APTITUDES PHYSIQUES DES TERRES AGRICOLES À RECEVOIR DES ENGRAIS DE FERME: CLASSIFICATION À L'AIDE D'UN SYSTÈME EXPERT

MÉMOIRE

Présenté à l'Institut de recheche scientifique (INRS-Eau) comme exigence partielle pour l'obtention du grade de maîtrise en sciences de l'eau

Par

Suzanne Lavoie

Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau

2800, rue Einstein, C.P.7500, Sainte-foy, Québec, G1V 4C7

AVRIL 1994

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier pour leurs encouragements et leur support tout au long de mon projet de recherche, mon directeur Jean-Louis Sasseville et mes codirecteurs, Michel C. Nolin, du Centre de recherche sur les terres et les ressources biologiques (CRTRB) d'Agriculture et Agroalimentaire Canada et Richard Marceau de l'École nationale d'administration publique (ENAP). Je remercie également le CRTRB pour l'accès à leur base de données et l'utilisation de leurs équipements. Je tiens à souligner l'appui de mon compagnon durant ces deux années et je le remercie de son soutien infaillible.

Mes remerciement vont aussi aux experts qui ont accepté de partager leurs connaissances lors de l'enquête de validation de la méthode de classification des terres agricoles, entre autres, MM. A. Brunelle, J.N. Couture, D. Côté, M. Giroux et A. N'Dayegamiye du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation; MM. A. Pesant et R.R. Simard d'Agriculture et Agroalimentaire Canada; M. A. McKenzie du Collège McDonald; M. G. Gagné des Consultants BPR et M. G. Gangbazo du Ministère de l'Environnement et de la Faune.

Cette recherche a été réalisée grâce à l'octroi d'une bourse d'étude du Conseil de recherches scientifiques en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG).

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS i

TABLE DES MATIÈRES iii

LISTE DES TABLEAUX v

LISTE DES FIGURES vii

LISTE DES ANNEXES viii

INTRODUCTION 1

1. POLLUTION AGRICOLE PROVENANT DES PRODUCTIONS ANIMALES: CAUSES ET PROCESSUS 5

1.1. Pollution de l'air par volatilisation de l'azote 7
1.2. Pollution des eaux de surface 9
1.3. Pollution des eaux souterraines 11
1.4. Dégradation des sols agricoles 13
1.5 Synthèse 14

2. RATIONALISATION DES ÉPANDAGES COMME MOYEN DE CONTRÔLE DE LA POLLUTION 17

2.1 L'utilisation des engrais de ferme comme fertilisants 19
2.2 Azote: contribution du sol et apport des engrais de ferme 21
2.3 Phosphore: contribution du sol et apport par les engrais de ferme 23
2.4 Potassium: contribution du sol et apport par les engrais de ferme 24
2.5 Synthèse 25

3. ÉVALUATION DE LA CAPACITÉ DE RÉCEPTION DES TERRES AGRICOLES 27

3.1 L'approche mathématique 29
3.1.1 Systèmes paramétriques 29
3.1.2 Modélisation mathémathique des processus 31
3.2 L'approche déductive 32
3.2.1 Système canadien d'inventaire des terres (ITC) 34
3.2.2 Cadre d'évaluation proposé par la FAO 35
3.2.3 Le système expert 38
3.2.4 L'outil informatique ALES 39
3.3 Élaboration d'un modèle d'évaluation 42
3.4 Synthèse 42

4. DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE 45

4.1 Région à l'étude 45
4.2 Types d'utilisation des terres retenus 48
4.2.1 La production de maïs-grain: exigences et potentiel de recyclage 49
4.2.2 Utilisation du lisier de porc comme fertilisant 51
4.3 Validation du modèle d'évaluation 52

5. MÉTHODE DE CLASSIFICATION DES SOLS AGRICOLES SELON LEURS APTITUDES À RECEVOIR DES ENGRAIS DE FERME 55

5.1 Potentiel de recyclage par la culture 56
5.1.1 Aptitude à produire le maïs-grain 57
5.1.2 Productivité potentielle et estimation des rendements 59
5.1.3 L'évaluation du potentiel de recyclage 60
5.2 Risques de pertes à l'environnement 62
5.2.1 Vulnérabilité aux pertes par volatilisation 62
5.2.2 Vulnérabilité aux pertes par ruissellement 63
5.2.3 Vulnérabilité aux pertes par lessivage 65
5.3 Risques de débalancement nutritif 66
5.3.1 Risques de débalancement nutritif en azote 67
5.3.2 Risques de débalancement nutritif en phosphore 68
5.3.3 Débalancement nutritif en potassium 69
5.4 Classification des terres selon leurs aptitudes à recevoir des emgrais de ferme .. 70

6. RÉSULTATS ET DISCUSSION 73

6.1 Déduction de caractéristiques secondaires 73
6.2 Potentiel de recyclage par le maïs-grain 74
6.1.1 Rendements potentiels en maïs et prélèvements en NPK 77
6.3 Risques de pertes à l'environnement 78
6.3.1 Vulnérabilité aux pertes par volatilisation 78
6.2.2 Vulnérabilité aux pertes par ruissellement 79
6.2.3 Vulnérabilité aux pertes par lessivage 81
6.3 Risques de débalancement nutritif 82
6.4 Classification globale des terres selon leurs aptitudes à recevoir des engrais de ferme 84

7. UTILISATION DU SYSTÈME EXPERT 89

CONCLUSION 97

BIBLIOGRAPHIE 101

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Facteurs influençant la volatilisation de l'azote 8
Tableau 2. Facteurs influençant le ruissellement et l'érosion hydrique 11
Tableau 3. Facteurs influençant les pertes par lessivage 12
Tableau 4. Facteurs influançant les processus de pertes d'éléments nutritifs 15
Tableau 5. Efficacité fertilisante du lisier de porc 21
Tableau 6. Facteurs influençant la capacité des sols de retenir le phosphore 24
Tableau 7. Clé d'interprétation de l'aptitude des terres à la production de maïs 30
Tableau 8. Clé d'interprétation de l'aptitude des terres à l'épandage d'engrais de ferme 31
Tableau 9. Clé d'interprétation de l'aptitude des terres à l'épandage de boues 34
Tableau 10. Clé d'interprétation de l'aptitude des terres à l'installation de champs d'épuration 34
Tableau 11. Modèle proposé par la FAO pour l'évaluation des terres 35
Tableau 12. Importance des activités agricoles du sud-est de la plaine de Montréal 47
Tableau 13. Données climatiques du sud-est de la plaine de Montréal 47
Tableau 14 Caractéristiques des sols du sud-est de la plaine de Montréal 48
Tableau 15. Recommandations en P et K pour le maïs-grain 50
Tableau 16. Apports en NPK selon le mode et la période d'épandage 52
Tableau 17. Productivité proportionnelle des sols pour le maïs-grain 60
Tableau 18. Données pour l'estimation des prélèvements en NPK 62
Tableau 19. Vulnérabilité aux pertes d'azote par volatilisation 63
Tableau 20. Estimation du ruissellement 64
Tableau 21. Vulnérabilité à l'érosion hydrique 65
Tableau 22. Vulnérabilité aux pertes par ruissellement 65
Tableau 23. Risque de lessivage selon la période d'épandage 66
Tableau 24. Contribution potentielle du sol en azote 67
Tableau 25. Risques de débalancement nutritif en azote 68
Tableau 26. Risque de débalancement en phosphore 69
Tableau 27. Déduction de la fertilité en potassium (1,7-4 %C org.) 69
Tableau 28. Risques de débalancement nutritif en potassium 70
Tableau 29. Classification de l'aptitude des terres à produire du maïs-grain 75
Tableau 30. Productivité potentielle en maïs-grain (t/ha) 77
Tableau 31. Classification de l'érodabilité et de la vulnérabilité aux pertes par ruissellement 80

Tableau 32. Classification de la vulnérabilité aux pertes par lessivage 81

Tableau 33. Risques de débalancement en NPK 83

Tableau 34. Estimation des superficies agricoles par classe d'aptitude à recevoir des engrais de ferme 84

Tableau 35. Estimation des superficies agricoles par classe d'aptitude selon différents scénarios d'épandage[a] 86

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Principaux processus reliés aux activités d'épandage 7
Figure 2. Volumes des types d'engrais de ferme par bassin 17
Figure 3. Cycle de l'azote 22
Figure 4. Étapes proposées par la FAO pour l'évaluation des terres 37
Figure 5. Différence entre un système expert et un programme mathématique 38
Figure 6. Modèle global d'évaluation de l'aptitude des terre à recevoir des engrais de ferme 56
Figure 7. Modèle d'évaluation du potentiel de recyclage des éléments nutritifs NPK par le maïs-grain 58
Figure 8. Modèle d'évaluation des risques de pertes à l'environnement 62

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Facteurs pédologiques limitants définis selon trois degrés de sévérité du système ITC modifié 112

Annexe 2. Position géographique de la région à l'étude dans le Québec méridional..... 114

