zones, their processes and potential in water protection, Heythrop (UK).
53. Fraser, H. 1985. Manure Characteristics. Ontario Ministry of Agriculture and Food. Agdex 538.
54. Gagné, G., Ouzilleau, F. et Dutil, C. 1992. FERTISOL, un progiciel d'aide à la fertilisation et à la gestion des sols intégrant en priorité les engrais organiques. Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluents d'élevage au Québec. 9-10 septembre 1992. 123-141.
55. Gagnon et Elustondo 1994. Bilan massique de deux régies du fumier incluant le compostage en andains sur la ferme laitière québécoise. Biorex inc. Rapport final. Ministère de l'environnement et de la faune QEN/AE94-3116.
56. Gangbazo, G., Côté, D., Pesant, A.R. et Barnett, G.M. 1998. Effets de l'épandage de lisier de porc en présemis ou en post-levée sur la qualité de l'eau et du sol et la production de maïs-grain. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN980153.
57. Gangbazo, G., Pesant, A.R. et Barnett, G.M. 1997. 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, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN970287
58. Gangbazo, G., Bernard, C. et Côté, D. 1996. Effets de l'épandage du lisier de porc sur les eaux de ruissellement et de drainage. Agrosol, 9 (1) : 46-51.
59. Gangbazo, G., Couillard, D., Pesant, A.R. et Cluis, D. 1993. Effet 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.

60. Gangbazo, G. 1991. Effets des événements hydrologiques sur les pertes d'azote et de phosphore suite à l'épandage de lisier de porc. Thèse de doctorat, INRS-Eau. 293 p.
61. Gburek W.J. et Sharpley A.N. 1998. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.*, 27 : 267-277.
62. Gehrels, J. et Mulamoottil, G. 1990. Hydrologic processes in a southern Ontario wetland. *Hydrobiologia*, 208, 221-234.
63. Gilliam J.W. 1994. Riparian wetlands and water quality. *J. Environ Qual.*, 23 : 896-900.
64. Ginting, D., Moncrief, J.F., Gupta, S.C., Evans, S.D., Nelson, G.D., Johnston, B.J. et Ranaivoson, A. 1994. Assessment of the effects on tillage and manure application on sediment and P loss due to runoff. Dans : *Field Research in Soil Science 1994*. Pg 74-83. MN Ag. Exp. Sta. Misc. Publ. 83-1994.
65. Giroux, M., Carrier, D. et Beaudet, P. 1996. Problématique et méthodes de gestion des charges de phosphore appliquées aux sols agricoles en provenance des engrais de ferme. *Agrosol*. 9 : 36-45.
66. Granger, R.L., Khanizadeh, S., Meherink, M., Bérard, L.S. et Dalpé, Y. 1995. Effects of simazine on the mycorrhizal population in soil beneath an apple tree canopy. *Fruit Var. J.* 49(2) : 90-93.
67. Gratton L. 1989. L'utilisation des plantes ligneuses dans la stabilisation des berges en milieu agricole. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, 61 p.
68. Groupe GÉAGRI Inc. 1995. Valeur fertilisante des fumiers de ferme. Agdex 538.
69. Guertin, S.P., Barnett, G., Pesant, A., Parent, L.-E., Giroux, M., MacKenzie, A.S. et Simard, R. 1997. Évaluation des besoins N, P, K dans la culture du maïs selon les caractéristiques du sol et des systèmes cultureux. Rapport final. Entente auxiliaire Canada-Québec (Plan vert). N° 13-62260811-081, 139 p.
70. Hammer D.A. 1993. Designing constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint source pollution. Dans : *Created and natural wetlands for controlling nonpoint source pollution.*, édité par Olson R.K., U.S. EPA et Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, pp. 71-111.
71. Harvey J. W. et Bencala K. E. 1993. The Effect of streambed topography on surface-subsurface water exchange in mountain catchments. *Water Resources Research*, 29(1) : 89-98.
72. Hayman, D.G. 1989. A Clean-Up Rural Beaches Plan (CURB) for a fanshawe, Pittock and Wildwood reservoirs in the Uppuer Thumes River Conservation Authority Watershed. Tech. bull.
73. Higgins M.J., Rock C.A., Bouchard R. et Wengrezynek B., 1993. Controlling agricultural runoff by use of constructed wetlands. Dans : *Constructed wetland for water quality improvement*. Université de la Floride de l'ouest, CRC Press, Inc., pp. 359-367.
74. Hill A.R. 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *J. Environ. Qual.*, 25 : 743-755.
75. Hirvonen, A., Helminen, H. et Salonen, V.P. 1996. Laskeutusallas pelto-ojien fosfori-ja kiintoainekuormituksen vähentäjänä - tutkimustulokset Köyliöstä. Abstract : Can a multi-use pond reduce the phosphorus and suspended solids transported to lakes in agricultural areas. *Vesitalous*, 3/96, 2-5, 46.

76. Holt, R.F., Timmons, D.R. et Burwell, R.E. 1979. Water quality obtainable under conservation practices. 45-53 in *Universal Soils Loss Equation : Past, Present and Future*. SSSA Special Publication Number 8. Soil Science Society of America, Madison, Wis. 53711.
77. Hörberg, I. et Kylefors, L. 1991. Reduction of nutrients by water plants - final report the Snogeröd project. (In Swedish with English abstract) *Vatten*, 47, 310-314.
78. Hubbard R.K. et Lowrance R.R. 1994. Riparian forest buffer system research at the coastal plain experiment station, Tifton, GA. *Water, Air and Soil pollution*, 77 : 409-432.
79. Jacobs T.C. et Gilliam J.W. 1985. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.*, 14(4) : 472-478.
80. Jenssen, P.D., Maehlum, T., Roseth, R., Braskerud, B., Sysversen, N., Njs, A. et Krogstad, T. 1995. The potential of natural ecosystem self-purifying measures for controlling nutrient inputs. *Marine Pollution Bulletin*, 19 (6-12), 420-425.
81. Jenssen, P.D., Maehlum, T. et Krogstad, T. 1993. Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments. *Wat. Sci. Tech.*, 28(10)149-157.
82. Jobin, P. et Forand, G. 1993. Le bilan nutritif, une approche écologique de gestion des éléments nutritifs à la ferme. Rapport technique. Centre de développement d'agrobiologie Sainte-Élizabeth-de-Warwick. 52 p.
83. Johnston A.E., Tunney H. et Foy R.H. 1997. Phosphorus loss from agriculture to water : synthesis and summary. Dans : *Phosphorus loss from soil to water*, édité par Tunney H et Carton O.T., CAB International, Wallingford, U.K. pp. 455-461.
84. Jokela, W. 1998. Communication personnelle à François Granger. Université du Vermont. October 1998.
85. Jordan T.E., Correll D.L. et Weller D.E. 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *J. Environ. Qual.*, 22 : 467-473.
86. Karemangingo, C., Drouin, M.-A. et Laverdière M.R. 1997. Influence des fertilisants et des pratiques culturales dans la culture du maïs, sur le déplacement de l'azote et du phosphore dans les eaux superficielles et souterraines. Projet effectué par Cogisol inc. dans le cadre du Plan Vert et de l'Entente auxiliaire Canada-Québec. N° 11-54698820-060.
87. Karr J. R. et Schlosser I. J. 1978. Water Resources and the land-water interface. *Science*, 201 : 229-234.
88. King, J.R., Clausen, J.C. 1989. Hayland manure applications and the quality of surface runoff. *Proceeding of the Dairy Manure Management Symposium*. Syracuse, N.Y. pp. 43-56.
89. Klausner, S.D., Zwerman, P.J. et Ellis, D.F. 1974. Surface runoff losses of soluble nitrogen and phosphorus under two systems of soil management. *J. Environ. Qual.*, 3 : 42-46.
90. Knissel, W.G. 1980. CREAMS : A field-scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. Conservation Research report 26. US Department of Agriculture. Washington, D.C. USA.
91. Kollarard, W. and Malcolm, I. 1996. Reducing phosphorus loading in rural wastewater. *Cyri-Food Research in Ontario*. 19(1).

92. Krug A. 1993. Drainage history and land use pattern of a Swedish river system - their importance for understanding nitrogen and phosphorus load. *Hydrobiologia*, 251 : 285-296.
93. Lagacé R. 1989. Épuration des eaux contaminées d'une cour d'exercice pour bovins par décanteur et filtre végétal (essais réalisés en 1987 et 1988). Université Laval, Québec. Rapport final présenté au ministère de l'Environnement du Québec. 34 p. QEN/AE94-10/6.
94. Lalime M. 1991. Evaluation des pertes en nutriments suite à des applications automnales de fumier sur sol enherbé et en chaume de maïs. Entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agro-alimentaire. Rapport final. 67 p.
95. Landry I. 1998. Analyse par géomatique des bilans et des flux d'azote et de phosphore dans un bassin versant agricole : le cas de la rivière Boyer. Mémoire de maîtrise. INRS-Eau, Québec, Canada. 111 p.
96. Larocque, M., O. Banton et P. Lafrance. 1998. Simulation par le modèle AgriFlux du devenir de l'atrazine et du dééthylatrazine dans un sol du Québec sous maïs. *Rev. Sci. Eau*. 11: 191-208.
97. Larocque, M. et Banton, O. 1996. Using field data and simulation modeling to determine nitrogen cycle parameters. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60 : 1840-1845.
98. Larocque, M. et Banton, O. 1995. Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles: application du modèle AgriFlux. *Rev. Sci. Eau*, 8 : 3-21.
99. Lavoie S., Nolin M.C. et Sasseville J.L. 1995. Pollution issue de l'épandage d'engrais de ferme sur les terres agricoles : causes et processus. *Agrosol*, 8(1) : 43-50.
100. Lemunyon, G. et Daniel, T.C. 1998. Phosphorus management for water quality protection : a national effort in soil testing for phosphorus environmental uses and implications. Southern Extension Activity 17 (SERA 17). Bull. n° 389. J. Thomas Sims Editor, University of Delaware, Newark, DE 19717-1303.
101. Lemunyon J.L. et Gilbert R.G. 1993. The concept and need for phosphorus assessment tool. *J. Prod. Agric.*, 6(4) : 483-486.
102. Licht L.A. et Schnoor J.L. 1991. Impact of poplar tree buffers on riparian ecosystems. International Summer Meeting, American Society of Agricultural Engineers, Albuquerque Convention Center, pp. 1-20.
103. Lindkvist H. 1992. Kväve-, fosfor- och partickelfångande egenskaper hos en halländsk damm under ett höstflöde (In Swedish with English abstract) Swedish university of Agricultural Sciences, Division of Water Management. Seminarier och examensarbeten 16. Uppsala pp.27.
104. Linkdvist, H. et Hakansson, A. 1993. Kväve-, fosfor- och partickelfångande egenskaper hos en halländsk damm under ett varflöde. (In Swedish with English abstract) Swedish University of Agricultural Sciences, Division of Water Management. Seminarier och examensarbeten 21. Uppsala. Pp.21.
105. Loehr R.C. 1974. Characteristics and comparative magnitude of nonpoint sources. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 46 : 1849-1870.
106. Lowrance R.R. et Pionke H.B. 1989. Transformations and movement of nitrate in aquifer systems. Dans "Nitrogen management and ground water protection", Follett R.F. (éd.). USDA-ARS, U.S.A., pp. 373-392.

107. Lowrance R. et Leonard R.A. 1988. Streamflow nutrient dynamics on coastal plain watersheds. *J. Environ. Qual.*, 17(4) : 734-740.
108. Lowrance R., Leonard R. et Sheridan J. 1985. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40(1) : 87-91.
109. Lowrance R.R., Todd R.L. et Asmussen L.E. 1984a. Nutrient cycling in an agricultural watershed : I. Phreatic movement. *J. Environ. Qual.*, 13(1) : 22-27.
110. Lowrance R., Todd R., Fail J. Jr, Hendrickson O. Jr, Leonard R. et Asmussen L. 1984b. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience*, 34(6) : 374-377.
111. Lowrance R. R., Todd R.L. et Asmussen L.E. 1984c. Nutrient cycling in an agricultural watershed : II. Streamflow and artificial drainage. *J. Environ. Qual.*, 13(1) : 27-32
112. Lowrance R.R., Todd R.L. et Asmussen L.E. 1983. Waterborne nutrient budgets for the riparian zone of an agricultural watershed. *Agric. Ecosystems Environ.*, 10 : 371-384.
113. Lyons J.B., Görres J.H. et Amador J.A. 1998. Spatial and temporal variability of phosphorus retention in a riparian forest soil. *J. Environ. Qual.*, 27 : 895-903.
114. MacDonald, K.B. et Gleig 1996. Indicator of risk of water contamination : nitrogen component (Ontario). Report n° 17. Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ontario.
115. Magette, W.L., Brinsfield, R.B., Palmer, R.E., Wood, J.D., Dillaha, T.A. et Reneau, R.B. 1987. Vegetated filter strips for agricultural runoff treatment. CBP/TRS 2/87. US Environmental Protection Agency, Philadelphie, PA19107. 125 pp.
116. Mander Ü., Kuusemets V., Lõhmus K. et Muring T. 1997. Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, 8 : 299-324.
117. Mander, U., Matt, O. et Nugin, U. 1991. Perspectives on vegetated shoals, ponds and ditches as extensive outdoor systems of wastewater treatment in Estonia. Dans : Etnier, C. and B. Guterstam (Eds.) *Ecological Engineering for wastewater treatment. Proceedings of the international conference at Stensund Folk College, Sweden* pp. 271-282.
118. MAPAQ. 1998. Programme d'aide à l'investissement en agroenvironnement (PAIA). Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Publication n° 98-0065.
119. MAPAQ. 1996. Avis technique sur la problématique des charges de phosphore appliquées au sol. Centre de recherche et d'expérimentation en sols. Direction de l'environnement et du développement durable, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (le 21 mai).
120. MAPAQ et Agriculture Canada. 1993. Sites de démonstration pour évaluer l'impact d'une bande riveraine en milieu agricole. Entente auxiliaire Canada-Québec sur la conservation des sols en milieu agricole.
121. MAPAQ. 1992. La protection des rives en milieu agricole. 26 p.
122. MAPAQ. 1992. La bande de protection riveraine. Génie rural, section cours d'eau, feuillet technique, CPVQ.

123. Marcoux, A., Trudelle, M. et Vézina, L. 1997. Mesures des avantages et des inconvénients des cultures intercalaires sur la qualité des sols et de l'eau et de leur impact sur l'utilisation des pesticides. F. Bernard. Rapport final présenté à Agriculture et Agroalimentaire Canada. Entente auxiliaire Canada-Québec. N° 13-62260810-055. Deux volumes.
124. Meals D.W. 1996. Watershed-scale response to agricultural diffuse pollution control programs in Vermont, USA. *Wat. Sci. Tech.*, 33(4-5) : 197-204.
125. MEF. 1998. Proposition de norme sur la fertilisation phosphatée au groupe de travail interministériel. Document de travail. Groupe technique sur la norme sur le phosphore. Québec (cité par Simard *et al.*, 1999).
126. MEF. 1997. Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole. Décret 742-97, 4 juin.
127. Ministère des Richesses Naturelles de l'Ontario et Environnement Canada. 1984. Un système d'évaluation pour les milieux humides de l'Ontario; deuxième édition. 186 p.
128. Mitsch W.J. 1995. Restoration of our lakes and rivers with wetlands-an important application of ecological engineering. *Wat. Sci. Tech.*, 31(8) : 167-177.
129. Mitsch W.J. 1993. Landscape design and the role of created, restored, and natural riparian wetlands in controlling nonpoint source pollution. Dans : *Created and natural wetlands for controlling nonpoint source pollution.*, édité par Olson R.K., U.S. EPA et Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, pp. 43-70.
130. Morgan M.A., 1997. The behaviour of soil and fertilizer phosphorus. Dans : *Phosphorus loss from soil to water*, édité par Tunney H et Carton O.T., CAB International, Wallingford, U.K. pp. 137-149.
131. Mostaghimi, S., Dillaha, T.A. et Shanholtz, V.O. 1987. Runoff, sediment and phosphorus losses from agricultural lands or affected by tillage and residues level. In *Optimum erosion control at least cost. Proc. of the National Symposium on conservation systems.* Am. Soc. Agr. Eng. (ASAE), Chicago, IL. p. 236-243.
132. Mueller, D.H., Wendt, R.C. et Daniel, T.C. 1984. Phosphorus losses as affected by tillage and manure application. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48 : 901-905.
133. Mulholland P.J. 1992. Regulation of nutrient concentrations in a temperate forest stream : roles of upland, riparian, and instream processes. *Limnol. Oceanogr.*, 37(7) : 1512-1526.
134. Novak, S. 1999. Simulation par le modèle AgriFlux du transfert du métolachlore dans deux sols drainés. XXIXième Congrès du Groupement Français des Pesticides. 17-19 mai 1999, Périgeux, France.
135. O'Neil G.J. et Gordon A.M. 1994. The nitrogen filtering capability of Carolina poplar in an artificial riparian zone. *J. Environ. Qual.*, 23 : 1218-1223.
136. OAQ et Université McGill, 1994. Plan global de fertilisation intégrée. Cahier de cours à l'intention des agronomes. Ordre des agronomes du Québec et Université McGill, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'environnement.
137. Olness, A., Smith, S.J., Rhoades, E.D. et Menzel, R.G. 1975. Nutrient and sediment discharge from agricultural watersheds in Oklahoma. *J. Environ. Qual.*, 2 : 292-295.