Annexe 3. Caractéristiques de sol des unités cartographiques retenues..... 115

Annexe 4. Résultats de l'enquête auprès des experts 120

Annexe 5. Modèle d'évaluation de l'aptitude des terres à produire du maïs 123

Annexe 6. Modèle d'évaluation des conditions de mécanisation..... 123

Annexe 7. Modèle d'évaluation des conditions d'ensemencement 124

Annexe 8. Modèle d'évaluation de l'indice d'érodabilité d'un sol à teneur modérée en matière organique 124

Annexe 9. Modèle d'évaluation de la vulnérabilité aux pertes par lessivage d'un sol modérément bien drainé..... 125

Annexe 10. Classification des risques de débalancement nutritif en P et K..... 125

Annexe 11. Modèle d'évaluation de la capacité de rétention du phosphore 126

Annexe 12. Caractéristiques affectant l'aptitude physique des terres à produire du maïs-grain 127

Annexe 13. Qualités des terres affectant la productivité potentielle pour le maïs-grain .. 128

Annexe 14. Prélèvements en NPK par le maïs-grain et possibilités d'exportation 129

Annexe 15. Classification de la vulnérabilité aux pertes par volatilisation selon les scénarios 129

Annexe 16. Classification de la vulnérabilité aux pertes par ruissellement selon les scénarios et estimation des superficies (%)..... 131

Annexe 17. Superficies (%) estimées par classe de vulnérabilité aux pertes par lessivage 132

Annexe 18. Capacité de rétention du phosphore 132

Annexe 19. Classification des unités de sols drainés artificiellement selon leurs aptitudes à recevoir des engrais de ferme..... 133

Annexe 20. Évaluation des unités selon le modèle de Heidlage et Shingleton (1984) ... 134

INTRODUCTION

Au Québec, malgré des investissements importants pour réduire la pollution d'origine urbaine et industrielle, aucune amélioration sensible de la qualité des eaux des rivières n'est observée sur les bassins à forte densité de productions animales en particulier. La récupération des usages de la ressource-eau est compromise sérieusement dans ces bassins en raison de concentrations élevées d'azote total, de phosphore total, du taux élevé de turbidité et de solides dissous, ainsi que des fortes concentrations de coliformes fécaux (Primeau 1993).

C'est la gestion inadéquate des fumiers et des lisiers qui est pointée comme étant responsable en partie de cette pollution (Fortin et al. 1992, Simoneau 1993). En effet, l'épandage sur des terres en culture reste actuellement le seul moyen pour disposer des engrais de ferme compte tenu de la réglementation en vigueur et des technologies disponibles et économiquement abordables. Hors, lorsque la capacité des terres agricoles d'assimiler ces résidus d'élevage (ou capacité support) est dépassée, les substances épandues se retrouvent éventuellement dans les eaux de surface et les eaux souterraines. Cette capacité support (d'assimilation ou de réception) est limitée par l'aptitude physique des sols à retenir ou transformer ces résidus d'élevage et par le prélèvement par les plantes des éléments nutritifs qu'ils contiennent. Plusieurs facteurs, tant physiques qu'anthropiques, influencent cette capacité support. Alors que les facteurs physiques (climat, topographie, type de sol) sont considérés comme incontrôlables, la diminution des impacts négatifs des activités d'épandage passe nécessairement par un changement des facteurs anthropiques influençant la capacité support des sols, tels que la quantité épandue, le mode et la période d'épandage.

L'essor des élevages intensifs et leur concentration géographique ont engendré des situations où, localement, la quantité de fumiers et lisiers produits dépasse la capacité support des terres agricoles disponibles pour l'épandage. Il s'agit là d'un problème important pour les producteurs qui doivent absolument disposer de leurs effluents d'élevage de manière économique. Cette situation de surplus de fumiers ou lisiers favorisent les mauvaises pratiques de disposition, et contribuent ainsi à augmenter indirectement les apports en élé-

ments nutritifs aux eaux de surface et souterraines. Sur le bassin de la rivière Chaudière, par exemple, "la contribution indirecte des activités liées aux productions animales à la pollution de l'eau représente environ 50% de la quantité d'azote total contenu dans les fumiers et lisiers produits sur ce territoire" (Gangbazo et al. 1985). Simoneau (1993) estime les charges moyennes annuelles de la rivière des Hurons, tributaire de la rivière Richelieu, à plus de 600 tonnes d'azote total et de 48 tonnes de phosphore total. Les pertes annuelles par unité de surface s'établiraient ainsi à 18,3 kg/ha d'azote et 1,44 kg/ha de phosphore.

Ces apports en éléments nutritifs, en compromettant les usages normaux de la ressource-eau, engendrent des coûts sociaux importants : par exemple, des coûts associés au traitement de l'eau de consommation, des pertes en valeur foncière[1], ainsi qu'une réduction substantielle de l'efficacité des investissements publics et privés consentis à la réduction des pollutions d'origine urbaine et industrielle. Ainsi, longtemps considérés comme peu significatifs dans la détérioration de la qualité de l'eau au Québec, les apports en provenance des activités agricoles, et notamment ceux provenant d'une gestion inadéquate des fumiers et lisiers, deviennent au cours des années 90 le principal enjeu de la restauration des usages de la ressource-eau.

Le contrôle de ce type de pollution constitue un défi de taille pour les autorités gouvernementales. Contrairement aux rejets ponctuels, dans le cas de pollution diffuse, il est très difficile de caractériser précisément les dommages à l'environnement causés par les épandages, dommages indirectement favorisés par la production de surplus d'effluents d'élevage. Le principe de "pollueur-payeur" est alors difficilement applicable. De plus, les interdits ou les directives de bonnes pratiques sont souvent porteurs de coûts prohibitifs pour les producteurs, alors qu'ils sont en situation d'urgence face à la disposition de leurs effluents et qu'ils disposent que de peu de ressources financières pour améliorer leur gestion[3]. Par ailleurs, une réduction complète de cette pollution diffuse signifierait plus au moins une réduction considérable du nombre de producteurs avec les conséquences économiques négatives.

---

[1]Face à des problèmes de dégradation de l'environnement, la population se mobilise pour s'opposer à l'expansion de l'industrie porcine, en particulier, dans plusieurs régions du Québec (Terre de chez nous août 1992, juillet 1993, février 1994).

[2]Face à des problèmes de dégradation de l'environnement, la population se mobilise pour s'opposer à l'expansion de l'industrie porcine, en particulier, dans plusieurs régions du Québec (Terre de chez nous août 1992, juillet 1993, février 1994).

[3]Dans un contexte de libre échange économique, les producteurs peuvent difficilement transférer les coûts de gestion des effluents aux consommateurs puisque le prix de leur produits n'est pas fixé localement mais à l'échelle nord-américaine.

Pour résoudre efficacement ce problème inhérent à cette forme de pollution diffuse et à la structure de l'industrie de production animale, Sasseville et al. (1994), à l'instar de certains auteurs (Dales, 1968, Hahn, 1989, Migué et Marceau, 1993), proposent une forme de droits de propriété sur la capacité support des sols. Ces droits seraient définis par l'aptitude d'une unité de sol à recevoir des engrais organiques et inorganiques, sans que les pertes vers les eaux souterraines et les eaux de surface ne viennent compromettre les usages que souhaite en faire la population. Deux hypothèses sont sous-jacentes à ce choix. La première suppose qu'en contrôlant la dernière étape de la production animale au lieu d'une étape en amont (tel que le nombre de bêtes ou le mode de gestion des déjections), le producteur serait plus libre de choisir comment diminuer ses effluents ou les valoriser. La deuxième hypothèse sous-tend qu'en attribuant une valeur à la capacité support des sols, l'agriculteur favorisera toute pratique de conservation des sols minimisant les pertes à l'environnement. La mise en marché de ces "unités de capacité support" permettrait ultimement d'atteindre un équilibre entre l'offre et la demande d'engrais organiques et d'établir une vérité sur la capacité support d'un milieu face aux activités d'épandage.

Ainsi, l'évaluation de la capacité des terres agricoles à supporter les activités d'épandage s'avère essentielle au contrôle de la pollution diffuse. Elle permettrait de mieux planifier certaines activités agricoles sur le territoire ou, encore, d'instaurer certaines mesures de contrôle de la pollution basées sur les mécanismes de marché (taxes, droits d,épandage échangeables ou autres).

Le présent travail se situe dans ce contexte. Il porte sur l'évaluation de l'aptitude physique des terres agricoles à supporter les activités d'épandage d'engrais de ferme. L'hypothèse sous-jacente est qu'il est possible de déduire indirectement cette aptitude à partir des données pédologiques disponibles selon, d'une part, leur aptitude à produire une culture spécifique et, d'autre part, selon leur vulnérabilité aux pertes à l'environnement. Un système expert a été développé à cet effet à l'aide du logiciel ALES (Rossiter et Van Wambeke 1993). L'adaptation du cadre d'évaluation des terres proposé par la FAO (1976) a permis la classification des sols selon leur capacité intrinsèque à supporter de façon durable les activités d'épandage d'engrais de ferme. Le système d'interprétation a été appliqué à une base de données provenant des études pédologiques détaillées de la plaine de Montréal (échelle 1:20 000). Par la suite, il a été validé par une enquête auprès d'un certain nombre d'experts pour vérifier leur jugement est bien reproduit.