138. Osborne L.L. et Kovacic D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29 : 243-258.
139. Palmer, M. et Sing, N., 1996. The development of an environmental sustainability parameter for agriculture. *Canadian Water Resources Journal*, 21(1) : 13-25.
140. Parent, L.E. et Granger, R.L. 1989. Derivation of DRIS norms from a high-density apple orchard established in the Québec Appalachian Mountains. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 114(6) : 915-919.
141. Patterson, J.J., Jones J.H., Olsen F.J. et McCoy 1977. Dairy waste distribution in an overland flow vegetative-soil filter system. ASAE, rapport No 77-4582, St- Joseph, MI.
142. Pesant, A., Perron, M., Barnett, G., Guertin, S.P. et Bélanger, A.G. 1997. Effet de la période et du type de travail primaire du sol sur les déplacements d'azote et de phosphore dans les eaux de surface et de drainage. Rapport final. Entente auxiliaire Canada-Québec (Plan vert). N° 11-39448820-083. 76 p. et annexes.
143. Peterjohn W. et Correll D.L. 1984. Nutrient dynamics in agricultural watershed : observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65(5) : 1466-1475.
144. Peterson, A.E. et Swan, J.B. 1977. Universal Soil Loss Equation (USLE) Past, Present, and Future. *Soil. Sc. Soc. Amer. (SSSA) Special publ. n° 8*, 54 p. Published by Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin 53711.
145. Piché, I. et Gangbazo, G. 1995. Incidence des tas de fumier sur la qualité des eaux de surface. Direction des écosystèmes aquatiques. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 40 p.
146. Pinay G. 1986. Relations sol-nappe dans les bois riverains de la Garonne : Étude de la dénitrification. thèse de doctorat, Université Claude Bernard - Lyon I, France, 200 p.
147. Pionke H. B., Hoover J. R., Schnabel R. R., Gburek W. J., Urban J. B. et Rogowski A. S. 1988. Chemical-hydrologic interactions in the near-stream zone. *Water Resources Research*, 24(7) : 1101-1110.
148. Platts W. S. et Rinne J N. 1985. Riparian and stream enhancement mangement and research in the rocky mountains. *North American Journal of Fisheries Management*, 5 : 115-125.
149. Pommel B. et Dorioz J.M. 1997. Movement of phosphorus from agricultural soil to water. Dans : *Phosphorus loss from soil to water*, édité par Tunney H et Carton O.T., CAB International, Wallingford, U.K. pp. 243-251.
150. Pommel, B. et J.M. Dorioz. 1995. Movement of phosphorus from agricultural soil to water. Paper presented at an international workshop " phosphorus loss to water from agriculture " september 27-29. Taegasc, Johnstown Castle, Wexford, Ireland. 14 p.
151. Pote, D.H., Daniel T.C., Sharpley, A.N., Moore, P.A. jr., Edwards, D.R. et Nichols, D.J. 1996. Relating extrainable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60 : 855-859.
152. Raisin G.W., Mitchell D.S. et Croome R.L. 1997. The effectiveness of a small constructed wetland in ameliorating diffuse nutrient loadings from an Australian rural catchment. *Ecological Engineering*, 9 : 19-35.
153. Randall G., Mulla D.M., Rehm G., Busman L., Lamb J. et Schmitt M., 1997. Phosphorus : transport to availability in surface waters. University of Minnesota, Extension service.

- 154.Reddy K.R. et D'Angelo E.M. 1997. Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Wat. Sc. Tech.*, 35(5) : 1-10.
- 155.Rehm, G., Lamb, J., Shmitt, M., Randall, G. and Lowell, B. 1998. Agronomic and environmental management of phosphorus. Un. of Minnesota, Ext. Serv. Factsheet.
- 156.Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K. and Yoder, R.C. 1993. Predicting soil erosion by water : A guide to conservation planning with revised universal soil loss equation (RUSLE). USDA-ARS ag. Handb.).
- 157.Rhodes J., Skau C.M., Grenlee D. et Brown D.L. 1985. Quantification of nitrate uptake by riparian forests and wetlands in an undisturbed headwaters watershed. Dans : Riparian ecosystems and their management : Reconciling conflicting uses. First North American Riparian Conference, USDA forest Service, General Technical Report RM-120, pp. 175-179.
- 158.Richardson C.J. et Craft C.B. 1993. Effective phosphorus retention in wetlands : fact or fiction. Dans : Constructed wetlands for water quality improvement, édité par Moshiri G.A., CRC Press , Inc., pp. 271-282.
- 159.Ritter W. F. 1986. La pollution diffuse : sources, impacts sur l'agriculture et perspectives. Traduit par Lagacé R. et St-Yves A., Dans : La pollution diffuse et la protection de l'environnement, édité par Lagacé R., 13e Colloque de Génie Rural, Université Laval, pp.3-20.
- 160.Ritter W.F. 1988. Reducing impacts of nonpoint source pollution from agriculture : A review. *J. Environ. Sci. Health*, A23(7) : 645-667.
- 161.Rivest, R. et Leduc, P. 1998. Évaluation du risque de pollution diffuse associée au phosphore des sols classés excessivement riches. Rapport final. 1996-1998. Bureau des renseignements agricoles de Saint-Hyacinthe. MAPAQ en collaboration avec la Société d'agriculture du comté de Saint-Hyacinthe.
- 162.Sánchez-Pérez J.M., Trémolières M., Schnitzler A. et Carabiener R. 1991. Évolution de la qualité physicochimique des eaux de la frange superficielle de la nappe phréatique en fonction du cycle saisonnier et des stades de succession des forêts alluviales rhénanes (*Querco-Ulmetum minoris* Issl.24). *Acta Oecologica*, 12(5) : 581-601.
- 163.Schlosser I.J. et Karr J.R. 1981. Riparian vegetation and channel morphology impact on spatial patterns of water quality in agricultural watersheds. *Environmental Management*, 5(3) : 233-243.
- 164.Schnabel R.R. 1986. Nitrate concentrations in a small stream as affected by chemical and hydrologic interactions in the riparian zone. Dans : *Watershed Research perspectives*, édité par Correll D.L., Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 263-282.
- 165.Schwab, G.O., Frevert, R.K., Edminister T.W. et Barnes, K.K. 1981. Water erosion and control practices Dans : *Soil and Water Conservation Engineering*, Third Edition, John Wiley & sons, p. 92-121.
- 166.SCS national engineering handbook. 1985. " Section 4 : Hydrology " Soil Conservation Service, USDA, Washington, D.C. USA.
- 167.SERA-IEG 17. 1998. Minimizing P losses from agriculture. Southern Extension Research Activity - Information Exchange Group 17.
- 168.Sharpley A.N. et Rekolainen S. 1997. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. Dans : *Phosphorus loss from soil to water*, édité par Tunney H et Carton O.T., CAB International, Wallingford, U.K.pp. 1-53.

169. Sharpley A.N., Daniel T.C., Sims J.T. et Pote D.H. 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *J. Soil and Water Cons.*, 51(2) : 160-166.
170. Sharpley A. 1995a. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *J. Environ. Qual.*, 24 : 920-926.
171. Sharpley A. 1995b. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.*, 24 : 947-951.
172. Sharpley A.N. et Halvorson. 1994. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. Dans : *Soil processes and water quality*, édité par Lal R. et Stewart B.A., CRC Press, Inc., pp. 7-90.
173. Sharpley A.N., Indiaty R., Ciavatta C., Rossi N. et Sequi P. 1994 a. Interlaboratory comparison of iron oxide-impregnated paper to estimate bioavailable phosphorus. *J. Environ. Qual.*, 23 : 14-18.
174. Sharpley A.N., Chapra S.C., Wedepohl R., Sims J.T., Daniel T.C. et Reddy K.R. 1994 b. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters : Issues and options. *J. Environ. Qual.*, 23 : 437-451.
175. Sharpley A. 1993a. An innovative approach to estimate bioavailable phosphorus in agricultural runoff using iron oxide-impregnated paper. *J. Environ. Qual.*, 22 : 597-601.
176. Sharpley A. 1993b. Estimating phosphorus in agricultural runoff available to several algae using iron-oxide paper strips. *J. Environ. Qual.*, 22 : 678-680.
177. Sharpley A.N., Smith S.J., Jones O.R., Berg W.A. et Coleman G.A. 1992. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.*, 21 : 30-35.
178. Sharpley A.N., Troeger W.W. et Smith S.J. 1991. The measurement of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.*, 20 : 235-238.
179. Sharpley A.N., Smith S.J. et Naney J.W. 1987. Environmental impact of agricultural nitrogen and phosphorus use. *J. Agric. Food Chem.*, 35 : 812-817.
180. Sharpley A.N. 1982. Prediction of water-extractable phosphorus content of soil following a phosphorus addition. *J. Environ. Qual.*, 11(2) : 166-170.
181. Sharpley A.N., Smith S.J. et Menzel R.G. 1982. Prediction of phosphorus losses in runoff from southern plains watersheds. *J. Environ. Qual.*, 11(2) : 247-251.
182. Sharpley A.N. 1981. The contribution of phosphorus leached from crop canopy to losses in surface runoff. *J. Environ. Qual.*, 10(2) : 160-165.
183. Sharpley A.N., Ahuja L.R. et Menzel R.G. 1981. The release of soil phosphorus to runoff in relation to the kinetics of desorption. *J. Environ. Qual.*, 10(3) : 386-391.
184. Sharpley A.N., Menzel R.G., Smith S.J., Rhodes E.D. et Olness A.E. 1981. The sorption of soluble phosphorus by soil material during transport in runoff from cropped and grassed watersheds. *J. Environ. Qual.*, 10(2) : 211-215.
185. Simard, R.R., Beauchemin, S., Nolin, M.C. et Cambouris, A.N. 1999. Promising alternatives for phosphorus management at the farm level. Actes du colloque : Gestion du phosphore et des herbicides. 8 et 9 mars 1999. Saint-Jean-sur-Richelieu.

186. Simard, R.R., Garant, M.-J., Hamel, C. et Tremblay, G. 1997. Détermination de la valeur fertilisante des engrais de ferme en fonction de leur utilisation sur le maïs-grain et les céréales selon les systèmes culturaux. Rapport final présenté à Agriculture et Agroalimentaire Canada. Entente auxiliaire Canada-Québec. 69 p.
187. Simard, R.R., Cluis, D., Gangbazo, G. and Beauchemin, S. 1995. P status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density. *J. Environ. Qual.*, 24 : 1010-1017.
188. Simard, R.R., Cluis, D., Gangbazo, G. et Pesant, A.R. 1994. Phosphorus sorption and desorption indices in soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 25 : 1483-1494.
189. Sims J.T., Simard R.R. et Joern B.C. 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage : historical perspective and current research. *J. Environ. Qual.*, 27 : 277-293.
190. Sims, R.G., Simard, R.R. et Joern, B.C. 1997. Phosphorus losses in agricultural drainage : horticultural perspective and current research. *J. Environ. Qual.*, (in press).
191. Sonzogni W.C., Chapra S.C., Armstrong D.E. et Logan T.J. 1982. Bioavailability of phosphorus inputs to lakes. *J. Environ. Qual.*, 11(4) : 555-563.
192. STATISTIQUE Canada. 1997. Profil agricole du Québec-Agriculture ; recensement de 1996. Statistique Canada, Division de l'agriculture. Ottawa, Canada, juillet 1997. 327 pages + annexes.
193. Stevens, R.G., Sobecki, T.M. and Spofford, T.L. 1993. Using the phosphorus assessment tool in the field. *J. Prod. Agric.*, 6 : 487-492.
194. Stewart J.W.B. et Tiessen H. 1987. Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry*, 4 : 41-60.
195. Syversen, N. 1994. Effect of vegetative filter strips on minimizing agricultural runoff in southern Norway. In Persson, R. (Ed.) *Agrohydrology and nutrient balances. Proceedings of NJF-seminar 247*, Division of Agricultural Hydrotechnics, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden. *Communications* 94(5) : 70-74.
196. Tabi, M., Tardif, L., Carier, D., Laflamme, G. et Rompré, M. 1990. Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec. Rapport synthèse. Entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agro-alimentaire. MAPAQ. Publication no. 90-130156. 71 p.
197. Therrien M. 1986. La stabilisation des berges au moyen de graminées et d'arbustes : exemple de la rivière Filcars, MRC Lotbinière. MAPAQ, 10 p.
198. Tims J. 1994. L'influence des zones ripariennes sur la qualité des eaux. Actes du symposium sur L'aménagement des Zones ripariennes, Fredericton , N.B., Canada. Rapport R&D No 9, pp. 9-24.
199. Truman, C.C., Gascho, G.J., Davis, J.G. et Wauchope, R.D. 1993. Seasonal phosphorus losses in runoff from a coastal plain soil. *J. Prod. Agric.*, 6 : 507-513.
200. UM. 1998. Focus on phosphorus in Nutrient Manager. Vol. 4, n° 1, Summer. Factsheet.
201. USDA-NRS. 1997, Draft Copy. A phosphorus assessment tool. Technical note. National Resource Service, U.S. Department of Agriculture.
202. UTRCA. 1989. Talk of the Thames. Upper Thames River Conservation Authority. London, Ontario, Canada. Extension bulletin, summer 1989.

203. UTRCA. 1987. Talk of the Thames. Upper Thames River Conservation Authority. London, Ontario, Canada. Extension bulletin, summer 1987.
204. Uusi-Kämpä, J. et Ylärinta, T. 1996. Effect of buffer strips on controlling soil erosion and nutrient losses in southern Finland. Dans : Mulamootil, G. Warner, B.G. et McBean, E.A. (Eds.). Wetlands : Environmental gradients, boundaries and buffers. New York, CRC, Lewis Publishers. 221-235.
205. Uusi-Kämpä, J., Turtola, E., Hartikainen, H. et Ylärinta, T. 1997. The interactions of buffer zones and phosphorus runoff. Buffer zones : Their processes and potential in water protection. Ed : N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding et G. Pinary. Quest environmental. 43-53.
206. Vellidis G., Lowrance R.R., Smith M.C., Hubbard R.K. et Thomas D.L. 1992. Fate and transport of pesticides and nutrients in managed and restored riparian forest wetlands. Dans : Research in porous media flow : the University of Georgia, International Winter Meeting, American Society of Agricultural Engineers, Nashville Convention Center, pp. 6-7.
207. Vézina L. 1994. L'engazonnement des berges de cours d'eau agricoles et ses effets de mitigation sur l'établissement des adventices et l'érosion hydrique. Agrosol, 7(1) : 11-19.
208. Villeneuve, J.-P., Blanchette, C., Duchemin, M., Etong, N., Maheu, D., Maillot, A., Rousseau, A.N., Roux, M., Trépanier, S. et Turcotte, R. 1998. Rapport synthèse du projet GIBSI, juillet 1998. Rapport synthèse No. RS-462. Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec. 142 p.
209. Whigham D.F., Chitterling C. et Palmer B. 1988. Impacts of freshwater wetlands on water quality : a landscape perspective. Environmental Management, 12(5) : 663-671.
210. Williams, R.D., Nicks, A.D. et Krider, J.N. 1990. Evaluation of vegetative filter strips as a management practice for non-point pollution. Environmental Engineering Proceedings. 799-806.
211. Zhang, T.Q., MacKenzie, A.F. et Lang, B.C. 1995. Long-term changes in Mehlich-3 extractable P and K in a sandy clay loam soil under continuous corn (zea mays L.).