Le premier chapitre de ce travail présente les problèmes de pollution agricole liés aux activités d'épandage et les facteurs influençant le mouvement et le transport des éléments polluants vers les eaux de surface et souterraines. Le deuxième chapitre traite quant à lui de l'épandage comme moyen de disposition des résidus d'élevage (et plus spécifiquement, de l'utilisation des engrais de ferme comme fertilisants), de la capacité de rétention des sols et du concept de capacité support des sols. Différentes méthodes disponibles pour l'évaluation de la capacité support des sols sont présentées au troisième chapitre suivi de la démarche méthodologique exposée au quatrième chapitre. Le modèle de classification développée figure au chapitre cinq. Finalement, les résultats obtenus figureront au sixième chapitre suivi d'une discussion sur l'efficacité de la méthode en tant qu'outil d'aide à la décision.

1. POLLUTION AGRICOLE PROVENANT DES PRODUCTIONS ANIMALES: CAUSES ET PROCESSUS

Dans ce chapitre, on traite principalement des dommages environnementaux issus des activités d'épandage d'engrais de ferme. Sur plusieurs bassins versants (Novotny et Chesters 1981, Simoneau 1993), ces apports en éléments nutritifs compromettent les usages normaux de la ressource-eau et la productivité des sols à long terme. Quatre types de pollution sont abordés. 1) La pollution de l'atmosphère résulte de l'apport de substances volatiles dans l'atmosphère, principalement l'ammonium. Aussi, les odeurs dégagées lors de l'épandage sont un irritant dans plusieurs municipalités qui ont adopté ou s'apprêtent d'adopter des règlements à cet effet. 2) La pollution des eaux dépend de l'apport de minéraux ou de substances organiques dissoutes ou en suspension dans les eaux de surface et 3) dans les eaux souterraines. Finalement, de mauvaises pratiques d'épandages peuvent entraîner 4) la dégradation de la qualité des sols agricoles par compaction et par le débalancement nutritif dû à un enrichissement excessif en azote, en phosphore et en potassium.

Cette analyse permettra de mettre en relief les principaux facteurs qui gouvernent le niveau des pertes vers l'atmosphère et vers les eaux de surface ou souterraines ainsi que les facteurs qui déterminent les risques de pollution des sols. Puisqu'on tente de déterminer la *capacité intrinsèque* des sols à soutenir les activités d'épandage, une attention particulière est portée sur les propriétés du sol impliquées dans chaque processus. Un tableau synthèse résumera les principales propriétés des sols pouvant servir à définir la capacité des sols à recevoir des engrais de ferme de façon viable.

Les éléments potentiellement polluants sont essentiellement l'azote sous forme organique, ammoniacale ou de nitrates, le phosphore, les particules fines de sol érodées et des organismes pathogènes susceptibles d'entraîner des maladies chez les humains et les animaux (salmonelloses, colibacilloses, etc.). Les composés azotés sont potentiellement polluants pour l'atmosphère, les eaux de surface et les eaux souterraines (Keeney 1983). Par volatilisation, ils contribuent aux pluies acides et à la déplétion de la couche d'ozone (Gangbazo et Buteau 1985, van Lanen et al. 1992a). L'azote ammoniacal en trop grande quantité di-

minue l'acidité naturelle des cours d'eau et peut l'augmenter dans le cas des sols[4]. Les nitrates présentent un danger pour la santé humaine lorsque la concentration de $N\text{-}NO_3$ dépasse 10 mg/l (Keeney et al. 1983).

Les composés phosphatés peuvent nuire principalement à la qualité des eaux de surface. Ils contribuent à l'eutrophisation des eaux de surface en favorisant la prolifération des plantes aquatiques qui réduisent la quantité d'oxygène disponible dans l'eau (Nelson et Logan, 1983). Quant à la pollution des sols, elle résulte de l'accumulation d'éléments à un niveau dépassant la capacité d'adsorption des sols et pouvant entraîner une augmentation des éléments solubles dans les sols, un débalancement nutritif pour les plantes ou un risque de phytotoxicité dans le cas des métaux lourds.

La pollution des eaux de surface et des eaux souterraines issue des épandages sur les sols agricoles dépend de la capacité intrinsèque des sols de retenir ces éléments, d'une part, et de la capacité d'assimilation des plantes. La capacité intrinsèque des sols à retenir ces éléments varie en fonction de la quantité et de la nature des éléments épandus et des propriétés du sol qui régissent les processus chimiques, biologiques et physiques. Les principaux processus physiques sont gouvernés par le mouvement de l'eau dans les sols et à leur surface, soit le ruissellement et le lessivage. Les processus chimiques et biologiques sont les phases de dégradation, de volatilisation, d'adsorption, de précipitation et de fixation par les micro-organismes du sol et par les plantes. Ces processus biophysico-chimiques ont lieu simultanément. Ils sont régis par les conditions d'humidité, de température et d'oxydoréduction des sols, par le type et la densité de la biomasse ainsi que par la disponibilité en nutriments. Aussi, la vitesse des réactions de ces processus est influencée par la topographie, le climat et les pratiques agricoles.

La Figure 1 résume les principaux processus impliqués. Au centre, la capacité de rétention réfère à la capacité d'assimilation des sols par des processus biochimiques. Les flèches indiquent les exportations possibles des éléments par volatilisation, ruissellement ou lessivage ou encore par le recyclage par les cultures. Le bilan hydrique (climat) et la quantité d'engrais épandue sont des facteurs externes qui influencent la capacité support des sols.

[4] "La nitrification de l'ion ammonium (NH_4^+)...donne la formation d'ions nitrate (NO_3^-) et des ions hydrogènes acidifiants" (Tran 1988).

Aussi, l'importance de ces processus et leurs impacts varient-ils en fonction de plusieurs facteurs d'ordre pédologique, agronomique, climatique et anthropique.

Figure 1. Principaux processus reliés aux activités d'épandage

1.1. Pollution de l'air par volatilisation de l'azote

Les pertes d'azote ammoniacal par volatilisation diminuent la valeur fertilisante de l'engrais épandu. Par exemple, la fraction d'azote ammoniacale (NH_4) contenu dans le lisier de porc représente 70% de l'azote total (Robert 1992). Pertes économiques pour le producteur de maïs, elles contribuent également aux pluies acides[5] (Gangbazo et al. 1985, van Lanen 1992). Aussi, la dénitrification de l'ammonium en N_2O (NO_3^- ou $NO_2^- \Rightarrow N_2O \Rightarrow N_2$) semble contribuer à la déplétion de la couche d'ozone, mais peu de données existent à ce sujet.

L'importance du processus de volatilisation varie surtout en fonction de la quantité et de la nature de l'azote appliqué, du mode d'épandage et de la période d'application. Le processus de dénitrification ou de réduction est la source majeure de perte vers l'atmosphère. Processus plutôt anaérobie, les bactéries utilisent NO_3^- lorsque l'oxygène ne diffuse plus à cause de la saturation du sol en eau. La perte d'ammoniaque par volatilisation augmente

[5]Plusieurs travaux européens ont démontré que dans les régions à concentration animale élevée, les eaux de pluie contiennent trois fois plus d'ammoniac que la normale et que les eaux de surface sont plus concentrées en cet élément qu'en zone urbaine.

avec la température ambiante, les mouvements de l'air et le pH du sol (Keeney 1983, Clay et al. 1990). Les pertes maximales correspondent aux périodes d'évaporation rapide de l'eau du sol et de la rosée. La volatilisation suit le cycle diurne des fluctuations de température de la surface du sol, température qui influence l'hydrolyse de NH_4^+ et les réactions d'équilibre ($NH_4^+ \Leftrightarrow NH_3$) (Sherlock et Goh 1985 tiré de CPVQ 1982, Clay et al. 1990). Le Tableau 1 résume l'influence des facteurs sur la volatilisation relevés dans la littérature.

Tableau 1. Facteurs influençant la volatilisation de l'azote

Facteurs		Influence	Explication
Température	↑	↑	Évaporation ↑ , Réaction d'équilibre ↑
Humidité de l'air	↑	↓	Échange air-sol ↓
Humidité de sol	↑	↑	Évaporation, dénitrification si saturation
Précipitation	↑	↓	Température ↓ , Lessivage de NH_4^+ ↑
pH	↑	↑	Disponibilité de NH_4^+ ↓ , Forme aqueuse NH_3 ↑
CEC	↑	↓	Fixation de NH_4^+ dans le sol
Nitrification	↑	↓	idem
Présence de résidus	↑	↓	Température ↓ , Humidité de sol ↑, Oxygène ↓
Couvert végétal	↑	↓	Température ↓, Rétention ↑ , Perméabilité ↑
Dose épandue	↑	↑	Disponibilité excessive de NH_4^+ ↑
Temps de contact avec le sol	↑	↓	Fixation de NH_4^+ ↑ , adsorption et nitrification

Source: CPVQ 1982, Beauchamp et al. 1982, Brady 1984, Ferguson et al. 1984, Clay et al. 1990, Simard 1990

Deux qualités du sol semblent déterminer le potentiel de volatilisation: la capacité d'infiltration de l'eau et la capacité du sol à retenir rapidement l'azote ammoniacal. La capacité d'infiltration du lisier est proportionnelle au taux d'infiltration de l'eau dans la couche de surface du sol et inversement proportionnelle au pourcentage de matières solides du lisier et de sa viscosité (Gangbazo et al. 1992). La teneur en eau de la couche de surface avant l'épandage influence aussi la capacité d'infiltration, car l'eau gonfle les colloïdes et réduit l'indice de vides. La capacité du sol à retenir les cations dépend de la texture et du temps de contact avec les colloïdes du sol.