PERTES À LA PARCELLE

(TC=Travail conventionnel (labour automne) ; TR=Travail réduit (chisel ou herse offset) ; SD=Semis direct (aucun travail du sol) ; M=Fertilisation minérale ; L=Fertilisation avec lisiers)

AUTEURS	RÉGION D'ÉTUDE	PÉRIODE D'ÉTUDE	ÉCHELLE D'ÉVALUATION	CULTURE	SOLS	PRATIQUES CULTURALES	FERTILISATION	FORMES DE P ÉTUDIÉES	MODE DE TRANSPORT DU P	PERTES DE P	COMMENTAIRES
Réf. # 86	Québec	1994 à 1996	Parcelle	Maïs avec ou sans culture intercalaire (trèfle rouge et févle) enfouie au printemps ou à l'automne	<ul style="list-style-type: none"> Loam limoneux : P disp (kg ha⁻¹) : 41 (0 - 20 cm) Loam sableux : P disp (kg ha⁻¹) : 315 (0 - 20 cm) 	<ul style="list-style-type: none"> Travail conventionnel (TC) Travail réduit (TR) Plante intercalaire (PI) 	<p><u>Minérale (M) :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> 150 kg de N/ha P et K selon les besoins agronomiques <p><u>Lisiers (L) :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> lisier de bovin sur loam sableux : environ 114 m³ ha⁻¹ (env. 125 kg P₂O₅ disp. ha⁻¹) lisier de porc sur loam limoneux : env. 67 m³ ha⁻¹ (env. 196 kg P₂O₅ disp. ha⁻¹) 	<ul style="list-style-type: none"> P particulaire P dissous 	Ruissellement	<p><u>Sur loam limoneux :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> P dissous : <ul style="list-style-type: none"> L : 2,3 g ha⁻¹ (1995) : 6,6 g ha⁻¹ (1996) M : 1,6 g ha⁻¹ (1995) : 2,5 g ha⁻¹ (1996) L-TC : 1,65 g ha⁻¹ L-TR : 0,65 g ha⁻¹ L-PI : 5,95 g ha⁻¹ <p>• P part disponible :</p> <ul style="list-style-type: none"> L-TC: 1,8 g ha⁻¹ ('95)/ 16 g ha⁻¹ ('96) L-TR: 1,6 g ha⁻¹ ('95)/ 12 g ha⁻¹ ('96) L-PI: 2,9 g ha⁻¹ ('95)/ 181 g ha⁻¹ ('96) M-TC: 12,4 g ha⁻¹ ('95)/ 40 g ha⁻¹ ('96) M-TR: 2,0 g ha⁻¹ ('95)/ 15 g ha⁻¹ ('96) M-PI: 2,5 g ha⁻¹ ('95)/ 16 g ha⁻¹ ('96) <p><u>Sur loam sableux :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> P dissous : <ul style="list-style-type: none"> L : 19,2 g ha⁻¹ (1995) : 10, g ha⁻¹ (1996) M : 3,25 g ha⁻¹ (1995) : 8,4 g ha⁻¹ (1996) L-TC : 11,5 g ha⁻¹ L-TR : 4,65 g ha⁻¹ L-PI : 13,33 g ha⁻¹ <p>• P part disponible :</p> <ul style="list-style-type: none"> L-TC: 7,3 g ha⁻¹ ('95)/ 328 g ha⁻¹ ('96) L-TR: 9,3 g ha⁻¹ ('95)/ 439 g ha⁻¹ ('96) L-PI: 265 g ha⁻¹ ('95)/ 273g ha⁻¹ ('96) M-TC: 6,0 g ha⁻¹ ('95)/ 287 g ha⁻¹ ('96) M-TR: 8,0 g ha⁻¹ ('95)/ 196 g ha⁻¹ ('96) M-PI: 4,7 g ha⁻¹ ('95)/ 88 g ha⁻¹ ('96) 	Les précipitations ont nettement influencé les différences entre les pertes de P de 1995 et de 1996.

AUTEURS	RÉGION D'ÉTUDE	PÉRIODE D'ÉTUDE	ÉCHELLE D'ÉVALUATION	CULTURE	SOLS	PRATIQUES CULTURALES	FERTILISATION	FORMES DE P ÉTUDIÉES	MODE DE TRANSPORT DU P	PERTES DE P	COMMENTAIRES
Réf. # 132	Région des Grands Lacs	1984	Parcelle	Maïs	Loam limoneux	<ul style="list-style-type: none"> Travail conventionnel (TC) Travail réduit (TR) Semis direct (SD) 	<p>Fumier bovin</p> <ul style="list-style-type: none"> 8 t m.s./ha avant travail du sol + fertilisation minérale <p>Fertilisation minérale seule</p>	<ul style="list-style-type: none"> P total P dissous disponible 	Ruissellement	<p>Fertilisation minérale :</p> <ul style="list-style-type: none"> P total : <ul style="list-style-type: none"> TC : 241 g m⁻² TR : 185 g m⁻² SD : 163 g m⁻² P dissous : <ul style="list-style-type: none"> TC : 4 g m⁻² TR : 4 g m⁻² SD : 7 g m⁻² <p>Avec fumier bovin :</p> <ul style="list-style-type: none"> P total : <ul style="list-style-type: none"> TC : 243 g m⁻² TR : 116 g m⁻² SD : 112 g m⁻² P dissous : <ul style="list-style-type: none"> TC : 5 g m⁻² TR : 10 g m⁻² SD : 28 g m⁻² 	
Réf. # 171	Oklahoma et Texas	1995	Parcelle	Blé, graminées, fourragère	Variés : loam sableux, loam argileux, loam limoneux, loam, argile	<ul style="list-style-type: none"> TC TR SD 	Minérale	<ul style="list-style-type: none"> P total 	Ruissellement	<p>Prairie-graminées: 221 g ha⁻¹ an⁻¹</p> <p>SD- blé : 726 g ha⁻¹ an⁻¹</p> <p>TR- blé : 467 g ha⁻¹ an⁻¹</p> <p>TC- blé ou mélange: 1893 g ha⁻¹ an⁻¹</p>	
Réf. # 155	Minnesota	1990 et +	Parcelle	Herbage	—	<ul style="list-style-type: none"> — 	—	<ul style="list-style-type: none"> P soluble P particulaire 	Ruissellement	0,45 lb/acre 6,60 lb/acre	
				Maïs-grain	—	<ul style="list-style-type: none"> SD 	—	<ul style="list-style-type: none"> P soluble P particulaire 		0,98 lb/acre 1,90 lb/acre	
						<ul style="list-style-type: none"> TC 	—	<ul style="list-style-type: none"> P soluble P particulaire 		0,27 lb/acre 13,48 lb/acre	
				Blé / jachère d'été	—	<ul style="list-style-type: none"> TC 	—	<ul style="list-style-type: none"> P soluble P particulaire 		0,18 lb/acre 1,25 lb/acre	

AUTEURS	RÉGION D'ÉTUDE	PÉRIODE D'ÉTUDE	ÉCHELLE D'ÉVALUATION	CULTURE	SOLS	PRATIQUES CULTURALES	FERTILISATION	FORMES DE P ÉTUDIÉES	MODE DE TRANSPORT DU P	PERTES DE P	COMMENTAIRES
Réf. # 155 (suite)	Minnesota	1990 et +	Parcelle	Maïs / soya	—	• TR	Minérale : 115 lb/acre P ₂ O ₅ Aucune fertilisation	• P dissous • P particulaire • P dissous • P particulaire		0,061 lb/acre 4,09 lb/acre 0,005 lb/acre 2,96 lb/acre	
						• TC	Minérale : 115 lb/acre P ₂ O ₅ Aucune fertilisation	• P soluble • P particulaire • P soluble • P particulaire		0,003 lb/acre 10,01 lb/acre 0,001 lb/acre 6,69 lb/acre	
	Virginie	1990 et +	Parcelle	Maïs	—	• SD	Aucune fertilisation Minérale en bande 94 lb/acre de P ₂ O ₅ Minérale à la volée 94 lb/acre de P ₂ O ₅	• P total	Ruissellement	0,10 lb/acre 0,24 lb/acre 0,53 lb/acre	
						• TC	Aucune fertilisation Minérale en bande 94 lb/acre de P ₂ O ₅ Minérale à la volée 94 lb/acre de P ₂ O ₅			1,91 lb/acre 2,58 lb/acre 4,71 lb/acre	
Réf. # 64	Minnesota	1993-1994	Parcelle	Maïs	Loam argileux (pente 1 à 6 %)	• TC	Avec fumier Sans fumier	• P total	Ruissellement	1,3 lb/acre 1,7 lb/acre	
						• Culture sur billon (ridge tillage)	Avec fumier Sans fumier			0,5 lb/acre 1,35 lb/acre	

AUTEURS	RÉGION D'ÉTUDE	PÉRIODE D'ÉTUDE	ÉCHELLE D'ÉVALUATION	CULTURE	SOLS	PRATIQUES CULTURALES	FERTILISATION	FORMES DE P ÉTUDIÉES	MODE DE TRANSPORT DU P	PERTES DE P	COMMENTAIRES
Réf. # 142	Québec	1995-1996	Parcelle	Maïs-grain	<ul style="list-style-type: none"> Loam limoneux : P disp (mg kg⁻¹) : 99,22 (0 - 20 cm) 	<ul style="list-style-type: none"> Conventionnel (TC) Semis direct (SD) Travail réduit (TR) 	<ul style="list-style-type: none"> Minérale Selon les grilles du CPVQ : 20 kg ha⁻¹ de P₂O₅ en bande seulement 	<ul style="list-style-type: none"> Pt dissous Pt particulaire PO₄ dissous 	Ruissellement	<ul style="list-style-type: none"> PO₄ dissous : <ul style="list-style-type: none"> TC : 0,02 kg ha⁻¹ an⁻¹ SD : 0,02 kg ha⁻¹ an⁻¹ TR : 0,04 kg ha⁻¹ an⁻¹ Pt dissous : <ul style="list-style-type: none"> TC : 0,32 kg ha⁻¹ an⁻¹ SD : 0,33 kg ha⁻¹ an⁻¹ TR : 0,25 kg ha⁻¹ an⁻¹ Pt particulaire : <ul style="list-style-type: none"> TC : 9,84 kg ha⁻¹ an⁻¹ (95) SD : 8,41 kg ha⁻¹ an⁻¹ (95) TR : 5,9 kg ha⁻¹ an⁻¹ (95) TC : 8,91 kg ha⁻¹ an⁻¹ (95) SD : 46,3 kg ha⁻¹ an⁻¹ (96) 	
								<ul style="list-style-type: none"> PO₄ dissous Pt dissous 	Drainage	<ul style="list-style-type: none"> PO₄ dissous : <ul style="list-style-type: none"> C : 0,03 kg ha⁻¹ an⁻¹ SD : 0,04 kg ha⁻¹ an⁻¹ TR : 0,05 kg ha⁻¹ an⁻¹ Pt dissous : <ul style="list-style-type: none"> C : 0,69 kg ha⁻¹ an⁻¹ SD : 0,50 kg ha⁻¹ an⁻¹ TR : 0,56 kg ha⁻¹ an⁻¹ 	
				Orge	<ul style="list-style-type: none"> Loam limoneux : P disp (mg kg⁻¹) : 99,22 (0 - 20 cm) 	<ul style="list-style-type: none"> Conventionnel (C) Travail réduit (TR) Semis direct (SD) 	<ul style="list-style-type: none"> Selon les grilles du CPVQ : aucun apport d'engrais phosphaté 	<ul style="list-style-type: none"> Pt dissous Pt particulaire PO₄ dissous 	Ruissellement	<ul style="list-style-type: none"> PO₄ dissous : <ul style="list-style-type: none"> C, TR, SD : 0 kg ha⁻¹ an⁻¹ Pt dissous : <ul style="list-style-type: none"> C : 0,08 kg ha⁻¹ an⁻¹ SD : 0,15 kg ha⁻¹ an⁻¹ * : 0,09 kg ha⁻¹ an⁻¹ Pt particulaire : <ul style="list-style-type: none"> C : 2,78 kg ha⁻¹ an⁻¹ SD : 1,36 kg ha⁻¹ an⁻¹ * : 0,99 kg ha⁻¹ an⁻¹ 	
								<ul style="list-style-type: none"> Pt dissous PO₄ dissous 	Drainage	<ul style="list-style-type: none"> PO₄ dissous : <ul style="list-style-type: none"> C : 0,04 kg ha⁻¹ an⁻¹ SD : 0,03 kg ha⁻¹ an⁻¹ TR : 0,03 kg ha⁻¹ an⁻¹ Pt dissous : <ul style="list-style-type: none"> C : 0,41 kg ha⁻¹ an⁻¹ SD : 0,58 kg ha⁻¹ an⁻¹ * : 0,44 kg ha⁻¹ an⁻¹ 	

AUTEURS	RÉGION D'ÉTUDE	PÉRIODE D'ÉTUDE	ÉCHELLE D'ÉVALUATION	CULTURE	SOLS	PRATIQUES CULTURALES	FERTILISATION	FORMES DE P ÉTUDIÉES	MODE DE TRANSPORT DU P	PERTES DE P	COMMENTAIRES
Réf. # 56	Québec (Estrie)		Parcelle	Maïs-grain	<ul style="list-style-type: none"> Loam limoneux (pente 7%) : P Mehlich III (mg kg⁻¹) : 79 (0 - 20 cm) 	Travail réduit (TR) du sol Résidus de récolte hachés	Démarreur minéral (N - P - K) 17 - 7,1 - 13,5 kg Plus : engrais minéral (EM) selon les besoins agronomiques (36,9 kg P ha ⁻¹) Lisier de porc (LP) : selon les besoins en azote (41,5 kg P ha ⁻¹) en : - présemis (PS) ou - post-levée (PL)	P total P - PO ₄	Ruisselement et drainage Ruisselement Drainage	<ul style="list-style-type: none"> EM et LP : pertes équivalentes moy. 0,42 kg Pt ha⁻¹ an⁻¹ PS : 0,37 kg Pt ha⁻¹ an⁻¹ PL : 0,51 kg Pt ha⁻¹ an⁻¹ <ul style="list-style-type: none"> EM et LP : pertes équivalentes moy. 0,34 kg Pt ha⁻¹ an⁻¹ PS : 0,30 kg Pt ha⁻¹ an⁻¹ 0,14 kg Pt ha⁻¹ an⁻¹ PL : 0,43 kg Pt ha⁻¹ an⁻¹ 0,14 kg Pt ha⁻¹ an⁻¹ <ul style="list-style-type: none"> Tous les traitements : 0,08 kg Pt ha⁻¹ an⁻¹ 0,01 kg P-PO₄ ha⁻¹ an⁻¹ 	
Réf. # 57	Québec (Estrie)			Maïs-grain et prairie	<ul style="list-style-type: none"> Loam limoneux (pente 7%) : P total (mg kg⁻¹) : 845 (0 - 20 cm) P Mehlich III (mg kg⁻¹) : 81 (0 - 20 cm) 	Conventionnel (C)	Minérale seulement (M) : selon les besoins agronomiques (témoin) Lisier de porc (L) : maïs : 264 kg P/ha prairie : 108 kg P/ha Dose totale du lisier à l'automne (L - A) Dose totale au printemps (L - P)	<ul style="list-style-type: none"> Pt P-PO₄ 	Ruisselement et drainage	<ul style="list-style-type: none"> Maïs et prairie : pertes équivalentes de Pt moy. : 0,55 kg ha⁻¹ an⁻¹ maïs : 0,23 kg PO₄ ha⁻¹ an⁻¹ prairie : 0,34 kg PO₄ ha⁻¹ an⁻¹ L - A - prairie : 0,55 kg PO₄ ha⁻¹ an⁻¹ M - prairie : 0,27 kg PO₄ ha⁻¹ an⁻¹ (témoin) L - A - maïs : 0,21 kg PO₄ ha⁻¹ an⁻¹ M-maïs : 0,14 kg PO₄ ha⁻¹ an⁻¹ (témoin) 	Les parcelles de fourrages ont perdu 50 % de plus de PO ₄ que le maïs. La majeure partie du P a été perdue par ruissellement sur maïs et sur fourrage (68 % du Pt et 60 % du P-PO ₄).

AUTEURS	RÉGION D'ÉTUDE	PÉRIODE D'ÉTUDE	ÉCHELLE D'ÉVALUATION	CULTURE	SOLS	PRATIQUES CULTURALES	FERTILISATION	FORMES DE P ÉTUDIÉES	MODE DE TRANSPORT DU P	PERTES DE P	COMMENTAIRES
Réf. # 69	Québec			Maïs	Loam Loam argileux	Labour (TC) Chisel (TR) Sans labour (SL)	Minérale (M) Mode d'application : - bande (B) ou - à la volée (V) Dose de P selon les besoins agronomiques	P-PO ₄	Ruissellement Drainage	B + SL : 4 g PO ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹ V + SL : 23,5 g PO ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹ B + TR : 7,5 g PO ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹ V + TR : 13 g PO ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹ V + TC : 17 g PO ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹ B + SL : 14,5 g PO ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹ V + SL : 28,5 g PO ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹ B + TR : 14 g PO ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹ V + TR : 9,5 g PO ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹ B + TC : 12 g PO ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹ V + TC : 13 g PO ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹	
Réf. # 153	Minnesota	1989	Parcelle	Maïs	Texture fine	Travail conventionnel (TC) Travail réduit (TR)	n.d.	P total P dissous P total P dissous	Ruissellement	1,07 lb/acre 0,48 lb/acre 0,74 lb/acre 0,35 lb/acre	Le chisel a permis de réduire de 31 % et de 21 % les pertes de P dissous

PERTES À LA PARCELLE

AUTEURS	RÉGION D'ÉTUDE	PÉRIODE D'ÉTUDE	ÉCHELLE D'ÉVALUATION	CONDITIONS DE L'ÉTUDE	FORMES DE P ÉTUDIÉES	MODE DE TRANSPORT DU P	PERTES DE P	COMMENTAIRES	
Eaux de laiterie									
72 203 202	Sud-Ouest Ontario	1987 - 1989	Bassin versant	Évaluation de la contribution des diverses sources ponctuelles : • Eaux de laiterie	P total	Rejets ± directs	30 à 35 kg/an par ferme laitière		
37	Québec Lanaudière	56 mois	Ferme	Traitement des eaux de laiterie par fosse septique / champ d'épuration - projet de R & D					
				2 fermes laitières :					
				Ferme A : 30 vaches en lactation 8 l d'eaux lait./j vache en lactation					
				Sortie de la laiterie	P soluble	Eaux usées	0,06 kg/an v. lact. (22 mg/l)		
					P total	Eaux usées	0,3 kg/an v. lact. (91 mg/l)		
				Sortie du champ d'épuration	P soluble	Eaux traitées	0,08 kg/an v. lact. (12 mg/l)		
	P total	Eaux traitées	0,08 kg/an v. lact. (12 mg/l)						
			Ferme B : 37 vaches en lactation 25 l d'eaux lait./j vache en lactation						
			Sortie de la laiterie	P soluble	Eaux usées	0,4 kg/an v. lact. (48 mg/l)			
				P total	Eaux usées	0,5 kg/an v. lact. (54 mg/l)			
			Sortie du champ d'épuration	P soluble	Eaux traitées	0,3 kg/an v. lact. (22 mg/l)			
				P total	Eaux traitées	0,3 kg/an v. lact. (22 mg/l)			
			Remplacement de l'acide phosphorique par de l'acide de maïs pour laver les équipements.	P total	Eaux usées	Réduction de 30 à 40 % des rejets			
Eaux usées domestiques									
72	Sud-Ouest Ontario	1987 - 1989	Bassin versant	Évaluation de la contribution de diverses sources ponctuelles • Eaux usées domestiques - systèmes défectueux/inappropriés	P total	Rejets ± directs	5 à 11 % de la charge totale rejetée		

AUTEURS	RÉGION D'ÉTUDE	PÉRIODE D'ÉTUDE	ÉCHELLE D'ÉVALUATION	CONDITIONS DE L'ÉTUDE	FORMES DE P ÉTUDIÉES	MODE DE TRANSPORT DU P	PERTES DE P	COMMENTAIRES
Eaux usées domestiques								
	Québec Abitibi	Août 89 à juin 90	Résidences isolées	Évaluation de l'efficacité du filtre à sable Classique en Abitibi ; 3 sites existants. Filtres tels que construits. <ul style="list-style-type: none"> Amos (âge du filtre = 8 ans) <ul style="list-style-type: none"> a) Effluent fosse septique P total 3,93 à 24,21 mg/l b) Effluent du filtre à sable P total 0,57 à 186 mg/l c) Charge résiduelle moyenne P total 7,9 g/d ± 139,2 % d) Charge résiduelle unitaire moyenne P total 2,0 g/dp ± 139,2 % La Sarre (âge du filtre = 4 ans) <ul style="list-style-type: none"> a) Effluent fosse septique P total 3,93 à 24,21 mg/l b) Effluent du filtre à sable P total 0,08 à 46,81 mg/l c) Charge résiduelle moyenne P total 7,4 g/d ± 59,3 % d) Charge résiduelle unitaire moyenne P total 1,85 g/dp ± 59,3 % McWatters (âge du filtre = 1 an) <ul style="list-style-type: none"> a) Effluent fosse septique P total 4,1 à 22,52 mg/l b) Effluent du filtre à sable P total 1,2 à 6,5 mg/l c) Charge résiduelle moyenne P total 2,2 g/d ± 20,2 % d) Charge résiduelle unitaire moyenne P total 0,7 g/dp ± 20,2 % 				
AMAS DE FUMIER								
145	Québec	3 ans (1992-95)	Ferme	Fumier de bovins laitiers <ul style="list-style-type: none"> 3 structures permanentes d'entreposage pas d'entreposage des eaux contaminées et du purin <ul style="list-style-type: none"> - 36 vaches en lactation et dalle de béton - 25 vaches en lactation et dalle de béton - 75 vaches en lactation et amas sur le sol Autres auteurs cités	P total P total P total P total	Ruissellement Ruissellement Ruissellement Ruissellement	6 % (1,3 kg/an u.a.) 5 % (0,9 kg/an u.a.) 3 % (0,6 kg/an u.a.) 0,73 à 3 %	Par rapport à la quantité stockée. Par rapport à la quantité stockée. Par rapport à la quantité stockée. Par rapport à la quantité stockée.
55	Québec	116 à 150 jours	Ferme	Essais de compostage de fumier de bovins laitiers. Bilan massique, évaluation des pertes par écoulement des amas. <ul style="list-style-type: none"> Entreposage sur le sol Entreposage sur le béton Les deux fermes participantes appliquaient 0,5 kg de phosphate naturel/u.a.-jour dans l'étable après l'écurage du fumier.	P total P total	Écoulement Écoulement	1,4 % (calculé) 25,8 % (retenu) 4,4 % (calculé) 18,2 % (retenu)	Par rapport à la quantité stockée. Par rapport à la quantité stockée. Par rapport à la quantité stockée. Par rapport à la quantité stockée.

AUTEURS	RÉGION D'ÉTUDE	PÉRIODE D'ÉTUDE	ÉCHELLE D'ÉVALUATION	CONDITIONS DE L'ÉTUDE	FORMES DE P ÉTUDIÉES	MODE DE TRANSPORT DU P	PERTES DE P	COMMENTAIRES
AMAS DE FUMIER (SUITE)								
36		1990	Ferme (bovins)	Revue de littérature : évaluation de coefficients de pertes * <ul style="list-style-type: none"> Fumier pailleux sur le sol Fumier pailleux sur plate-forme étanche Fumier sans paille sur plate-forme étanche *: pas nécessairement une perte à l'environnement	P total P total P total	Ruissellement Lessivage Ruissellement Ruissellement	1,5 % 0,5 % 2 % 4 %	Par rapport à la quantité stockée. Par rapport à la quantité stockée. Par rapport à la quantité stockée.
COURS D'EXERCICE								
36	Québec	1990	Ferme (bovins)	Revue de littérature : évaluation de coefficients de pertes <ul style="list-style-type: none"> Cours non pavée Cours non pavée + litière Cours non pavée + toiture Cours non pavée + toiture + litière Cours pavée 	P total P total P total P total	Ruissellement Lessivage Ruissellement Lessivage Ruissellement Lessivage Ruissellement	1,2 % 2,0 % 0,6 % 1,0 % 0 % 0,2 % 0 % 0 % 1,2 %	Par rapport à la quantité totale générée sur la cour. Par rapport à la quantité totale générée sur la cour. Par rapport à la quantité totale générée sur la cour. Par rapport à la quantité totale générée sur la cour. Par rapport à la quantité totale générée sur la cour.
93	Québec (Saint-Augustin)	Mars à nov. 1987		Cours d'exercice de 750 m ² pente 3 % avec 75 bouvillons (25 m ² /u.a.)	P total P dissous	Ruissellement Ruissellement	9,4 kg pour la période (24,1 mg/l en moyenne) 6,5 kg pour la période (17,0 mg/l en moyenne)	
30	Québec	1993	Ferme	Revue de littérature : développement du logiciel CHEPTEL Cours d'exercice ; Lagacé (1989) <ul style="list-style-type: none"> Densité animale 25 m²/u.a. Coote et Hore (1977) <ul style="list-style-type: none"> Densité animale 4,5 m²/u.a. 11,0 m²/u.a. 	P total P total P total	Ruissellement Ruissellement Ruissellement	1 % (0,32 kg/u.a.-an) 0,2 kg/u.a.-an (0,7 %) 0,38 kg/u.a.-an (1,3 %)	Par rapport à la quantité totale générée sur la cour. Par rapport à la quantité totale générée sur la cour. Par rapport à la quantité totale générée sur la cour.
SITE DE COMPOSTAGE								
55	Québec	116 à 150 jours	Ferme	Essais de compostage de fumier de bovins laitiers <ul style="list-style-type: none"> Fumier très pailleux Fumier peu pailleux Les deux fermes participantes appliquaient 0,5 kg de phosphate naturel/u.a.-jour dans l'étable après l'écurage du fumier.	P total P total	-- --	0,8 % 1,7 %	Par rapport à la quantité présente initialement. Par rapport à la quantité présente initialement.

ANNEXE 2. TABLEAU SYNTHÈSE : REVUE SUR LES ZONES ÉPURATRICES

Région d'étude	Période d'étude	Échelle d'évaluation	Formes de P mesurées	Méthode d'analyse	Mode de transport	Méthode d'évaluation	Caractéristiques de terrain (sol, pente) et régionales (précipitation)	Cultures au champ avoisinant, fertilisants	Type de zone riveraine	Largeur de la zone riveraine	Taux de rétention	Auteurs
Québec (Canada)	1989 - 1990	parcelles (conditions naturelles au champ)	P	N.S.	ruissellement	collecteurs des eaux de ruissellement	texture de sol variable, pente 0.1 à 0.5 %	maïs	herbacée	1 à 6 m	concentration moyenne mesurée à la sortie des bandes riveraines 0.1 à 10 mg P/l	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec et Agriculture Canada (1993)
Caroline du Nord (U.S.A)	3 ans	parcelles (bassin versant)	Pt	N.S.	ruissellement et écoulement souterrain	-ruiss. : collecteurs - eau souterraine : puits	sol bien drainé modérément bien drainé	N.S.	forestière	16 m	N.S.	Jacob et Gilliam (1985)
Caroline du Nord (U.S.A)	3 ans	bassin versant	Pt	extraction avec CaCl_2 0.01 M	ruissellement	N.S.	sol bien à modérément bien drainé	N.S.	plaine d'inondation et marais	16 m	40 % Pt associé aux sédiments est déposé dans la plaine d'inondation	Cooper <i>et al.</i> (1986)
Caroline du Nord (U.S.A)	1982-1983	bassin versant	Pt, O-P	Pt : digestion (acide perchlorique) O-P : colorimétrie	ruissellement	N.S.	pente (2 à 7%)	N.S.	forestière	N.S.	50 %	Cooper et Gilliam (1987)

Région d'étude	Période d'étude	Échelle d'évaluation	Formes de P mesurées	Méthode d'analyse	Mode de transport	Méthode d'évaluation	Caractéristiques de terrain (sol, pente) et régionales (précipitation)	Cultures au champ avoisinant, fertilisants	Type de zone riveraine	Largeur de la zone riveraine	Taux de rétention	Auteurs
Caroline du Nord (U.S.A)	N.S.	N.S.	Pt, P	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	10 à 17% (Pt) 46 à 69% (P) lorsque 50% de plaine inondée (efficacité de rétention lors d'inondation)	Yarbro <i>et al.</i> (1984) cités par Whigham <i>et al.</i> , (1988)
Floride (U.S.A)	1979-1988	N.S.	P	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	marais construit	N.S.	71 à 94%	Richardson et Craft (1993)
Géorgie (U.S.A)	1974-1976	bassin versant	O-P	Autoanalyseur (Technicon)	ruissellement	mesures des concentrations dans le cours d'eau	sol sableux (taux d'infiltration élevé), précipitations 1.2 m/an	N.S.	végétation herbacée et arbustive	N.S.	diminution des O-P et variation saisonnière de leur concentration	Asmussen <i>et al.</i> (1979)
Géorgie (U.S.A)	1979	parcelles (bassin versant)	Pd et Pt	Pt : digestion (Technicon) puis Autoanalyseur Pd : technique colorométrique standard	eau souterraine	série de puits	sol avec des taux élevés d'infiltration	maïs, soya, arachide, tabac	forestière	N.S.	rétention efficace du P	Lowrance <i>et al.</i> (1983)
Géorgie (U.S.A)	une année	N.S.	Pt	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	forestière	N.S.	42 %	Todd <i>et al.</i> (1983) cités par Mander <i>et al.</i> (1997)

Région d'étude	Période d'étude	Échelle d'évaluation	Formes de P mesurées	Méthode d'analyse	Mode de transport	Méthode d'évaluation	Caractéristiques de terrain (sol, pente) et régionales (précipitation)	Cultures au champ avoisinant, fertilisants	Type de zone riveraine	Largeur de la zone riveraine	Taux de rétention	Auteurs
Géorgie (U.S.A)	1992-1993	parcelles	Pt et PO ₄	Méthode standard "Lachat Flow Injection Analyzer"	ruissellement et eau souterraine	-ruiss. : collecteurs - eau souterraine : série de puits	loam sableux	maïs	forestière	55 m	N.S	Hubbard et Lowrance (1994)
Idaho (U.S.A.)	1981	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	marais construit	0.09 ha	25 à 33%	Brown <i>et al.</i> (1981)
Illinois (U.S.A)	une année	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	marais	N.S.	90 %	Mitsch <i>et al.</i> (1979) cités par Mander <i>et al.</i> (1997)
Illinois (U.S.A)	N.S.	N.S.	P	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	4.5 %	Mitsch <i>et al.</i> (1979) cités par Whigham <i>et al.</i> (1988)
Illinois (U.S.A)	1989-1990	parcelles	Pt et Pd	méthode standard (NS)	écoulement souterrain peu profond	série de lysimètres et de piézomètres	loam silteux et argileux	rotation de culture maïs-soya (1988 et 1989)	herbacée et forestière	herbacée: 39 m forestière: 16 m	- peu de réduction du Pt et Pd durant la période de dormance pour les deux types de zones - sur une base annuelle la zone herbacée est plus efficace que celle forestière	Osborne et Kovacic (1993)

Région d'étude	Période d'étude	Échelle d'évaluation	Formes de P mesurées	Méthode d'analyse	Mode de transport	Méthode d'évaluation	Caractéristiques de terrain (sol, pente) et régionales (précipitation)	Cultures au champ avoisinant, fertilisants	Type de zone riveraine	Largeur de la zone riveraine	Taux de rétention	Auteurs
Illinois et Ohio (U.S.A)	N.S.	N.S.	P	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	marais construits et naturels	N.S.	- marais construits : 63 à 96% - marais naturels : 4 à 10%	Mitsch (1993)
Illinois et Ohio (U.S.A)	N.S.	N.S.	P	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	naturelles et restaurées ou construites	N.S.	- zones naturelles : Illinois (4.5%) Ohio (10%) - zones restaurées ou construites : 63 à 98% Ohio : 16%	Mitsch (1995)
Maine (U.S.A)	1989-1991	N.S.	Pt et Pd	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	herbacée et marais	marais construit (15 m)	1989 : 92% Pt 1990 et 1991 : 82 à 91% Pt variation saisonnière d'efficacité (élevée à long terme)	Higgins <i>et al.</i> (1993)

Région d'étude	Période d'étude	Échelle d'évaluation	Formes de P mesurées	Méthode d'analyse	Mode de transport	Méthode d'évaluation	Caractéristiques de terrain (sol, pente) et régionales (précipitation)	Cultures au champ avoisinant, fertilisants	Type de zone riveraine	Largeur de la zone riveraine	Taux de rétention	Auteurs
Maryland (U.S.A)	1981-1982	parcelles (bassin versant)	Pd et Pt	Pt et Pd : digestion (acide perchlorique)	ruissellement et eau souterraine	-ruiss. : collecteurs - eau souterraine : série de puits	loam sableux, pente 5.4%	maïs	forestière	50 m	ruissellement 84 % Pt 74 % Pd	Peterjohn et Correll (1984)
Maryland (U.S.A)	une année	N.S.	Pt	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	herbacée	N.S.	67 %	Payer et Weil (1987) cités par Mander <i>et al.</i> (1997)
Maryland (U.S.A)	un été	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	herbacée	N.S.	43 %	Magette <i>et al.</i> (1989) cités par Mander <i>et al.</i> (1997)
Pennsylvanie (U.S.A)	1973-1979	parcelle (bassin versant)	Pt et O-P	colorimétrie	ruissellement et eau souterraine	collecteurs	loam silteux	maïs, blé, avoine et foin	herbacée	15 m	augmentation de 2 à 20 fois des concentrations du Pt et O-P dans le ruissellement de surface lors des orages	Pionke <i>et al.</i> (1988)