Le délai entre l'application et l'incorporation du produit au sol semble un facteur critique pour ce processus. Aussi, l'enfouissement immédiatement après l'épandage s'avère un moyen efficace de minimiser les pertes par volatilisation, bien que la volatilisation ne soit pas entièrement éliminée (Marriott et al. 1977 dans CPVQ 1982).

1.2. Pollution des eaux de surface

D'après Novotny et Chesters (1981), la pollution diffuse d'origine agricole est essentiellement un problème de nature hydrologique. La pollution issue des épandages se manifeste surtout après les précipitations et la fonte des neiges. L'eau, agent de transport, ruisselle à la surface du sol, s'infiltre dans le sol et se mélange avec la solution du sol, puis entraîne vers les drains artificiels et les eaux souterraines des éléments potentiellement polluants. En milieu agricole, l'érosion des sols et le ruissellement de l'eau ou du lisier sont les principales causes du transport de matières polluantes vers les eaux de surface. Ces matières sont principalement le phosphore soluble et les matières en suspension (matière organique et particules fines enrichies).

La gestion du phosphore (P) en provenance de l'épandage d'engrais de ferme est un problème majeur dans plusieurs pays d'Europe et d'Amérique en raison de son rôle dans l'accélération de l'eutrophisation des cours d'eau. Les résultats obtenus dans le cadre du développement d'un indice P[6] aux États-Unis indiquent que la plupart des sols agricoles présentent actuellement de fortes concentrations en $P_{ass.}$ (phosphore assimilable). La compilation d'un échantillonnage des analyses de sol des cultures commerciales en 1989 montre que 50% des sols américains, 48% des sols ontariens et 59% des sols de Colombie Britannique présentent des concentrations allant d'élevées à excessivement élevées en P_{ass} (Sims 1993). On assume logiquement que les sols à forte concentration en $P_{ass.}$ présentent plus de risques, d'autant plus que les pertes en phosphore se font surtout sous forme particulaire (75 à 90%, Pesant 1990, Sharpley et al. 1993, Sims 1993). Ces pertes sont fortement corrélées au délai entre l'application et un événement pluvieux important, servant d'agent d'érosion (Prato et Shi 1990, Gangbazo et al. 1992, Truman et al. 1993).

Selon les travaux de Pionke et Kunish (1992), l'enrichissement en phosphore des eaux de surface issu du ruissellement et de l'érosion des sols est corrélé avec la teneur en phosphore des deux premiers centimètres de sol. Toutefois, dans les bassins versants ayant un bilan hydrique élevé et des taux d'érosion faibles à modérés, le phosphore soluble, trans-

[6]Cet indice vise l'évaluation de la contribution du P provenant des sols à la pollution diffuse, dans l'objectif de développer des stratégies de gestion des fertilisants par bassin versant (Sim 1993). L'indice P intègre le $P_{ass.}$ du sol, la gestion des engrais organiques et minéraux et les processus de transport (érosion et ruissellement). Il permet de classifier les sites d'un bassin en fonction de leur potentiel à contribuer à la pollution diffuse. Il importe de noter que les limites de classe de fertilité en P varie selon les états et les provinces, le type de culture et les méthodes utilisées pour l'extraction du P.

porté par l'eau des précipitations, contribue en grande partie à l'enrichissement en phosphore des eaux de surface. Aussi, ces auteurs concluent-ils qu'une stratégie de contrôle de pertes en phosphore, basée uniquement sur le contrôle de l'érosion des sols ne serait pas efficace pour ces types de bassins.

Le ruissellement se produit lors d'un important événement pluvieux et lorsque la surface du sol est peu perméable et/ou saturée d'eau. Trois conditions simultanées sont nécessaires au processus: le climat (précipitations), la pente (degré et longueur) et les conditions de sol (degré de saturation en eau, capacité d'infiltration et stabilité des agrégats). Processus naturel, l'érosion hydrique consiste 1) au détachement des particules de sol par l'eau sous l'impact des gouttes de pluie et du ruissellement, 2) à leur transport et 3) à leur redéposition. L'importance du processus est proportionnelle à l'intensité, la durée et la fréquence des précipitations et à la vitesse de la fonte des neiges (Wu et al. 1989, Bernard 1988, Tabi et al. 1990). La capacité intrinsèque d'un sol à minimiser les pertes par ruissellement et par érosion est fonction de son indice d'érodabilité et de la pente.

L'érodabilité traduit la résistance inhérente d'un sol à la dégradation et à l'érosion, soit hydrique, soit éolienne. Elle est déterminée par la force de cohésion entre les particules de sol. Celle-ci peut varier durant l'année selon la présence d'un couvert végétal, la teneur en eau du sol et le développement de sa structure. Toutefois, certaines propriétés du sol permettent d'identifier les sols susceptibles d'être érodés, telles que la texture et la teneur en matière organique. Cette dernière favorise la stabilité de la structure. Les séries de sol les plus érodables ont une couche de surface peu ou pas structurée et présentant un pourcentage élevé de sable très fin ou de limon et une faible teneur en carbonates et en matière organique. Le Tableau 2 résume l'influence des principaux facteurs sur le ruissellement et l'érosion hydrique.

Wischmeier et Smith (1978) ont développé un nomographe pour estimer l'érodabilité du sol, soit le facteur K de l'équation universelle de perte de sol (USLE). Les caractéristiques de sol utilisées sont le pourcentage de sable très fin, de limon et de matière organique, la structure du sol et sa perméabilité.

Tableau 2. Facteurs influençant le ruissellement et l'érosion hydrique

Facteurs	Influence		Explication
Pente (degré et longueur)	↑	↑	Vitesse de l'eau et force érosive ↑ influence également la distance de transport.
Précipitations	↑	↑	Intensité, durée et fréquence
Vitesse de fonte des neiges	↑	↑	Apport important d'eau lorsque le sol est déjà saturé ou encore gelé.
Saturation en eau du sol	↑	↑	Eau excédentaire, Infiltration ↓
Perméabilité	↑	↓	Vitesse d'infiltration ↑
Profondeur de la couche imperméable	↑	↓	Capacité d'infiltration et capacité de rétention de l'eau ↑
% matière organique	↑	↓	Érodabilité ↓ , Stabilité des agrégats ↑
% sable très fin et limon	↑	↑	Érodabilité ↑
Structure du A[a]	↑	↓	Érodabilité ↓ , Perméabilité ↑
Couvert végétal	↑	↓	Capacité de retenir l'eau et les éléments ↑ , infiltration ↑ impact des gouttes de pluie sur le sol et vitesse d'écoulement ↓ , lessivage ↑
Résidus de récolte	↑	↓	Idem
Dose épandue	↑	↑	Plus grande quantité de liquide et d'éléments apportés
Travail du sol	↑	↓	Infiltration ↑ , ruissellement ↓ , érosion du sol ↑
Présence de drains[b]	↑	↓	Capacité d'infiltration ↑ , donc évacuation de l'eau dans le profil plus rapide

[a]Couche de surface

[b]L'évacuation de l'eau du profil par les drains entraîne les éléments nutritifs vers les eaux de surface et contribue à leur pollution.

Sources: Novotny et Chesters 1981, Bernard 1998, Wu et al. 1990, Prato et Shi 1990, Sims 1993, Sharpley et al. 1993, Truman et al. 1993

Latreille et al. (1993) évalue le facteur K par la relation suivante:

$$K=[(2.1(SL(100-AR))^{1.14}*10^{-4}*(12-MO)+3.25(s-2)+2.5(p-3))/100]*0.1317$$

où *K: indice d'érodabilité*

SL: % de sable très fin et de limon

AR: % d'argile

MO: % de matière organique

s: Code de structure du sol

p: code de perméabilité du sol (Codes proposés par Cook et al. 1985)

1.3. Pollution des eaux souterraines

Le principal risque de pollution des eaux souterraines résulte du lessivage des nitrates (NO_3^-). La contamination de l'eau par les nitrates est observée dans les régions rurales où les eaux souterraines constituent la principale source d'approvisionnement[7]. Le lessivage se produit lors de l'écoulement de l'eau du sol par gravitation lorsque la capacité au champ[8] est dépassée jusqu'à la saturation complète du sol. Par conséquent, la quantité d'eau et d'éléments solubles lessivés dépend de la capacité du sol à retenir ces derniers, du régime hydrique du sol, des précipitations, de la densité du couvert végétal et de la dose d'engrais épandue.