Région d'étude	Période d'étude	Échelle d'évaluation	Formes de P mesurées	Méthode d'analyse	Mode de transport	Méthode d'évaluation	Caractéristiques de terrain (sol, pente) et régionales (précipitation)	Cultures au champ avoisinant, fertilisants	Type de zone riveraine	Largeur de la zone riveraine	Taux de rétention	Auteurs
Tennessee (U.S.A)	1987-1988	bassin versant	Pt et Pd	Pd : méthode d'acide ascorbique Pt : oxidation par persulfate	ruissellement et eau souterraine	N.S.	N.S.	N.S.	forestière	N.S.	variation saisonnière des concentrations en P	Mulholland (1992)
Vermont (U.S.A)	N.S.	N.S.	P	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	fumier de bovins laitiers	N.S.	N.S.	86%	Clausen et Meals (1989)
Vermont (U.S.A)	N.S.	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement et eau souterraine	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	- ruiss. de surface : 92% - eau souterraine : 89%	Schwer et Clausen (1989) cités par Meals (1996)
Virginie (U.S.A)	1984	parcelles (conditions expérimentales simulées)	Pt et Pd	Autoanalyseur	ruissellement	collecteurs des eaux de ruissellement	loam silteux, pentes 5, 11 et 16%, précipitations simulées (intensité 50 mm/h)	fumier de bovins laitiers (7.5 et 15 t/ha)	herbacée	4.6 m 9.1 m	. ruiss. uniforme : 4.6 m (58%) 9.1 m (69%) . ruiss. concentré peu d'efficacité 4.6 m (95%) 9.1 m (70%) de moins que pour le ruissellement uniforme	Dillaha <i>et al.</i> (1986a)

Région d'étude	Période d'étude	Échelle d'évaluation	Formes de P mesurées	Méthode d'analyse	Mode de transport	Méthode d'évaluation	Caractéristiques de terrain (sol, pente) et régionales (précipitation)	Cultures au champ avoisinant, fertilisants	Type de zone riveraine	Largeur de la zone riveraine	Taux de rétention	Auteurs
Virginie (U.S.A)	1985	parcelle (conditions expérimentales simulées)	Pt et Pd	technique analytique standard	ruissellement	collecteurs	loam silteux, labour conventionnel, fertilisants P ₂ O ₅ (112 kg/ha), précipitations simulées (50 mm/h)	N.S.	herbacée	4.6 m et 9.1 m	P : 61% (4.6 m) 79% (9.1 m) Pt : 69% (4.6 m) 82% (9.1 m) peu d'efficacité pour le Pd	Dillaha <i>et al.</i> (1989)
Allemagne (Schleswig Holstein)	printemps, été	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	forestière	N.S.	89%	Knauer et Mander. (1989) cités par Mander <i>et al.</i> (1997)
Allemagne (Schleswig Holstein)	N.S.	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	culture pour élevage intensif	plaine d'inondation	N.S.	80%	Knauer et Mander, 1989 cités par Mander <i>et al.</i> (1997)
Australie	1993-1995	marais construit (bassin versant)	Pt	Autoanalyseur	ruissellement	collecteurs	N.S.	culture pour élevage de bovins laitiers	marais construit	largeur (3 m) longueur (150m)	17 %	Raisin <i>et al.</i> (1997)
Estonie	trois années (printemps, été)	parcelles	O-P	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	marais	N.S.	84%	Mander (1985) cité par Mander <i>et al.</i> (1997)
Estonie	NS	N.S.	O-P	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	forestière	N.S.	92%	Mander (1985) cité par Mander <i>et al.</i> (1997)

Région d'étude	Période d'étude	Échelle d'évaluation	Formes de P mesurées	Méthode d'analyse	Mode de transport	Méthode d'évaluation	Caractéristiques de terrain (sol, pente) et régionales (précipitation)	Cultures au champ avoisinant, fertilisants	Type de zone riveraine	Largeur de la zone riveraine	Taux de rétention	Auteurs
Estonie	1991	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	eaux usées de la ferme	marais de macrophytes	N.S.	56 à 67%	Mander <i>et al.</i> (1991)
Estonie	1991	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	eaux usées de la ferme	bioditch	N.S.	60 à 92%	Mander <i>et al.</i> (1991)
Estonie	1991	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	eaux usées de la ferme	zone racinaire	N.S.	60 à 75%	Mander <i>et al.</i> (1991)
Estonie	1991	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	eaux usées de la ferme	marais naturel	18 ha	27 à 88%	Mander <i>et al.</i> (1991)
Finlande	996	580 ha	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	marais construit	0.18 ha	35%	Hirvonen <i>et al.</i> (1996)
Finlande	1996	0.063 ha	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	10 m	20 à 36%	Uusi-Kämpa et Ylärinta (1996)
France	1995	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	marais naturel	3 ha	65%	Pommel et Dorioz (1995)
France	une année	marais construite (bassin versant)	P	N.S.	ruissellement	N.S.	pente (< 2 %)	céréales (surtout blé)	marais construit forestier	N.S.	70 %	Pommel et Dorioz (1997)
Italie (Venise)	1994 - 1996	parcelles	Pt et Pd	N.S.	ruissellement et eau souterraine	-ruiss. : collecteurs - eau souterraine : série de puits	loam argilo-calcaire, fertilisation minérale P ₂ O ₅ (120 kg/ha)	maïs	arbres et arbustes	arbres (2-3 m) arbustes (1.5 m)	ruissellement : 75 % (Pt) 53 % (Pd) eau souterraine : 16.1 % (Pt)	Franco <i>et al.</i> (1996)
Norvège	1994	50 à 100 ha	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	marais artificiel	0.02 à 0.09 ha	20 à 42%	Braskerud (1994)

Région d'étude	Période d'étude	Échelle d'évaluation	Formes de P mesurées	Méthode d'analyse	Mode de transport	Méthode d'évaluation	Caractéristiques de terrain (sol, pente) et régionales (précipitation)	Cultures au champ avoisinant, fertilisants	Type de zone riveraine	Largeur de la zone riveraine	Taux de rétention	Auteurs
Norvège	1994	parcelles	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	pente 12 à 17%	N.S.	herbacée	5, 10 et 15 m	45 à 56 % 56 à 85% 73%	Syversen (1995)
Suède	1991	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	eaux usées de la ferme	marais de macrophytes	1.1 ha	62%	Hörberg et Kylefors (1991)
Suède	1991	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	eaux usées de la ferme	zone racinaire	0.11 ha	61%	Hörberg et Kylefors (1991)
Suède	1992	650 ha	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	marais construit	N.S.	8%	Lindkvist (1992)
Suède	1993	650 ha	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	marais construit	N.S.	22%	Lindkvist et Hakansson (1993)
N.S.	N.S.	parcelle	Pt	N.S.	N.S.	N.S.	loam argileux, pente 6 à 8 %, fumier de poulets	N.S.	herbacée	13 m	25 %	Bingham <i>et al.</i> (1978) cités par Dillaha <i>et al.</i> (1986b)
N.S.	N.S.	parcelle	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	loam sableux, fumier de bovins laitiers	N.S.	herbacée	12 m et 36 m	55 % (12 m) 61 % (36 m)	Thomson <i>et al.</i> (1978) cités par Dillaha <i>et al.</i> (1986b)
N.S.	N.S.	parcelle	O-P	N.S.	N.S.	N.S.	loam silteux, pente 3.4%, fumier de bovins laitiers	N.S.	herbacée	35 m	7 %	Patterson <i>et al.</i> (1977) cités par Dillaha <i>et al.</i> (1986b)

Région d'étude	Période d'étude	Échelle d'évaluation	Formes de P mesurées	Méthode d'analyse	Mode de transport	Méthode d'évaluation	Caractéristiques de terrain (sol, pente) et régionales (précipitation)	Cultures au champ avoisinant, fertilisants	Type de zone riveraine	Largeur de la zone riveraine	Taux de rétention	Auteurs
N.S.	N.S.	parcelle	Pd	N.S.	N.S.	N.S.	loam silteux, pente 10%, fumier de bovins laitiers	N.S.	herbacée	0.5 m, 1.5 m et 4 m	9 % (0.5 m) 8 % (1.5 m) 62 % (4 m)	Doyle <i>et al.</i> (1977) cités par Dillaha <i>et al.</i> (1986a, 1986b)
N.S.	N.S.	N.S.	P	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	herbacée	27 m	83 %	Young <i>et al.</i> (1980) cités par Osborne et Kovacic (1993)
N.S.	N.S.	parcelle (conditions expérimentales simulées)	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	pente 4%, précipitations simulées	grain mélangé	herbacée	deux zones riveraines de 27.4 m	première : 88 % deuxième : 81 %	Young <i>et al.</i> (1980) cités par Dillaha <i>et al.</i> (1986a, 1986b)
N.S.	N.S.	parcelle (conditions expérimentales simulées)	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	précipitations simulées	N.S.	deux bandes végétales	30.5 m	première : 49 % deuxième : 52 %	Edwards <i>et al.</i> (1983) cités par Dillaha <i>et al.</i> (1986a, b)
N.S.	N.S.	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	marais construit	N.S.	90 à 100 %	Hammer (1990, 1993) cité par De Laney (1995)
N.S.	N.S.	N.S.	P	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	herbacée	8 m, 16 m et 30m	8 m : 66 % 16 m : 95 % 30 m : N.S.	Petersen <i>et al.</i> (1992) cités par Fennessy et Cronk (1997)

Région d'étude	Période d'étude	Échelle d'évaluation	Formes de P mesurées	Méthode d'analyse	Mode de transport	Méthode d'évaluation	Caractéristiques de terrain (sol, pente) et régionales (précipitation)	Cultures au champ avoisinant, fertilisants	Type de zone riveraine	Largeur de la zone riveraine	Taux de rétention	Auteurs
N.S.	N.S.	N.S.	Pt	N.S.	ruissellement	N.S.	N.S.	N.S.	marais construit	N.S.	82 à 91 %	Higgins <i>et al.</i> (1993) cités par De Laney (1995)

15. ANNEXE 3. INDICE DES RISQUES DE PERTES EN PHOSPHORE

Ce chapitre vise à présenter brièvement les principaux outils destinés à une gestion du P des sols agricoles en Amérique du Nord. La création de ces outils s'avère une étape importante concernant l'élaboration éventuelle d'instruments plus précis permettant de quantifier les pertes de P. De plus, les travaux réalisés et l'utilisation de l'information disponible actuellement permettent d'orienter les efforts de recherche vers les besoins les plus urgents.

Enfin, mentionnons que ces outils ont été élaborés récemment par plus d'une cinquantaine de spécialistes issus de diverses régions de l'Amérique du Nord, dont le Québec. Pour obtenir plus de détails sur le développement de ces outils ainsi que sur les concepts qu'ils intègrent, le lecteur est invité à consulter, sans s'y limiter, Bolinder *et al.* (1998), Beegle *et al.* (1998), Giroux *et al.* (1996) et Palmer et Rising (1996).

15.1 INDICE DE PHOSPHORE SELON LA MÉTHODE AMÉRICAINE

Au début des années 1990, aux États-Unis, des chercheurs de l'*United States Department of Agriculture* (USDA) ont commencé à essayer de trouver des outils d'évaluation des impacts des activités agricoles sur la qualité de l'eau (Lemunyon et Daniel, 1998). Plusieurs modèles ciblant diverses formes de pollution d'origine agricole existaient déjà pour les études portant sur les bassins versants. Toutefois, il n'existait aucun modèle adéquat applicable au champ et permettant de quantifier les pertes de P causant la contamination des eaux en milieu agricole. Un groupe de travail, le PICT (Phosphorus Index Core Team), formé de scientifiques issus des universités et des agences gouvernementales américaines, a ainsi reçu le mandat d'inventer un tel outil (SERA-IEG 17, 1998). Le groupe s'est rapidement rendu compte que malgré les nombreux travaux de recherche réalisés sur le transport du P vers les plans d'eau, il n'y avait pas suffisamment de cohésion entre ces divers travaux pour obtenir les données nécessaires à la confection de l'outil souhaité. Ainsi, le groupe de travail a donné priorité au développement d'une méthodologie d'évaluation des risques de contamination des plans d'eau par le transport du phosphore. Bien qu'il ne permette pas d'évaluer les quantités de P potentiellement transportées, cet outil, adapté aux études relatives au champ, est maintenant utilisé dans plusieurs états américains et est connu sous le nom d'indice de phosphore (Phosphorus Index ou PI).

L'indice de phosphore a été mis à l'épreuve en Oregon et dans l'état de Washington (Stevens *et al.*, 1993), en Georgie (Truman *et al.*, 1993), dans l'Oklahoma et au Texas (Sharpley, 1995). Il est aussi à l'étude au Québec (Bolinder *et al.*, 1998 ; Giroux *et al.*, 1996).

Beegle *et al.* (1998) expliquent que l'indice de phosphore est un système de cotation basé sur huit caractéristiques permettant d'évaluer le niveau de risque de perte de P

associé à un site particulier. Un facteur de pondération est donné à chaque caractéristique selon sa contribution relative aux pertes de P pour un site ou une région donnée. Par exemple, l'érosion représente souvent un risque de perte de P plus élevé que la méthode d'application des engrais. Voilà pourquoi on lui attribue généralement un facteur de pondération plus élevé. Ensuite, pour chacune des huit caractéristiques, on attribue une cote de risque de perte selon les observations au terrain ou les données disponibles pour le site étudié. Cette attribution se fait selon la grille présentée au Tableau A3.1.

La cote finale (l'indice de phosphore) pour un site particulier est calculée en multipliant le facteur de pondération d'une caractéristique par la cote de risque attribuée à celle-ci et en additionnant les résultats ainsi obtenus pour chacune des caractéristiques du site. Une fois l'indice de phosphore déterminé, une grille d'interprétation générale est utilisée pour classer le niveau de risque de contamination des eaux par le phosphore et pour évaluer les pratiques de gestion à implanter. La grille d'interprétation, correspondant à l'indice de phosphore au niveau de la ferme selon la méthode américaine, est présentée au Tableau A3.2.

Tableau A3.1. Grille de détermination de l'indice de phosphore au niveau de la ferme selon la méthode américaine

CARACTÉRISTIQUES DU SITE (facteur de pondération)*	COTE ATTRIBUÉE AU RISQUE DE PERTE DE P				
	AUCUN (0)	FAIBLE (1)	MOYEN (2)	ÉLEVÉ (4)	TRÈS ÉLEVÉ (8)
Érosion du sol (1.5)	s.o.	< 5 t/a	5-10 t/a	10-15 t/a	> 15 t/a
Érosion due à l'irrigation (1.5)	s.o.	irrigation intermittente sur sols bien drainés	irrigation modérée sur des sols de pente < 5 %	irrigation fréquente sur des sols de pente de 2 à 5 %	irrigation fréquente sur des sols de pente > 5 % très élevée
Classe de ruissellement du sol (0.5)	s.o.	très faible ou faible	moyenne	élevée	
Teneur du sol en P assimilable (1.0)	s.o.	faible	moyenne	élevée	excessive
Taux d'application de l'engrais minéral (lb P ₂ O ₅ /acre) (0.75)	aucune application	< 31	31-90	91-150	> 150
Mode d'application de l'engrais minéral (lb P ₂ O ₅ /acre) (0.5)	aucune application	avec le semoir à plus de 5 cm	incorporé immédiatement avant la culture	incorporé plus de 3 mois avant la culture ou laissé en surface moins de 3 mois avant la culture	laissé en surface plus de 3 mois avant la culture
Taux d'application de l'engrais organique (lb P ₂ O ₅ /acre) (1.0)	aucune application	< 31	31-90	91-150	> 150
Mode d'application de l'engrais organique (lb P ₂ O ₅ /acre) (1.0)	aucune application	injecté à plus de 5 cm	incorporé immédiatement avant la culture	incorporé plus de 3 mois avant la culture ou laissé en surface moins de 3 mois avant la culture	laissé en surface sur les prairies ou plus de 3 mois avant la culture

(adapté de : Beegle *et al.*, 1998)

*: Les facteurs de pondération peuvent varier selon la nature du site ou selon les connaissances acquises au sujet de ce site.

Tableau A3.2. Grille d'interprétation de l'indice de phosphore au niveau de la ferme selon la méthode américaine

INDICE DE PHOSPHORE OBTENU POUR LE SITE	INTERPRÉTATION GÉNÉRALE DES RISQUES ASSOCIÉS AU SITE
< 8	Risque FAIBLE de perte de phosphore. Si les pratiques culturales demeurent similaires, les probabilités de contamination des plans d'eau par le phosphore provenant du site sont faibles.
8-14	Risque MOYEN de perte de phosphore. Le risque de contamination des plans d'eau existe. Des mesures d'atténuation devraient être implantées afin de réduire les probabilités de perte de phosphore.
15-32	Risque ÉLEVÉ de perte de phosphore et de contaminants des eaux de surface, à moins que des mesures d'atténuation soient appliquées. Certaines mesures de conservation des sols et de l'eau ainsi que certaines des pratiques de gestion du P sont nécessaires afin de réduire les risques de perte et de dégradation de la qualité de l'eau.
> 32	Risque TRÈS ÉLEVÉ de perte de phosphore et de contamination des eaux de surface. Des mesures d'atténuation sont requises. Un programme de conservation des sols et de l'eau et de gestion du P doit être implanté pour réduire les risques de dégradation de la qualité de l'eau.