Les pertes par lessivage se font donc surtout au printemps et à l'automne lorsque les concentrations en NO_3^- sont plus élevées dans le sol et que celui-ci est saturé en eau. Les nitrates sont très solubles et facilement lessivables. Très mobiles dans les sols, ils tendent à s'accumuler dans les eaux souterraines. Leur évolution dans le sol est multiple. Une fraction est absorbée par les plantes, une autre est immobilisée par la microflore tandis qu'une troisième fraction est perdue par lessivage. Finalement, une fraction est perdue par dénitrification. Alors, sans couvert végétal pour les absorber, les nitrates migrent vers les horizons inférieurs du sol pour être finalement évacués hors du profil plus ou moins rapidement selon les apports en eau, la vitesse d'infiltration dans le sol et l'épaisseur du sol. Ainsi, la capacité du sol à retenir les nitrates sera influencée par ces dernières propriétés du sol qui caractérisent le type de régime hydrique.

D'après la littérature, peu de phosphore est perdu par lessivage en raison de sa grande affinité avec les composantes du sol. Par contre, lorsque la capacité d'adsorption des sols en phosphore est dépassée, les teneurs des formes solubles ($P_{soluble}$) s'accroissent au niveau des horizons C où les drains agricoles sont normalement situés (Simard et al. 1993). Selon Izuno et al. (1991), les risques de lessivage du phosphore augmentent lorsque la teneur en phosphore du sol atteint plus de 25% de la capacité de fixation en phosphore des sols. Quant à la pollution des eaux souterraines par le potassium, peu d'études soulève

[7]Les nitrates présentent un danger pour la santé humaine. Leur réduction par la flore instestinale des nouveaux nés dont le pH est plus élevé que les adultes et de certains animaux fait que les nitrites sont rapidement absorbés dans le sang et agissent comme oxydant en transformant le fer ferreux en fer ferrique.

[8]La capacité au champ indique la quantité d'eau qui reste dans le sol après son ressuyage. Elle représente la capacité d'absorption totale d'un sol et correspond à son taux d'humidité maximal (Doucet 1992)

son impact sur la santé humaine ou aquatique. Le Tableau 3 expose l'influence de certains facteurs sur les pertes par lessivage.

Tableau 3. Facteurs influençant les pertes par lessivage

Facteurs		Influence	Explication
% d'argile	↑	↓	Rétention des cations ↑,
% matière organique	↑	↓	idem
% sable	↑	↑	Rétention des cations ↓ , Perméabilité ↑
pH	↑	↓	Rétention des anions ↓ , Rétention des cations ↑
Perméabilité	↑	↑	Vitesse d'infiltration ↑
Profondeur de la couche imperméable	↑	↑	Capacité d'infiltration ↑
Réserve en eau utile	↑	↓	Stockage de l'eau ↑
Précipitations	↑	↑	Intensité, durée et fréquence
Saturation en eau du sol	↑	↑	Eau excédentaire gravitaire
Couvert végétal	↑	↓	Capacité de retenir l'eau et les éléments ↑
Dose épandue	↑	↑	Plus grande quantité de liquide et d'éléments apportés
Travail du sol	↑	↑	Infiltration ↑
Présence de drains souterrains	↑	↓	Évacuation de l'eau du profil vers les eaux de surface

Sources: Coté (1990),Simard et Lapierre (1990), Gangbazo (1992), Beauchamp (1983), Beauchamp (1986), Thornley et al. (1985)

1.4. Dégradation des sols agricoles

Les risques de dégradation des sols agricoles sont proportionnels à leur capacité à fixer et à accumuler les éléments en provenance des fumures organiques. Dans les élevages intensifs, les compléments minéraux et les produits vétérinaires sont fortement utilisés[9]. Selon Lalonde et al. (1990), ces éléments se retrouvent à 95% dans les déjections, étant peu assimilés par les animaux. Aussi, certains risques de phytotoxicité par le cuivre existent à long terme dans les zones recevant de fortes doses de lisiers de porcs (>2,5 kg de Cu/ha). Le cuivre est un élément essentiel à la plante, mais peut aussi lui être toxique si on excède une certaine dose. La différence entre le niveau de déficience (1 à 5 ppm) et de toxicité (16 à 20 ppm) est minime (Giroux et al. 1992).

[9]Le Cu est ajouté à l'alimentation pour favoriser la croissance et le zinc comme fongicide.

D'autre part, l'interaction entre les éléments essentiels à la croissance des cultures et la surabondance de l'un d'eux peuvent entraîner des effets de carence et une diminution des rendements[10]. À long terme, l'épandage de fortes doses d'engrais de ferme représente des risques d'accumulation d'éléments dans les sols. Ces risques sont également reliés à la gestion des sols et aux antécédents d'épandage. On parle alors de surfertilisation ou de débalancement nutritif dans les sols tel que diagnostiqué par des quantités excessives en phosphore ou en potassium (≥ 500 kg/ha) dans la couche de labour (Tabi et al. 1990). Rappelons que cet enrichissement de la couche de surface contribue également à la pollution des eaux de surface.

En outre, tout changement physique ou chimique affectant négativement la capacité des sols à produire influence l'aptitude des sols à recevoir des engrais de ferme comme l'acidification des sols et la compaction des sols. Par exemple, la nitrification (passage de NH_4^+ vers NO_3^-) libère des ions H^+ et contribue à l'acidification des sols (Tran 1988). Toutefois, les engrais de ferme, par leur composition variée, sont moins susceptibles d'acidifier les sols que les engrais minéraux. D'autre part, d'après une enquête sur le taux d'acceptation du lisier (Statbec 1989), la compaction des sols résultant du passage de l'épandeur à lisier s'avérait une contrainte pour 53% des producteurs dans le bassin de la Yamaska où les sols sont principalement argileux et limoneux.

1.5 Synthèse

Tel que vu dans ce chapitre, le contrôle de la pollution diffuse en milieu agricole est complexe pour plusieurs raisons. La pénétration des éléments polluants dans les eaux est non ponctuelle et elle est reliée à l'occurrence des événements météorologiques. Le transport des éléments se fait dans et sur le sol avant d'atteindre les eaux. La source exacte de la pollution est difficile à retracer ce qui rend la surveillance ardue (suivi et application de mesures de contrôle de la pollution). Finalement, le degré de pollution est relié en bonne partie à des facteurs incontrôlables tels que le climat, le type de sol, la géologie, la topographie (Novotny et Chester 1981).

[10]Par, exemple, un excès en azote ammoniacal gêne l'absorption du bore, du potassium, du calcium et du magnésium. Un excès de phosphore soluble diminue l'absorption du potassium, du zinc, du fer et du cuivre, Un excès de potassium peut engendrer une carence en magnésium (Doucet 1992).

Par conséquent, il serait difficile d'établir un lien direct entre la quantité d'engrais de ferme épandue sur un champ et sa contribution à la dégradation de la qualité de l'eau. Par contre, il est possible d'identifier un lien indirect en tenant compte de la capacité de réception des sols à l'égard des engrais de ferme. La capacité de réception d'un sol réfère à sa capacité de recevoir des engrais (organiques et inorganiques) de façon à maximiser la productivité du sol (dont dépend la rente du producteur agricole), sans causer de dommage à la nappe phréatique et au cours d'eau. Le Tableau 4 résume les principaux facteurs influençant les processus de pertes d'éléments nutritifs dans l'environnement.

Tableau 4. Facteurs influançant les processus de pertes d'éléments nutritifs

FACTEURS		PROCESSUS Volatilisation	Ruissellement	Lessivage
Physiques des sols	Pente ↑		↑	↓
	% d'argile ↑		↑	↓
	% matière organique ↑		↓	↓
	% sable ↑	↑	↓ sauf si très fin	↑
Régime hydrique des sols	Perméabilité ↑	↓	↓	↑
	Profondeur de la couche imperméable ↑	↑	↑	↓
	Saturation en eau du sol ↑	↑	↑	↑
(Anthropique)	Présence de drains souterrains ↑		↓	↓
Climatique	Précipitations ↑	↓	↑	↑
Anthropiques	Couvert végétal ↑	↓	↓	↓
	Dose épandue ↑	↑	↑	↑
	Travail du sol ↑	↓	↓	↑

Le respect de cette capacité de réception permettrait un contrôle sur la pollution issue des activités d'épandages. Le prochain chapitre porte sur la rationalisation des épandages. Le contexte québécois actuel sera exposé brièvement. Puis seront dégagés les éléments essentiels à l'utilisation rationelle des engrais de ferme en tant que fertilisant. Ces éléments sont les facteurs influençant la productivité des terres agricoles.