(adapté de : Beegle *et al.*, 1998).

15.2 INDICE DE PHOSPHORE SELON LA MÉTHODE CANADIENNE

L'indice de phosphore américain n'est pas nécessairement applicable à toutes les régions ou situations qui peuvent prévaloir au Québec et ailleurs au Canada (Bolinder *et al.*, 1998). Il a été jugé nécessaire de réévaluer les facteurs de pondération des caractéristiques d'un site et/ou d'inclure d'autres caractéristiques comme la saturation en P du sol proposé par Giroux *et al.* (1996).

Bolinder *et al.*, 1998, travaillent actuellement à développer et à valider un indicateur de risque de contamination des eaux par le P (Indicator of risk of water contamination -Phosphorus component ou IROWC -P). Ces travaux s'inscrivent dans le cadre du programme d'Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) portant sur les indicateurs agroenvironnementaux. Ce programme, mis sur pieds en 1993 (Environmental Indicator Working Group, 1993), a d'ailleurs permis le développement d'autres outils dont un sur les risques de contamination des plans d'eau par l'azote (IROWC-N) (Macdonald et Gleig, 1996) qui a servi à élaborer le modèle IROWC-P. Le modèle IROWC-P (ou l'indice de phosphore selon la méthode canadienne), s'inspire également du modèle de l'indice de phosphore développé aux États-Unis décrit précédemment. Toutefois, selon les développements actuels, le modèle IROWC-P intègre, plusieurs autres caractéristiques du site non considérées directement par le modèle américain mais qui pourraient avoir un impact potentiel sur l'évaluation des risques de contamination des plans d'eau par le P des sols agricoles. Le Tableau A3.3 présente les principales caractéristiques considérées et celles qui pourraient l'être éventuellement selon l'échelle d'utilisation de l'indice en phosphore.

Tableau A3.3. Caractéristiques considérées et sources d'information selon l'échelle d'évaluation de l'indice de phosphore canadien

ÉCHELLE	CARACTÉRISTIQUES CONSIDÉRÉES		SOURCES DE DONNÉES
	ACTUELLES	POTENTIELLES	
Provinciale	<ul style="list-style-type: none"> Érosion des sols Potentiel de ruissellement Saturation des sols en P Teneur des sols en P assimilable Bilan annuel de P (importations vs exportations) 	<ul style="list-style-type: none"> Bilan hydrique Systèmes de drainage Distance des plans d'eau Fissuration des sols 	<ul style="list-style-type: none"> Recensement (agriculture) RUSLEFAC Sondage provincial Normales climatiques
Champ, ferme ou bassin versant	<ul style="list-style-type: none"> Érosion du sol Potentiel de ruissellement Saturation du sol en P Teneur du sol en P assimilable Bilan annuel de P Distance des plans d'eau Mode d'applications du P Moment d'application du P Végétation Pâturage 	<ul style="list-style-type: none"> Fissuration des sols Type de cultures (pérenne vs annuelle) Mode de travail du sol (macro - bio - pores) Type de fumier (liquide vs solide) Utilisation du sol (culture, forêt, etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> Modèles de type RUSLE Normales climatiques Cartes de sols détaillées Producteurs agricoles Agronomes

(adapté de : Bolinder *et al.*, 1998)

Il existe actuellement, un modèle IROWC-P utilisable à l'échelle de la province (cartographie 1:1 000 000) qui fait l'objet d'un projet pilote. Cet outil servira entre autres à identifier avec suffisamment de précision les régions où les risques de contamination des plans d'eau par les pertes de P des sols sont les plus élevés. Les caractéristiques des sites, leurs facteurs de pondération ainsi que les cotes de risques retenues pour le modèle IROWC-P au niveau provincial, sont présentés dans la grille de détermination de l'indice de phosphore au Tableau A3.4. Le Tableau A3.5 présente la grille d'interprétation de cet indice de phosphore.

Tableau A3.4. Grille de détermination de l'indice de phosphore (IROWC-P) adaptée au niveau provincial

CARACTÉRISTIQUES DU SITE (facteur de pondération)	COTE ATTRIBUÉE AU RISQUE DE PERTE DE P				
	TRÈS FAIBLE (1)	FAIBLE (2)	MOYEN (4)	ÉLEVÉ (8)	TRÈS ÉLEVÉ (16)
Érosion du sol (t/ha) (1,0)	< 6	6-11	11-22	22-33	> 33
Potentiel de ruissellement (2,5)	très faible	faible	moyen	élevé	très élevé
Saturation en P ⁽¹⁾ (2,0)	0 - 2,5 %	2,5 - 5 %	5 - 10 %	10 - 20 %	> 20 %
Teneur en P du sol ⁽²⁾ (2,5)	< 60	60 - 150	150 - 250	250 - 500	> 500
Bilan annuel du P					
Résidus de récolte (1,0)	< 2 %	2 - 5 %	5 - 20 %	20 - 50 %	> 50 %
Fumier ⁽³⁾ (2,0)	< 50 %	50 - 100 %	100 - 150 %	150 - 200 %	> 200 %
Engrais minéral ⁽³⁾ (1,0)	< 50 %	50 - 100 %	50 - 150 %	150 - 200 %	> 200 %

(adapté de Bolinder *et al.*, 1998)

⁽¹⁾ Mehlich-3 P / Mehlich-3 Al x 100. Pour un sous-sol à faible capacité de sorption en P (P saturation > 10 %) le niveau de perte en P est augmenté d'un degré.

⁽²⁾ P extractible (Mehlich-3) en kg/ha (adapté de Giroux *et al.*, 1996).

⁽³⁾ En % des exportations en P de la biomasse végétale.

Tableau A3.5. Grille d'interprétation de l'indice de phosphore (IROWC-P) adaptée aux sols du Québec

INDICE DE PHOSPHORE OBTENU	RISQUE ASSOCIÉ AU SITE
12 - 18	très faible
19 - 36	faible
37 - 72	moyen
73 - 144	élevé
145 - 192	très élevé

Au niveau de la ferme, Giroux *et al.* (1996) ont proposé des indices de risques de pertes (indices de vulnérabilité) de phosphore à l'environnement en fonction des caractéristiques physico-chimiques des sols et des pratiques de fertilisation. Les Tableaux A3.6 et A3.7 présentent les indices suggérés par ces auteurs. Ces indices peuvent être considérés dans l'élaboration de divers outils d'évaluation des risques de pertes de P. Toutefois, aucune grille de pondération et d'interprétation des résultats n'est proposée.

Tableau A3.6. Grille des indices de pertes de phosphore proposés par Giroux *et al.* (1996) au niveau de la ferme

INDICE DE VULNÉRABILITÉ	FAIBLE	MOYEN	ÉLEVÉ	TRÈS ÉLEVÉ
Érosion et ruissellement				
Indice d'érodabilité des sols *	< 0,015	0,015 - 0,025	0,025 - 0,035	< 0,035
Pente (%)	0 - 2	2 - 5	5 - 8	> 8
Couverture végétale et résidus de culture en surface (%)	> 50	30 - 50	10 - 30	< 10
Fertilité en P du sol				
Niveau P-Mehlich-3 du sol (kg/ha)	< 60	60 - 150	150 - 250	> 250
Saturation en P (%)	< 0,5	5 - 10	10 - 20	> 20
Engrais minéraux et organiques				
Doses d'application (P ₂ O ₅ /ha)	0 - 40	40 - 80	80 - 120	> 120
Période d'application	été	printemps	Automne	Automne
Mode d'application	Été	Printemps	Automne	Automne
	Incorporé en post-levée	Incorporé en présemis	Incorporé à l'automne	Surface à l'automne

* : pour établir l'indice d'érodabilité des sols, voir Tableau A3.7. (adapté de : Giroux *et al.*, 1996)

Tableau A3.7. Indice d'érodabilité des sols (K) selon les classes texturales et l'état des propriétés physiques des sols

TEXTURE	K *	RISQUE D'ÉROSION ** ET DE RUISSELLEMENT
Argile lourde Argile Sable	< 0,015	faible
Sable loameux Argile sableuse Argile limoneuse Loam sableux Sable fin	0,015 - 0,025	moyen
Sable loameux fin Loam sablo-argileux Loam argileux	0,025 - 0,035	élevé
Loam Loam limono-argileux Loam limoneux Loam sableux très fin Sable loameux très fins Sable très fin Limon	> 0,035	très élevé

*Unités de K : t × ha × h/ha × MJ × mm

** Dans les sols présentant un niveau de compaction élevé, un faible niveau de matière organique ou des couches affectant l'infiltration de l'eau, accroître le risque d'un niveau .
(tiré de Giroux *et al.*, 1996).

15.3 LIMITES DU MODÈLE DE L'INDICE DU PHOSPHORE

Le modèle de l'indice de phosphore est en évolution rapide et constante tant du côté canadien que du côté américain. D'ailleurs, lors du récent colloque sur la Gestion du phosphore et des herbicides tenu à Saint-Jean-sur-Richelieu le 9 mars 1999, Simard *et al.* (1999) présentaient une grille de détermination de l'indice de phosphore plus complexe que celles présentées dans les sections 5.1 et 5.2. Ces auteurs mentionnent que cette grille provient d'une proposition issue des travaux interministériels québécois sur l'élaboration d'une norme sur la fertilisation phosphatée et est tirée de MEF (1998).

Par ailleurs, les versions actuelles des grilles d'indice de phosphore présentent des facteurs de pondération différents et il ne semble pas y avoir de consensus sur l'importance relative des paramètres considérés en relation avec leur influence sur les pertes de phosphore. Par exemple, le facteur de pondération le plus élevé a été attribué à l'érosion par Beegle *et al.* (1998) (Tableau A3.1). Toutefois, Bolinder *et al.* (1998) ont attribué à l'érosion un facteur de pondération correspondant à 40 % du facteur le plus élevé qui, lui, a été attribué à la teneur en P du sol (Tableau A3.4).

Selon Jokela (1998), le modèle d'indice de phosphore doit être perçu comme un point de départ puisqu'il revêt à ce stade-ci un caractère surtout conceptuel. Par ailleurs, tel que mentionné précédemment, ce modèle est en évolution constante et déjà, on remet en question certaines approches. Par exemple, sous sa forme actuelle, le modèle considère les sources et les modes de transport du phosphore sur une même base, de sorte que les niveaux de risques associés à ces deux éléments s'additionnent. Une approche plus réaliste serait de les considérer comme des éléments complémentaires et à ce moment, ils devraient être multipliés entre eux. À titre d'exemple, un niveau élevé de P assimilable dans le sol et un faible risque d'érosion présentent un indice en phosphore plus bas si ces facteurs sont multipliés que s'ils sont additionnés. Autrement dit, même si la teneur en P du sol est élevée, s'il n'y a pas d'érosion, il y aura peu de risques de perte.

Au Québec, parmi les caractéristiques considérées, certaines sont plus ou moins quantifiables (bilan des intrants et extrants, teneur en P du sol, etc.), alors que d'autres le sont plus difficilement et sont elles-mêmes évaluées à l'aide de modèles. C'est notamment le cas pour l'érosion et le ruissellement. Par exemple, dans le modèle IROWC-P, le modèle RUSLEFAC (Revised Universal Soil Loss Equation For Application in Canada) est considéré. Le modèle RUSLEFAC sert à évaluer la quantité de terre perdue par l'érosion en nappes, mais ne tient pas compte des pertes additionnelles qui peuvent se produire à partir des érosions en ravins, du vent et du mode de travail du sol (Bolinder *et al.*, 1998 ; Peterson and Swan, 1977).

Ainsi, le modèle d'indice de phosphore n'a pas encore fait l'objet d'une validation suffisante pour être applicable à l'ensemble des conditions de terrain rencontrées. Par exemple, comme on le voit aux Tableau A3.3 et A3.4, les spécialistes en fertilité des sols du Québec ont convenu de travailler avec cinq caractéristiques ou agents de perte associés au site (MAPAQ, 1996 ; Bolinder *et al.*, 1998 ; Rivest et Leduc, 1998 ; Giroux *et al.*, 1996 ; Simard *et al.*, 1994). Ces caractéristiques seraient applicables provincialement à toute région en général. Les spécialistes seraient actuellement en mesure de proposer des valeurs pondérées pour celles-ci. Par contre, ils manquent d'information actuellement pour intégrer les effets du « bilan hydrique », des « systèmes de drainage », de la « distance des plans d'eau » et de la « fissuration des sols ».

Enfin, tant du côté américain que du côté canadien, l'indice de phosphore se limite à l'évaluation des risques associés aux mouvements possibles du P des sols agricoles vers les plans d'eau. Son utilisation est basée sur des valeurs comparatives entre les divers sites étudiés. Cet outil permet d'établir les meilleures façons culturales susceptibles de réprimer les mouvements indésirables du P dans le sol compte tenu du facteur temps (USDA-NRS, 1997). Les normes établies pour fins agricoles à l'aide de l'indice de phosphore ne sauraient servir pour établir les standards de qualité de l'eau, ni à statuer dans les litiges ou dans l'élaboration de règlements à valeur légale.

15.4 AUTRES INDICES ET OUTILS

Palmer et Rising (1996), ont imaginé un facteur agroenvironnemental basé sur les pratiques de gestion des effluents d'élevage. Ce modèle peut être appliqué à divers types de fermes d'élevage. Le modèle a été élaboré à partir d'un inventaire effectué sur 200 fermes réparties sur deux bassins versants de la vallée du fleuve Fraser en Colombie-Britannique. En parallèle, le modèle a été confronté à un indice de la qualité de l'eau (Water Quality Index - WQI). Ce dernier a été déterminé à partir de 45 séries de mesures de la qualité de l'eau effectuées pour 15 points de mesure répartis sur divers endroits du réseau hydrique de chaque bassin versant. Les auteurs concluent que le facteur agroenvironnemental développé est corrélé positivement à l'indice de qualité de l'eau obtenu pour les bassins versants. Le Tableau A3.8 présente la grille de détermination du facteur agroenvironnemental mis au point pour les exploitations laitières. Ce tableau est présenté à titre indicatif et pourra servir de référence pour l'intégration éventuelle dans les modèles visant le phosphore de certaines des caractéristiques qui y sont présentées.

Tableau A3.8. Grille exemplaire de détermination du facteur agroenvironnemental pour les exploitations laitières dans deux bassins versants de la vallée du Fraser en C.-B.