2. RATIONALISATION DES ÉPANDAGES COMME MOYEN DE CONTRÔLE DE LA POLLUTION

En 1992, le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) évaluait le volume annuel des fumiers et lisiers produits au Québec à 32,5 x 10^6 mètres cubes. L'élevage bovin (laitier et de boucherie) compte pour 66% du volume total de déjections et l'élevage porcin pour 27%. Ce dernier, de type industriel, fait l'objet de la présente recherche. Il ne nécessite que très peu de surface au sol, la superficie requise se limitant aux bâtiments d'élevage, d'où l'appellation d'élevage hors sol. La gestion des déjections y est liquide à 97%. La seule méthode de disposition acceptable en termes de coûts est l'épandage sur les sols agricoles durant des périodes moins propices aux pertes environnementales. Entre temps, le lisier est entreposé dans une fosse ou un réservoir. Plusieurs entreprises porcines ne possèdent pas les superficies requises pour disposer de leurs lisiers et n'ont pas accès à des superficies d'épandage suffisantes dans leur localité dû à la concentration de ce type d'entreprise agricole dans certains bassins versants. Cette situation entraîne la production de surplus de lisiers. La Figure 2 donne un aperçu des volumes générés sur trois bassins versants aux prises avec des surplus de lisier de porc. On remarque l'importance des surplus de déjections générés par l'élevage porcin comparativement aux autres types d'élevage.

Source: Adapté de Fortin et al. (1992)

Figure 2. Volumes des types d'engrais de ferme par bassin

Dans ce contexte de surplus, les déjections animales deviennent alors des déchets sans valeur économique ou agronomique pour l'éleveur. Pourtant, les engrais de ferme possèdent une valeur fertilisante non négligeable et ils peuvent remplacer avantageusement l'utilisation des engrais minéraux. Par exemple, la valeur du lisier de porc serait d'environ 45,5

millions de dollars selon le prix moyen des engrais minéraux de 1991 (Lemelin et al. 1992). Compte tenu des problèmes de pollution soulevés au chapitre précédent, ce constat soulève la nécessité d'une rationalisation des épandages utilisés comme moyen de disposition des engrais de ferme.

Actuellement, la "capacité support"[11] d'un territoire donné à l'égard des activités d'épandage s'estime par un bilan agronomique, car le principe de base de la valorisation des engrais de ferme est de se limiter au potentiel de recyclage offert par les cultures elles-mêmes. L'épandage permet alors l'épuration des fumiers et lisiers par le système "plante-sol" où le sol joue un rôle fondamental dans la production des cultures.

À cet effet, le règlement sur la prévention de la pollution des eaux par les établissements de production animale (Q2, r.18) fixe une quantité maximale de fumier et lisier exprimée en kilogramme d'azote par hectare (kg N/ha) par catégorie de culture. Les quantités spécifiées dans ce règlement correspondent à la quantité maximale de dépôt dans l'environnement d'un contaminant au sens de la Loi sur la qualité de l'environnement (article 31, paragraphe d) et non à une recommandation de fertilisation agronomique[12]. Ce bilan ne tient pas compte de facteurs agronomiques tels que des pertes d'azote de 50% lors de l'entreposage et de l'épandage ou d'une norme agronomique suggérant de combler seulement 50% des besoins en azote des cultures avec les engrais de ferme.

Par exemple, un producteur de maïs peut épandre légalement un maximum de 170 kg N/ha/an sur ses cultures en tout temps sauf sur un sol gelé ou couvert de neige. À l'aide des données sur les producteurs agricoles, le MAPAQ peut évaluer de façon assez précise le nombre d'hectares cultivés par type de culture. Sur une base municipale, une densité animale maximale à l'hectare peut être calculée en se basant sur les besoins en azote des cultures par rapport à la quantité de fumiers et lisiers produits annuellement.

Une étude sur la gestion des surplus d'engrais de ferme sur le bassin de la rivière Yamaska (Gangbazo et Buteau, 1985), estime des surplus de 1 300 tonnes d'azote par année par

[11] Le concept de capacité support suggère qu'il existe des limites au niveau de croissance et de développement que l'environnement naturel peut absorber sans menacer le bien-être de la population (Lein 1993, Sasseville 1993). La capacité support du milieu définit alors le degré ou l'intensité des activités humaines qu'un milieu physique peut supporter à perpétuité et à un niveau acceptable.

[12] Cette norme ne tient pas compte du contenu des sols en phosphore et en potassium d'où les risques de surfertilisation dans certains cas.

rapport aux superficies disponibles pour l'épandage à l'aide de scénarios d'épandage. Par contre, un déficit de 18 000 tonnes est estimé en se basant sur les quantités permises par le règlement.

En résumé, au Québec, ce sont les besoins en azote des différentes cultures qui déterminent actuellement la quantité d'engrais de ferme qu'il est permis d'épandre. Sur un territoire donné, les superficies en culture disponibles pour l'épandage limiteraient théoriquement les producteurs dans leur capacité de production animale, du moins si rien n'était fait pour modifier les modes de production et de disposition des lisiers. En pratique, c'est la loi qui précise les capacités de réception des sols, précisant ainsi les capacités supports des régions. Toutefois, cette méthode d'évaluation de la capacité support ne tient pas compte de la variabilité des sols et de leur productivité inhérente, de leur aptitude intrinsèque à minimiser ou non les pertes d'éléments potentiellement polluants, ni de la diversité des pratiques agricoles, pas plus que des distances entre les lieux d'entreposage et des lieux d'épandage. Aussi, d'autres approches sont suggérées dans la littérature pour intégrer ces facteurs à la définition de la capacité support. Quelques unes seront exposées dans ce chapitre. Mais en premier lieu, les prémisses à l'utilisation des engrais de ferme en tant que fertilisants seront présentées en relation avec la productivité potentielle des sols. Cette qualité des sols détermine la capacité des sols à retenir et fournir à la plante les éléments nutritifs nécessaires à sa croissance.

2.1 L'utilisation des engrais de ferme comme fertilisants

Les engrais de ferme sont utilisés généralement pour augmenter la teneur en matière organique et améliorer les propriétés physiques du sol plutôt que pour leur valeur fertilisante. Une étude effectuée en Iowa, É.U., démontre en effet que seulement 49% des fermiers qui épandent des engrais organiques, diminuent leurs doses de fertilisants et que sur ce nombre, seulement 25% ajustent leur dose d'azote (Robert 1992). La surfertilisation[13] augmente ainsi les risques de pollution des sols et de pollution de l'eau. Une telle attitude démontre la non-reconnaissance de la valeur économique des engrais de ferme lorsque les producteurs de cultures ne tiennent pas compte de la fertilité du sol et des besoins des

[13]La surfertilisation des sols correspond à l'application d'une dose excessive d'engrais par rapport à la capacité du sol à retenir les éléments nutritifs et à celle des plantes à les recycler. Cette capacité dépassée, les nutriments en surplus seront lessivés vers les drains ou les eaux souterraines.

cultures. Ainsi, dans la région de Richelieu-St-Hyacinthe, plus de 74% des superficies en monoculture présentent des teneurs excessives en P ou K (>500 kg/ha) sous forme assimilable dans les 40 premiers cm de sol ou d'un enrichissement significatif de ces éléments dans a couche située entre 40 et 60 cm (Tabi et al. 1990). Sur le bassin de la Beaurivage (Beauce), Simard et al. (1993) ont noté six fois plus de phosphore soluble dans la couche de surface des sols cultivés[14] que dans les sols forestiers d'une même série. Ils ont observé également des teneurs significativement plus élevées dans les horizons inférieurs (B et C).

Seule une rationalisation poussée peut corriger à la longue la détérioration du milieu engendrée par les activités d'épandage. La rationalisation des épandages doit tenir compte de nombreux facteurs, dont la nature du produit et le devenir des éléments dans les sols et leur recyclage par les plantes. Toutefois, la valeur fertilisante des engrais de ferme n'est pas constante et varie d'une ferme à l'autre et au cours de l'année, entre autres, selon le temps d'entreposage et les fluctuations thermiques. Elle est influencée par l'âge de l'animal, sa diète et le type de gestion des déjections. De plus, lors de la reprise pour l'épandage, l'homogénéité tant de la consistance que de la valeur fertilisante dépend du brassage du lisier en fosse. Lors du calcul de la quantité d'engrais de ferme à appliquer en tant que fertilisant, l'utilisateur doit tenir compte de son efficacité comparée à celle d'un fertilisant minéral de référence. De surcroît, selon le mode et la période d'épandage, le lisier subit des pertes en éléments nutritifs par volatilisation de l'azote, par fixation du phosphore et du potassium ou par lessivage.

Le Tableau 5 présente l'efficacité fertilisante du lisier de porc selon différents scénarios d'épandage. L'épandage à l'automne présente le plus haut risque de pertes puisque les plantes n'absorbent plus les éléments nutritifs et que le bilan hydrique est positif (précipitations - évapotranspiration > 0).

[14]Les échantillons provenaient de sols forestiers, de fermes laitières et de fermes en surplus d'engrais de ferme. Aucune différence significative n'a été observée entre les fermes laitières et les fermes en surplus.

Tableau 5. Efficacité fertilisante du lisier de porc

	Type de sol	N (kg/t)	NH_4[a] (kg/t)	P (kg/t)	K (kg/t)
Composition moyenne		3,7	1,92	1,1	1,85
Coefficient d'efficacité		70%		80%	80%
Valeur fertilisante résultante[b]	Sable	2,56	1,58	0,88	1,77
	Autres	2,22	1,58	0,88	2,22
		Indices selon le type de pertes[c]			
Période d'épandage		**N**	**Volatilisation**	**Fixation**	**Lessivage et fixation**
Printemps enfoui	Sable	1,1	1,2	1	1
	Autres	1	1,2	1	1
Printemps non enfoui	Sable	1,1	1,4	1	1
	Autres	1	1,4	1	1
Été post-levé	Sable	1,1	1	1	1
(par rampe)	Autres	1	1	1	1
Automne enfoui	Sable	1,8	1,2	1,6	1,4
	Autres	1,4	1,2	1,6	1,1

Sources: L. Robert 1992, Comité ad hoc sur les fumiers 1992, D. Côté (communication personnelle 1994)
[a]La teneur en NH_4 équivaut à 72% de l'azote total.
[b]La valeur fertilisante égale la composition moyenne en NPK que multiplie le coefficient d'efficacité.
[c]Les indices de pertes permettent d'évaluer la valeur fertilisante du produit épandu après les pertes.

2.2 Azote: contribution du sol et apport des engrais de ferme

L'action fertilisante et parfois polluante de l'azote est difficile à contrôler en raison a) de ses sources multiples (atmosphère, sol, engrais), b) du processus dynamique complexe de la transformation de l'azote (cycle de l'azote) et c) de son transport jusqu'aux eaux souterraines et de surface. Au Québec, la contribution en azote du sol varierait entre 30 et 120 kg N/ha/an selon les sols (Giroux 1988). Cette contribution est difficile à évaluer en raison du nombre de facteurs en cause tels que les propriétés du sol, les précédents culturaux, les résidus végétaux et la capacité de minéralisation du sol. Celle-ci dépend de la température et de l'humidité du sol qui influencent l'activité microbienne du sol (Campbell et al.1984, Côté et al. 1991, Myers et al. 1982, Simard 1993). Plusieurs auteurs rapportent de fortes corrélations entre les teneurs en azote du sol, les teneurs en carbone organique et celles en argile (Martel et Laverdière 1976, Tran et Giroux 1989, Côté et al. 1991).

L'azote retrouvé dans les déjections se répartit en 1) une fraction inorganique disponible aux plantes au moment de l'épandage qui a un effet fertilisant direct, 2) une fraction organique qui se dégrade facilement et qui est disponible graduellement aux plantes durant la saison végétative, et 3) une fraction organique non dégradable ou qui se dégrade très lentement. Cette dernière fraction a un effet à long terme sur la production végétale et peut s'accumuler dans le sol sur plusieurs années. Les lisiers de porc apportent surtout de l'azote immédiatement disponible aux plantes, sous forme ammoniacale (50% et 70%), mais ils sont pauvres en carbone organique. Lorsqu'ils sont incorporés au sol, les micro-organismes ont suffisamment d'azote pour métaboliser les protéines. Par contre, le carbone est cependant limité comme source d'énergie. Le cycle de l'azote est illustré à la Figure 3.

Figure 3. Cycle de l'azote

Les deux formes potentiellement polluantes ou volatiles les plus solubles sont l'azote ammoniacal et les nitrates. La capacité du sol à retenir l'azote épandu dépend principalement de sa capacité à retenir, d'une part, les cations (NH_4^+, K^+) et, d'autre part, les anions (nitrates, NO_3^-). Le problème des pertes de nitrates par lessivage a été traité précédemment. Pour sa part, la forme ammoniacale (NH_4^+), cation facilement échangeable, tend à s'adsorber et à se fixer aux colloïdes du sol. Sa solubilité et sa mobilité dépendent de la capacité d'échange cationique (CEC). Ainsi, les sols riches en argile et en matière organique retiennent bien les cations NH_4^+. Par contre, les sols organiques mal drainés retiennent peu les cations en raison de leur acidité et de la saturation en eau.

2.3 Phosphore: contribution du sol et apport par les engrais de ferme

On retrouve dans les sols plusieurs composés phosphatés[15]. Trois formes sont assimilables par les plantes : a) PO_4^{3-} en solution immédiatement disponible (environ 0.01%); b) le phosphore labile, assimilable après désorption de la surface des colloïdes présents dans le sol, par l'intermédiaire de Ca^{2+}, Fe^{3+} et Al^{3+}, et finalement, c) le phosphore non assimilable, fortement fixé aux colloïdes.

Le phosphore minéral compte pour environ 80% du phosphore total des lisiers de porc. Sa solubilité est élevée comme pour les engrais minéraux (Ziegler et Heduit 1991). Lorsque appliqué sur le sol, le phosphore soluble se fixe rapidement aux particules de sol auxquelles il est retenu plus ou moins fortement. Il tend à s'accumuler dans la couche de surface du sol et présente ainsi un risque de contamination pour les eaux de surface, risque proportionnel à la vulnérabilité des sols à l'érosion hydrique.

Les plantes puisent le phosphore (P) présent en solution dans le sol. Sa concentration dépend des relations d'équilibre entre la solution du sol et le phosphore-particulaire dans le sol. Ainsi, la disponibilité du phosphore aux plantes sera proportionnelle à la teneur en P du sol et inversement proportionnelle à la capacité du sol à adsorber et à fixer le P (Tran et Giroux 1988). Par ailleurs, plus l'adsorption du P par les particules de sol diminue, plus les risques de migration du phosphore soluble sont grands (Gangbazo 1991, Simard et Lapierre 1990).

Toutefois, il existe une limite à la capacité d'un sol de fixer le phosphore soluble, limite qui dépend de ses propriétés physico-chimiques. La capacité de fixation du sol en phosphore est très variable d'un sol à l'autre; elle est surtout reliée à la teneur en oxydes ou hydroxydes amorphes qui peuvent être extraits à l'oxalate d'aluminium et de fer (Tran et Giroux 1985, Simard et Lapierre 1990). Plusieurs auteurs estiment la capacité maximale d'adsorp-

[15]Le phosphore peut être classé selon son état physique (particulaire ou dissous) ou chimique (inorganique et organique). Les formes de phosphore et les interprétations varient également selon les procédures d'analyse utilisées qui servent à le quantifier (Bray-N2, Mehlich, résines). La grande variabilité des propriétés du sol affecte la formation des composés phosphatés, ainsi que le pouvoir d'extraction des réactifs utilsés (texture, m.o., carbonates, Al, Fe). Par exemple, la méthode d'extraction Bray-P2 fortement acide, dissout les composés apatites et les formes calciques très peu solubles et tend à surestimer la disponibilité du P dans les sols. Aussi, pour une même teneur en P Bray-2, la disponibilité du P aux plantes et la capacité d'adsorption varie en fonction de la teneur en aluminium extrait à oxalate.(Tran et Giroux 1985, 1990).

tion d'un sol (CSP) par la relation suivante: CSP = 0,5 (Al_{ox} + Fe_{ox}) (Van der Zee et al. 1986, Schoumans et al. 1988). Le Tableau 6 résume les principaux facteurs influençant la rétention du phosphore dans les sols relevés dans la littérature.

Tableau 6. Facteurs influençant la capacité des sols de retenir le phosphore

Facteurs		CRP[a]	Explications
pH	↑	↓	Disponibilité du P,↑ capacité de retenir les anions ↓
[Al_{ox}]	↑	↑	Fixation du P ↑
[Fe]	↑	↑	idem
[Ca]	↑	↑	Précipitation du P ↑
[Mg]	↑	↑	idem
% sable	↑	↑	Faible capacité de rétention, sauf si pH acide et [Al_{ox}] et [Fe] élevées
% argile	↑	↑	Surface spécifique ↑, rétention des cations ↑
% m.o.	↑	↓	P faiblement adsorbé, la décomposition de m.o. libère P
Podzol		élevé	Disponibilité du P ↓, fixation du P ↑
Gleysol		faible	
Brunisol et luvisol		moyen	
Température	↑	↑	Vitesse de réaction ↑, fixation de P ↑, capacité tampon ↑
Temps de contact	↑	↑	Fixation de P ↑
Fréquence des apports	↑	↓	Disponibilité du P↑
Quantité apportée	↑	↓	Capacité d'adsorption et de fixation ↓

[a]CRP : Capacité des sols à retenir le phosphore.
Sources: Tisdale et Nelson 1975, Nelson et Logan 1983, Tran et Giroux 1985, Simard et Lapierre 1990, Miller 1990

2.4 Potassium: contribution du sol et apport par les engrais de ferme

Dans les sols, la quantité de potassium disponible aux plantes est relativement faible (1-2%) et sous deux formes : dissous ou adsorbé aux colloïdes du sol. L'équilibre relatif entre ces deux formes dépend des processus de diffusion et des caractéristiques physico-chimiques du sol. La capacité du sol à retenir le potassium dépend des mêmes facteurs que pour l'azote ammoniacal : une teneur en argile et une CEC élevées. Dans les engrais de ferme, le potassium est surtout présent dans les urines et sous forme de sels minéraux, solubles à 80% dans l'eau (Ziegler et Heduit 1991). Ainsi, sa disponibilité aux plantes est similaire à celle des engrais minéraux.