CARACTÉRISTIQUES DU SITE (% de priorité relative)	COTE ATTRIBUÉE AUX PRATIQUES AGRICOLES ⁽¹⁾					
	Bonnes pratiques ou sans objet 0	1	2	3	4	Très mauvaises pratiques 5
Capacité d'entreposage du réservoir à lisier (ou purin) ⁽²⁾ (32.5 %)	> 6 mois	5 - 6 mois	4 - 5 mois	3 - 4 mois	2 - 3 mois	< 2 mois
Équivalent vaches en lactation (EVL) ⁽³⁾ par hectare (23.4 %)	≤ 2.5	2.5 à 3.25	3.25 à 4	> 4	—	—
Entreposage de fumier (10.8 %)	sans objet ou structure en béton couverte	structure en béton non couverte	au champ avec couverture	—	au champ sans couverture	—
Structure d'entreposage du lisier (ou purin) (8.7 %)	en béton, couverte	en béton ou en acier, non couverte	—	en sol	—	en sol avec suintement ou lessivage
Entreposage des résidus de bois (litière ?) (8.7 %)	sans objet ou à l'intérieur	à l'extérieur, couvert	à l'extérieur, non couvert	—	—	—
Rejets des eaux de laiteries (5.2 %)	sans objet ou dans réservoir à lisier	—	dans un champ d'épuration	écoulement en surface d'un champ	—	au fossé
Drainage de la cour (d'exercice ?) (4.3 %)	sans objet ou réservoir à lisier	dans un champ d'épuration	écoulements à la surface d'un champ	—	dirigé vers le fossé	—
Lixiviat d'ensilage (3.9 %)	sans objet ou réservoir à lisier	dans un champ d'épuration	écoulements à la surface d'un champ	—	—	—
Distance entre les lieux d'entreposage et les plans d'eau (2.5 %)	> 60 m	30 à 60 m	15 à 30 m	< 15 m	—	—

(adapté de Palmer et Rising (1996))

⁽¹⁾ Modèle basé sur les pratiques de gestion des effluents d'élevage⁽²⁾ Revanche de 0.3 m ; volume à entreposer de 77 l/j-EVL ; volume d'eau de laiterie 27.3 l/j-EVL ; précipitations de 1 091 mm pour 6 mois d'entreposage.⁽³⁾ EVL - Équivalent vaches en lactation = nombre total de têtes/1.52

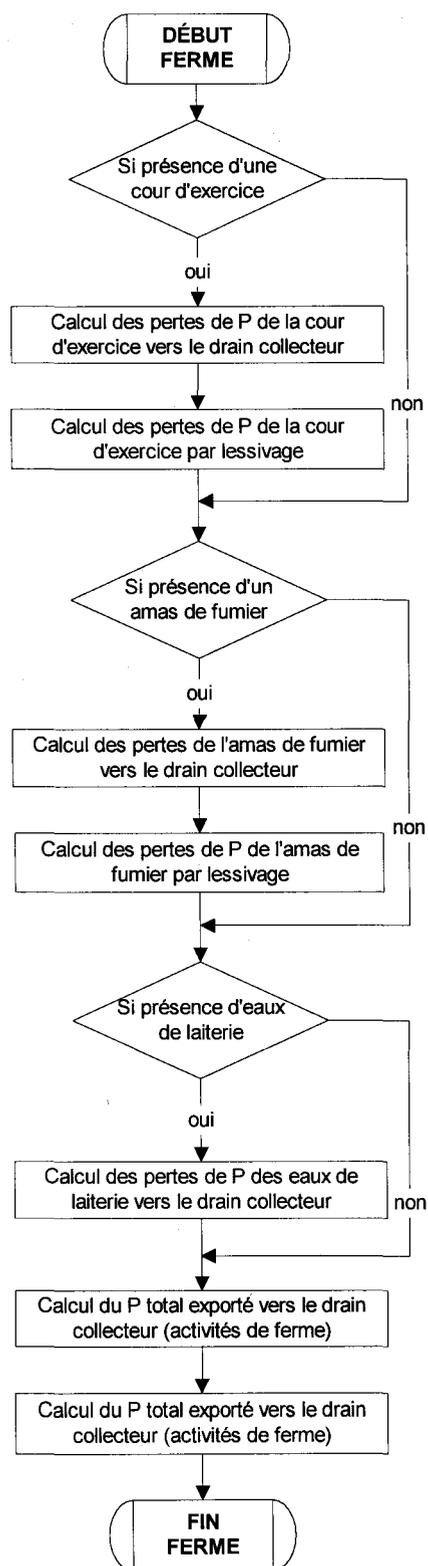
16. ANNEXE 4. ORGANIGRAMME DE L'OUTIL LOPHOS

Figure A3.1. Organigramme des pertes à la ferme

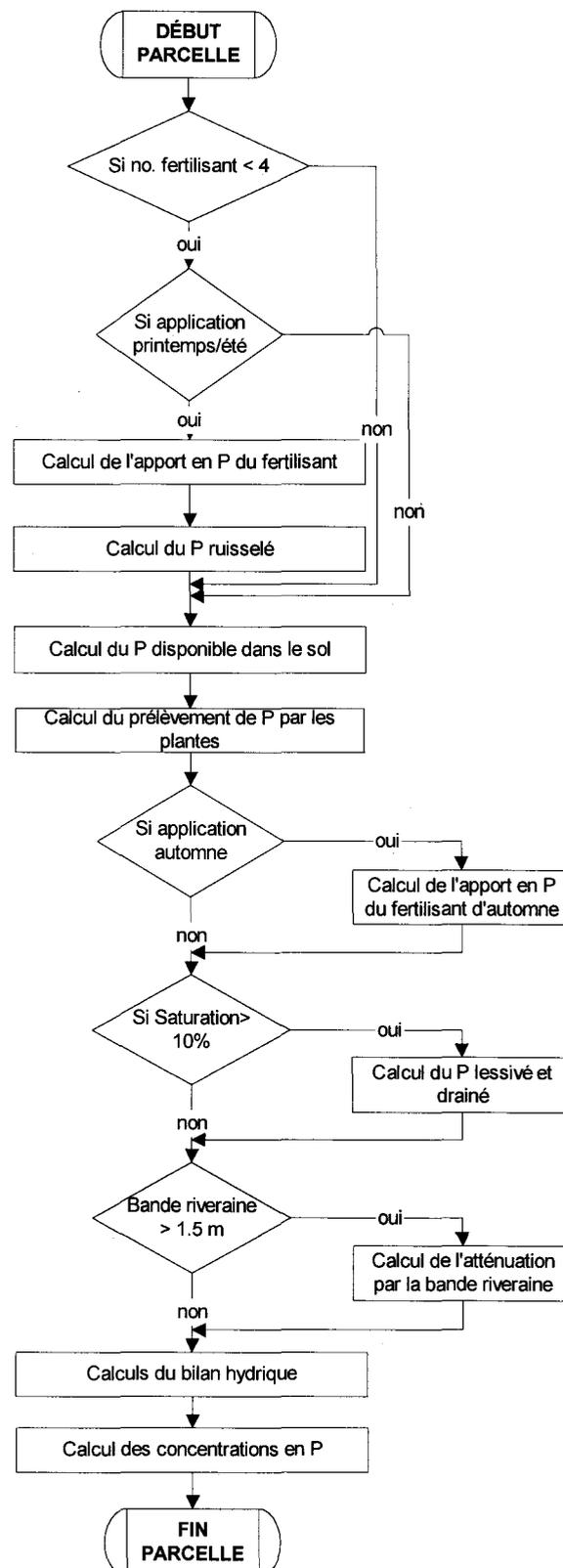


Figure A3.2. Organigramme des pertes à la parcelle

17. ANNEXE 5. CALCUL DU BILAN HYDRIQUE

17.1 CALCUL DU LESSIVAGE ET DU RUISSELLEMENT

À l'aide du logiciel AgriFlux (Banton et Larocque, 1997), Banton *et al.* (1996) ont montré que le lessivage et le ruissellement varient linéairement avec le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation du sol (K_{sat}). En fait, deux relations linéaires (deux pentes différentes) ont été identifiées : une première zone concernant les sols moins perméables entre l'argile et le loam, et une seconde zone concernant les sols plus perméables entre le loam et le sable (Figure A4.1). La simulation des trois types de sol extrêmes (argile, loam et sable) est donc suffisante pour reproduire tous les types de sols (Tableau A4.1).

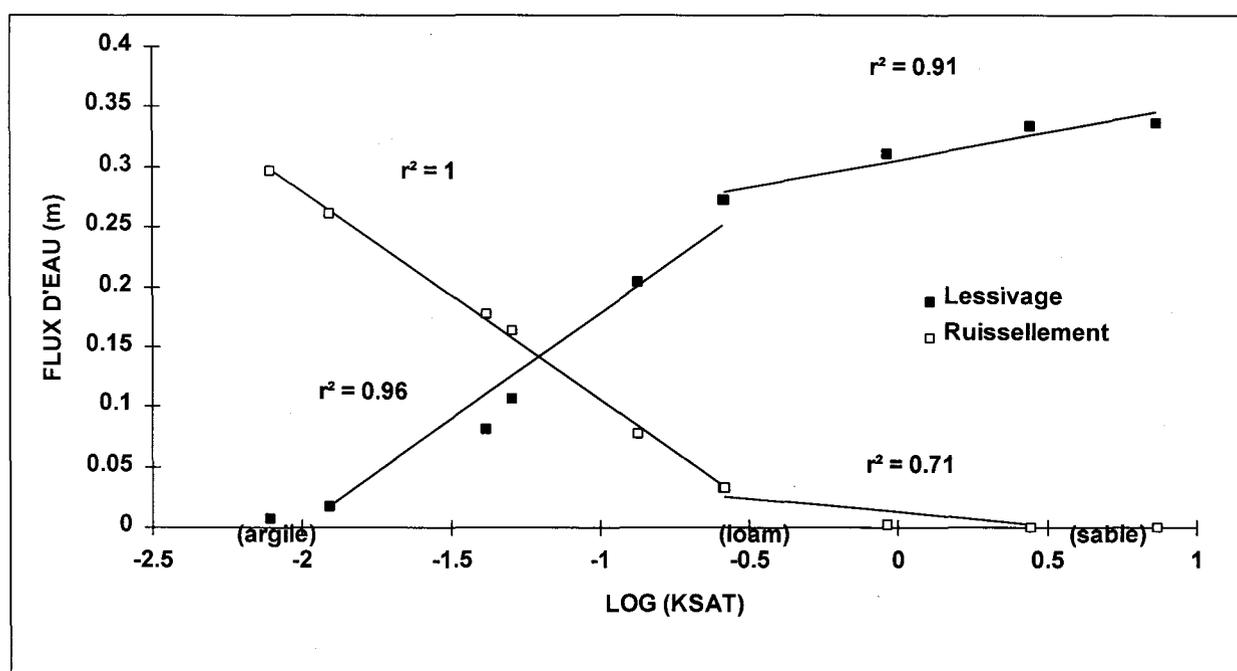


Figure A4.1. Ruissellement et lessivage en fonction de la conductivité hydraulique

Tableau A4.1. Conductivités hydrauliques associées aux types de sol

Type de sol	log (K _{sat})
Argile	-2.1076
Argile limoneuse	-1.9101
Argile sableuse	-1.3830
Loam argileux	-1.2985
Loam limoneux (limon)	-0.8735
Loam	-0.5845
Loam sableux	-0.0373
Sable loameux	0.4454
Sable	0.8671

: les chiffres en gras sont ceux utilisés pour l'interpolation

Au Québec, les précipitations moyennes interannuelles varient entre 866 mm (région du Saguenay - Lac St-Jean) et 1156 mm (région de Québec). Des simulations réalisées avec un sol loameux, sur une pente de 5% sous culture de maïs, ont montré que le ruissellement et le lessivage varient linéairement avec la pluie moyenne annuelle (Figure A4.2). La simulation des deux climats extrêmes est donc suffisante pour reproduire tous les climats observés au Québec. Les précipitations moyennes annuelles associées aux différentes régions climatiques du Québec sont présentées dans le Tableau A4.2.

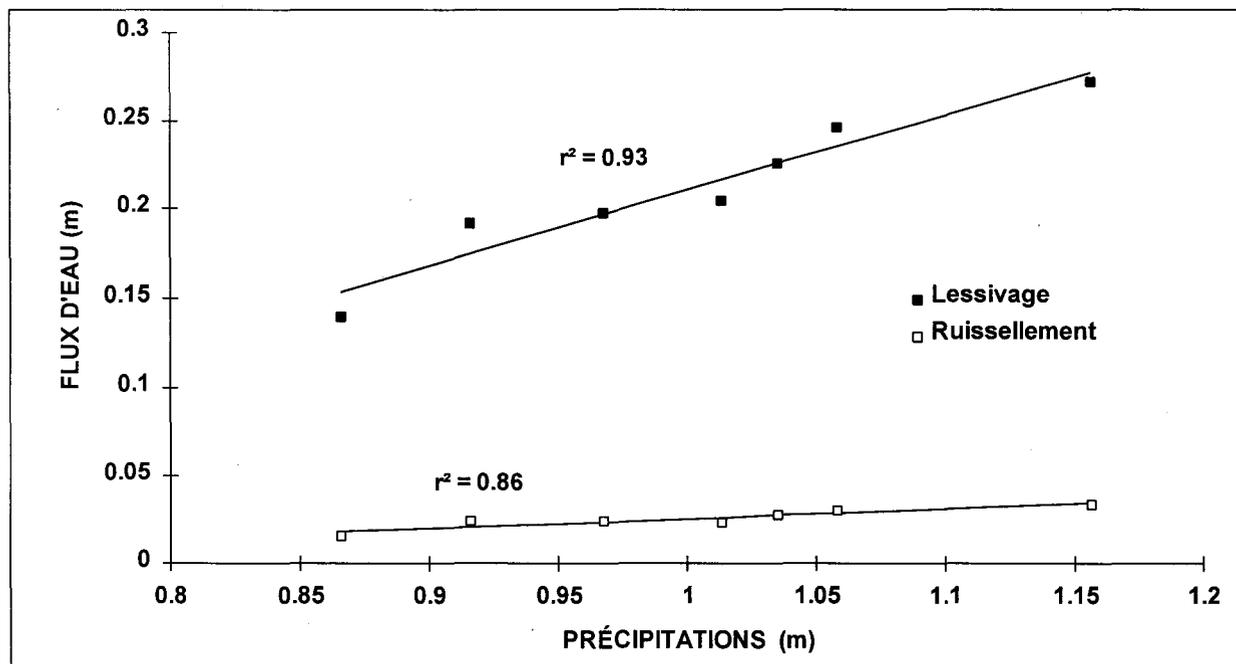


Figure A4.2. Ruissellement et lessivage en fonction des précipitations moyennes annuelles

Tableau A4.2. Précipitations moyennes associées aux régions climatiques

Région climatique	Précipitations moyennes annuelles (mm)
Saguenay - Lac St-Jean	866
Outaouais	889
Abitibi - Témiscamingue	902
Sud-Ouest de Montréal	916
Nord de Montréal	922
Bas St-Laurent - Gaspésie	967
Mauricie	1014
Bois-Francs	1035
Estrie	1058
Québec	1156

Le modèle AgriFlux considère seulement la présence ou l'absence de pente. Le ruissellement est calculé à partir de l'état de saturation du sol plutôt qu'avec une méthode empirique comme les numéros de courbes du SCS (SCS, 1985). Afin de représenter l'effet de la pente dans l'outil développé, la valeur du ruissellement simulé par AgriFlux est considérée représentative d'une pente de 5%. Cette dernière est considérée comme la valeur moyenne maximale à partir de laquelle une augmentation de la pente n'a plus d'effet significatif sur l'accroissement du ruissellement (Figure A4.3). Dans l'outil développé, le ruissellement et le lessivage sont interpolés linéairement entre les valeurs résultantes des simulations avec pente (5%) et sans pente (0%).

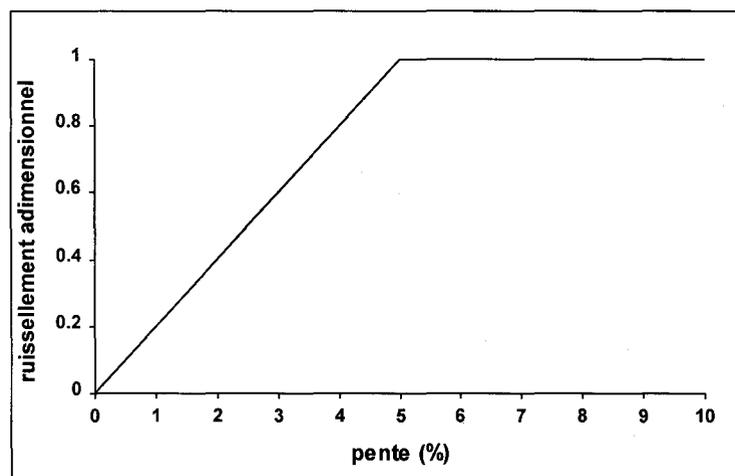


Figure A4.3. Évolution du ruissellement en fonction de la pente

Le prélèvement en eau des cultures est très important dans le calcul du bilan hydrique du sol. Toutefois, ce paramètre n'a pu être utilisé comme paramètre d'interpolation car pour deux cultures de besoin en eau similaire, la distribution temporelle du prélèvement peut varier de manière importante. Dans le but de limiter le nombre de simulations requises avec le modèle AgriFlux, les cultures ayant des besoins en eau similaires ont été regroupées (Tableau A4.3). Quatre associations de cultures ont donc été simulées.

Tableau A4.3. Besoin en eau associé aux cultures

Cultures	Besoin en eau (m)
Maïs - Soya	0.405
Avoine - Orge - Blé - Seigle	0.157
Foin de graminées (- 40% de légumineuses)	0.143
Foin de graminées (+ 40% de légumineuses)	0.581

L'effet des travaux de sol sur le volume d'eau ruisselé est très peu connu et difficilement quantifiable dans une approche semi-mécaniste telle que celle utilisée. Pour cette raison, l'influence des travaux de sol n'est pas représentée dans l'outil développé.

Les simulations des 48 scénarios les plus représentatifs ont été réalisés avec AgriFlux. Ces scénarios résultent des trois textures (argile, loam et sable), des deux climats extrêmes, de la présence ou de l'absence de pente (0 et 5%) et des quatre associations de cultures. Le calcul du ruissellement et du lessivage pour les scénarios non simulés est réalisé dans l'outil avec des interpolations linéaires en fonction du scénario défini par l'utilisateur.

17.2 CALCUL DE LA FRACTION DRAINÉE

Le volume d'eau drainée est fonction de la texture du sol et de la présence ou l'absence de drains. La profondeur des drains est fixée à 1.2 m et leur écartement entre 15 et 20 m. En l'absence de système de drainage, le volume drainé est nul et le volume total lessivé correspond au volume infiltré vers la nappe. Si la parcelle est drainée, une fraction du lessivage total, calculé en l'absence de drains, la "fraction drainée" est exportée vers les drains et le lessivage réel est diminué du volume drainé (Tableau A4.4).

Tableau A4.4. Fraction de l'eau évacuée par les drains souterrains selon le type de sol

Type de sol	Fraction drainée
Argile	0.98
Argile limoneuse	0.97
Argile sableuse	0.94
Loam argileux	0.95
Loam limoneux (limon)	0.68
Loam	0.62
Loam sableux	0.62
Sable loameux	0.44
Sable	0.29

$$V_Drainé = V_Lessivé_sans_Drains \times Coef_Drain$$

$$V_Lessivé_avec_Drains = V_Lessivé_sans_Drains - V_Drainé$$

$V_Drainé$: hauteur d'eau annuelle exportée par le drainage agricole (m)

$V_Lessivé_sans_Drains$: hauteur d'eau annuelle exportée par le lessivage total calculé en l'absence de drains (m)

$Coef_Drain$: fraction drainée

$V_Lessivé_avec_Drains$: hauteur d'eau exportée par le lessivage en présence de drains (m)

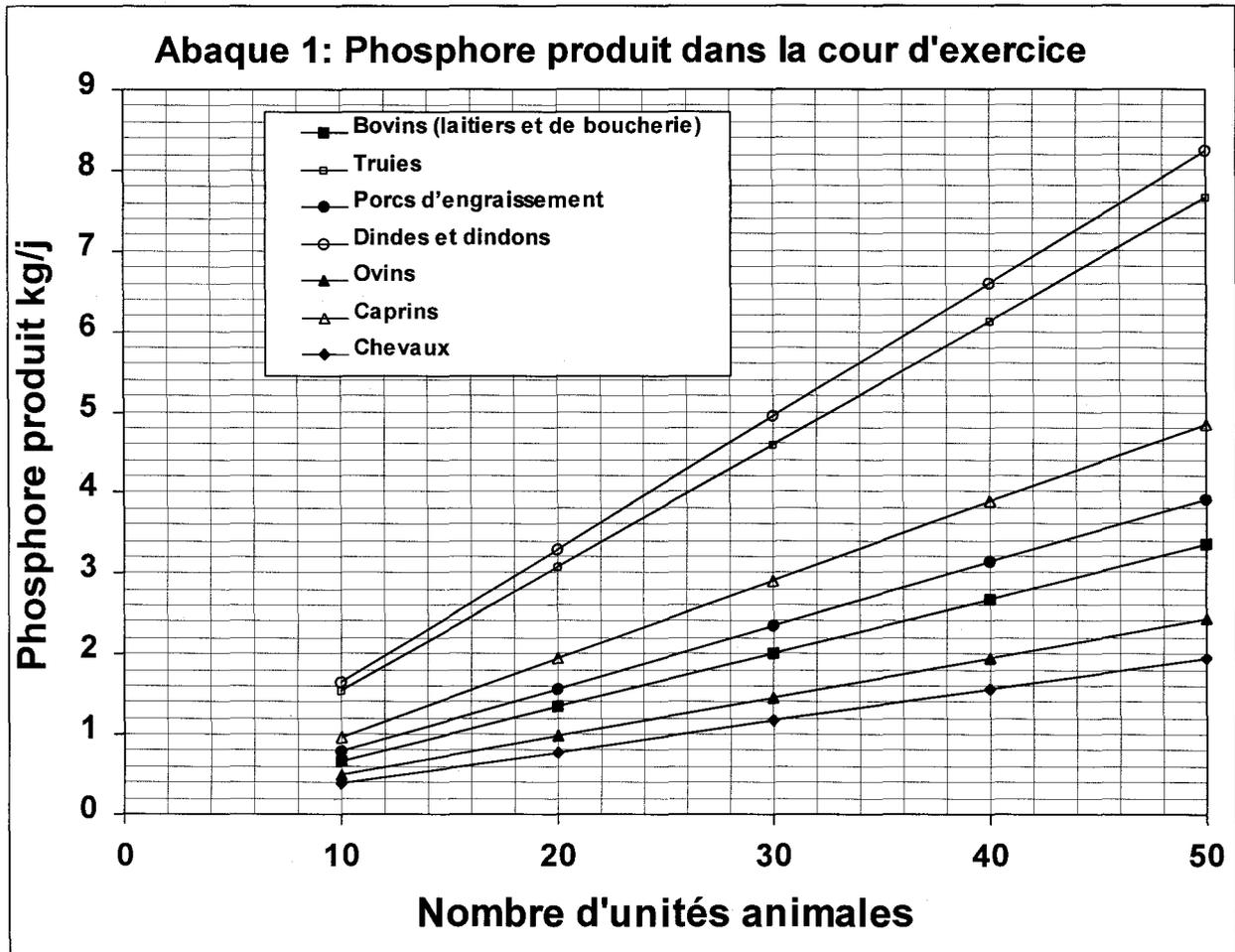
18. ANNEXE 6. FICHES TECHNIQUES POUR LES CALCULS MANUELS

Figure A5.1. Abaque 1. Phosphore produit dans la cour d'exercice

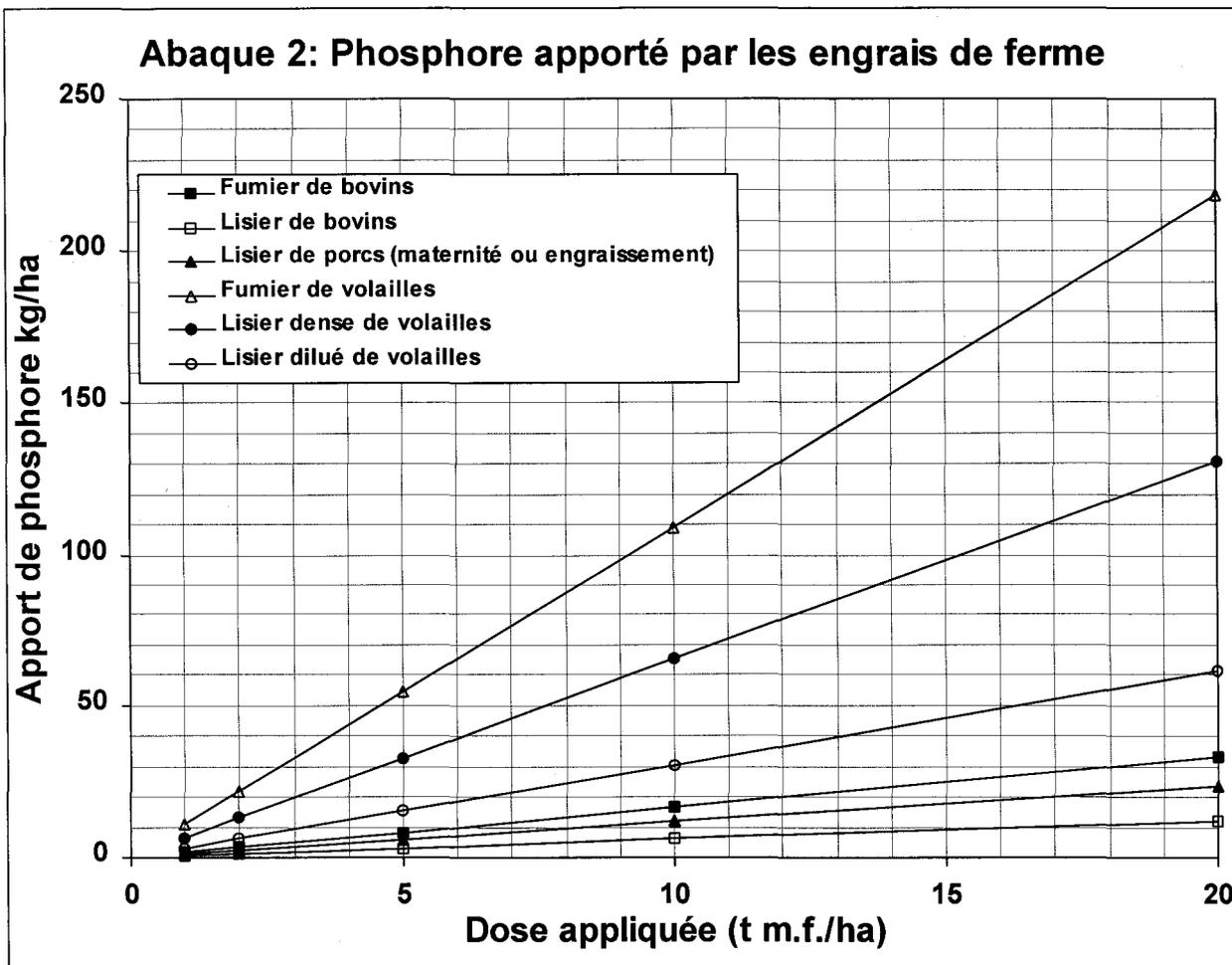


Figure A5.2. Abaque 2. Phosphore apporté par les engrais de ferme

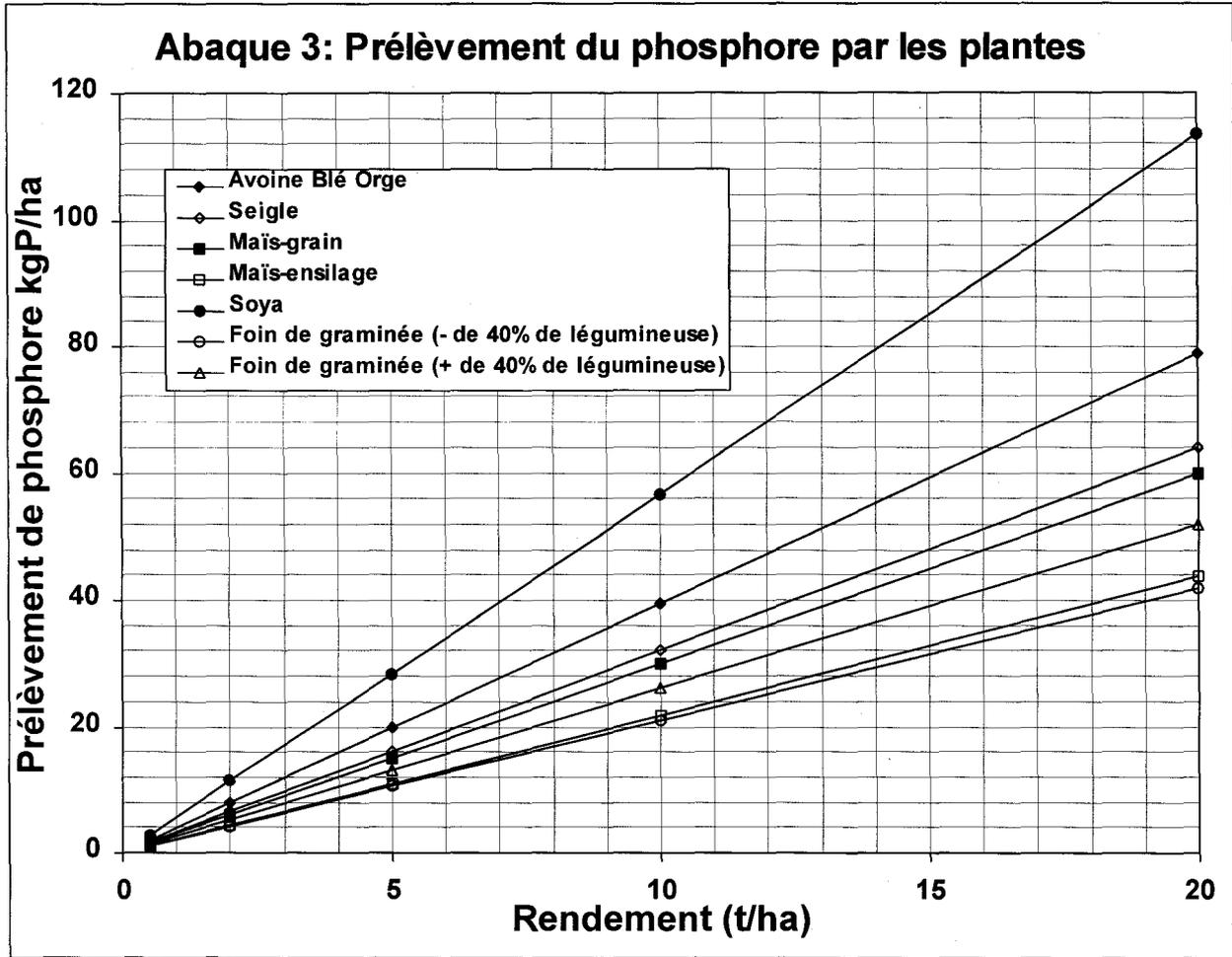


Figure A5.3. Abaque 3 : Prélèvement de phosphore par les plantes

PERTES À LA FERME (fiche technique 1)

				PERTE DRAINAGE	PERTE LESSIVAGE
	DURÉE MOYENNE DU SÉJOUR	ABAQUE 1	COEF DRAINAGE	1 x 2 x 3	1 x 2 x 4
COURS D'EXERCICE	1	2	0.005 3	5	6
	VOLUME MOYEN DE L'AMAS		COEF DRAINAGE	7 x 8	7 x 9
AMAS DE FUMIER	7		0.056 8	10	11
	NOMBRE DE VACHES EN LACTATION		COEF DRAINAGE	12 x 13	
EAUX DE LAITERIE	12		0.4 13	14	
				P DRAINÉ (kg P/ha)	P LESSIVÉ (kg P/ha)
				5 + 10 + 14	6 + 11
				15	16

PERTES À LA PARCELLE (fiche technique 2a)

	APPORTS	PENTE (%)	COEFFICIENT 1	PERTE RUISSELLEMENT 10 x 11 x 12 x 0.001	COEFFICIENT 2
Fertilisation 1	<input type="text"/> 10	<input type="text"/> 11	<input type="text"/> 12	<input type="text"/> 13	<input type="text"/> 14
Fertilisation 2	<input type="text"/> 20	<input type="text"/> 21	<input type="text"/> 22	20 x 21 x 22 x 0.001 <input type="text"/> 23	<input type="text"/> 24
Fertilisation 3	<input type="text"/> 30	<input type="text"/> 31	<input type="text"/> 32	30 x 31 x 32 x 0.001 <input type="text"/> 33	<input type="text"/> 34
Fertilisation 4	<input type="text"/> 40	<input type="text"/> 42	<input type="text"/> 42	40 x 41 x 42 x 0.001 <input type="text"/> 43	<input type="text"/> 44
	13 + 23 + 33 + 43 <input type="text"/> 50	18 + 28 + 38 + 48 <input type="text"/> 51	P MEHLICH-3 (kg P/ha) <input type="text"/> 52	ABAQUE 3 <input type="text"/> 53	51 + 52 - 53 <input type="text"/> 54
	P DISPONIBLE POUR PERTES 57 <input type="text"/> 60	COEFFICIENT 5 <input type="text"/> 61	COEFFICIENT 6 <input type="text"/> 62	P DRAINÉ (kg P/ha) 60 x 61 <input type="text"/> 63	P LESSIVÉ (kg P/ha) 60 - 63 <input type="text"/> 64

PERTES À LA PARCELLE (fiche technique 2b)

10 x 14 - 13 <input type="text"/> 15	COEFFICIENT 3 <input type="text"/> 16	P DISPONIBLE 15 x 16 <input type="text"/> 17	Si Printemps/Été => Case 17 Sinon => 0 <input type="text"/> 18	Si Automne => Case 17 x 0.63 Sinon => 0 <input type="text"/> 19
20 x 24 - 23 <input type="text"/> 25	<input type="text"/> 26	25 x 26 <input type="text"/> 27	Si Printemps/Été => Case 27 Sinon => 0 <input type="text"/> 28	Si Automne => Case 27 x 0.63 Sinon => 0 <input type="text"/> 29
30 x 34 - 33 <input type="text"/> 35	<input type="text"/> 36	35 x 36 <input type="text"/> 37	Si Printemps/Été => Case 37 Sinon => 0 <input type="text"/> 38	Si Automne => Case 37 x 0.63 Sinon => 0 <input type="text"/> 39
40 x 44 - 43 <input type="text"/> 45	<input type="text"/> 46	45 x 46 <input type="text"/> 47	Si Printemps/Été => Case 47 Sinon => 0 <input type="text"/> 48	Si Automne => Case 47 x 0.63 Sinon => 0 <input type="text"/> 49

54 + 19 + 29 + 39 + 49 <input type="text"/> 55	COEFFICIENT 4 <input type="text"/> 56	P DISPONIBLE POUR PERTES 55 x 56 <input type="text"/> 57
--	---	---

P RUISSELÉ AVANT
ATTÉNUATION (kg P/ha)

50

65

P RUISSELÉ APRÈS
ATTÉNUATION (kg P/ha)

65 x 62

66

P COURS D'EAU (kg P/ha)

63 + 66

67