2.5 Synthèse

La revue de littérature des deux premiers chapitres a permis de dégager les processus et les facteurs reliés à l'utilisation des engrais de ferme. La capacité de réception des sols à l'égard des engrais de ferme a été définie comme étant leur capacité à recevoir des engrais de façon à maximiser la productivité du sol sans causer de dommage à la nappe phréatique et au cours d'eau. Au-delà de cette capacité de réception, les apports de nutriments à la rivière entraînent des dommages à l'écosystème aquatique dépassant la limite de ce qui est acceptable pour la population. De plus, l'usage en surabondance de nutriments organiques et inorganiques peut engendrer des dommages au sol (compaction, débalancement nutritif, acidification) et à la nappe phréatique (par accumulation de nitrates), ceux-ci détériorant à long terme l'écosystème (et l'avoir du producteur agricole). Pour sa part, la capacité support d'un sol ou d'une région exprime la capacité d'un sol ou d'une région de supporter une activité socio-économique donnée, sans que cette activité altère de façon indésirable l'environnement.

Le prochain chapitre présente différentes méthodes d'évaluation de la capacité de réception des terres agricoles. À partir de cette revue de littérature, une méthode sera retenue et permettra de développer un modèle d'évaluation de la capacité de réception des sols à partir des données pédologiques disponibles.

3. ÉVALUATION DE LA CAPACITÉ DE RÉCEPTION DES TERRES AGRICOLES

Que ce soit pour l'établissement d'une norme d'épandage ou d'une taxe sur les rejets d'effluents d'élevage, toute alternative de contrôle de la pollution d'origine agricole exige la définition de la capacité support des sols ou d'une région (de préférence d'un bassin versant). Cette définition passe par l'évaluation de la capacité de réception ou l'aptitude des terres agricoles où l'aptitude exprime la capacité d'une terre à maintenir un type d'utilisation donné sans risque majeur de détérioration du site et des aires avoisinantes et ce, de façon rentable tout en justifiant les intrants requis pour cette utilisation. En outre, l'évaluation de l'aptitude des terres pour un usage donné s'impose puisque la terre est "une ressource limitée, aux usages multiples et qui réagit selon l'utilisation qu'on en fait" (Dumanski et al. 1987).

Aux chapitres précédents, on a vu que plusieurs facteurs doivent être pris en considération pour maintenir l'aptitude d'une terre à recevoir des engrais de ferme de façon viable. Le nombre et la diversité des facteurs à considérer expliquent la difficulté d'établir une norme nationale d'épandage pour les terres en culture. Or, l'évaluation des terres vise, d'une part, la compréhension des opportunités et des limitations[16] qu'offrent ces facteurs relativement permanents de l'environnement. Cette compréhension est essentielle pour toute décision concernant l'utilisation des terres, tant au niveau agricole qu'au niveau du développement urbain ou industriel. D'autre part, l'évaluation des terres traduit l'information disponible sur les terres sous une forme utilisable par les personnes intéressées à connaître les aptitudes et les possibilités des terres (McRae et Burnham 1981). Les cartes pédologiques sont généralement utilisées à cette fin.

Finalement, l'évaluation des terres agricoles est essentielle pour l'élaboration d'une politique de contrôle car elle permet de vérifier son efficacité et son applicabilité (van Lanen et al. 1992). Elle est également nécessaire aux étapes de sa mise en place et du suivi environnemental.

[16]Une limitation pour une utilisation donnée peut être permanente ou temporaire, c'est-à-dire corrigible. Par exemple, le chaulage des terres est une mesure corrective envers l'acidité d'un sol.

Les terres peuvent être évaluées de façon directe ou indirecte. L'évaluation directe ou empirique consiste à produire une culture ou autre usage et d'observer les rendements ou les impacts engendrés. Les résultats sont ensuite extrapolés à la région ou au type de sol. Cette méthode exige beaucoup d'informations et les résultats peuvent difficilement s'appliquer de façon universelle. Par conséquent, la plupart des systèmes d'évaluation sont indirects. L'hypothèse sous-jacente est que certaines propriétés du sol et du site influencent le succès d'un usage particulier de façon prévisible et que la qualité des terres peut être ainsi déduite à partir d'informations sur ces propriétés (McRae et Burnham 1981, Chénard et Nolin 1987).

Par exemple, Breeuwsma et al. (1986) ont évalué la vulnérabilité des différents sols à la pollution des sols et des eaux. Puisque l'application de fumiers et de lisiers sur le sol contribue à la pollution des sols et des eaux, les auteurs définissent quantitativement les qualités des terres qui gouvernent le transport des polluants dans les sols. Ils dérivent trois propriétés significatives des sols de la zone non saturée, soit 1) le taux d'infiltration (susceptibilité à la pollution de la nappe), 2) la capacité d'échange cationique (transport des cations) et 3) la capacité de sorption du phosphate jugée importante suite aux épandages successifs d'engrais. Ces attributs sont estimés à partir d'informations issues d'enquêtes de sol (granulométrie, % m.o., % Fe et % Al extractible) que l'on retrouve généralement dans les rapports pédologiques des Pays-Bas.

Les méthodes d'évaluations indirectes peuvent définir des catégories (ou classes) ou peuvent permettre d'obtenir des indices sur une échelle continue à partir de la combinaison mathématique des descripteurs du sol et du site ou de la modélisation mathématique des processus impliqués. D'autres systèmes évaluent les terres selon leurs qualités ou selon leurs limitations. Ainsi, plusieurs approches à l'évaluation des terres sont proposées dans la littérature. Ce chapitre présente deux types d'approche : l'approche mathématique et l'approche déductive. Quelques exemples sont présentés ici pour illustrer ces différentes méthodes.

3.1 L'approche mathématique

Les approches mathématiques regroupent les systèmes paramétriques et les modèles mathématiques. Plusieurs systèmes et outils informatiques ont été développés et pourraient être appliqués à notre problématique.

3.1.1 Systèmes paramétriques

Les systèmes paramétriques accordent un poids à chaque paramètre physique limitant l'aptitude d'une terre pour un usage donné ou qui intervient dans les processus de transport et d'atténuation des contaminants. La somme pondérée de ces paramètres peut fournir, par exemple, un indice de potentiel des sols agricoles (SPI) pour un usage donné. Le SPI tient compte des rendements des cultures et du coût des mesures de correction et des limitations permanentes. Cet indice s'exprime sous la forme mathématique suivante : SPI = P - (CM + CL) où P est l'indice de performance ou le rendement relatif au meilleur sol de la région, CM est l'indice des coûts rattachés aux mesures correctives entraînées par les limitations corrigibles et, CL, l'indice des coûts résultant de la perte attribuée par les limitations permanentes (Chénard et Nolin 1987).

Un premier exemple (Tableau 7) présente une adaptation d'une clé d'interprétation développée pour le calcul d'un SPI pour la production de maïs-grain dans le comté de Cheshire au New Hampshire (Mount et Chase 1984). S'inspirant de cette clé d'interprétation, Denholm (1987) a adapté cette méthode d'indice de potentiel des sols pour l'estimation des rendements de maïs et d'orge pour certaines séries du sud-est de la plaine de Montréal.

Dans le cadre d'un programme de contrôle de la pollution de l'eau, Heidlage et Shingleton (1984) ont développé un SPI pour l'est de l'État de l'Oklahoma aux prises avec un problème de dégradation de la qualité de l'eau en milieu agricole. Le but était d'établir la quantité maximale d'azote assimilable selon la capacité support des sols. Une valeur de 0 à 100 était attribuée pour chaque type de sol en considérant sept paramètres (Tableau 8). Ils ont ainsi regroupé les sols en trois classes selon les limitations qu'ils présentent à l'épandage des engrais de ferme (groupe I, SPI >90, groupe II, SPI =80-90 et groupe III, SPI <80). Pour chaque groupe de sols, une quantité maximale d'azote assimilable par culture a été

établie. Depuis l'application du programme de contrôle de la pollution, le niveau d'azote dans les sols et dans les eaux s'est stabilisé.

Tableau 7. Clé d'interprétation de l'aptitude des terres à la production de maïs

Caractéristiques de sol	Limites de classe[a]	Niveau de limitation	Point	Coefficient[b] de réduction
Perméabilité du profil	>15 cm/hr	faible	0	1
	0.5-15 cm/hr	modéré	15	1
	<0.5 cm/hr	élevé	19	0,99
Drainage	très rapide et rapide	faible	0	1
	bien et mod. bien	faible	0	1
	imparfait	modéré	0	1
	mal	élevé	16	0,98
	très mal	inapte	100	0
Pente[c]	<3%	faible	0	1
	3-8%	modéré	8	1
	8-15%	élevé	14	0,98
	>15%	inapte	100	0
Pierrosité	non pierreux à mod. pierreux	faible	0	1
	très pierreux	modéré	11	0,98
	extr. à excessivement pierreux	élevé	100	0
Profondeur du sol	>100 cm	faible	0	1
	50-100 cm	modéré	0	0,98
	<50 cm	élevé	100	0
Réserve en eau utile	>15 cm	faible	0	1
	7.5-15 cm	modéré	40	0,75
	<7.5 cm	élevé	80	0,50
Teneur en matière organique	sols minéraux	apte	0	1
	sols organiques	inapte	100	0

[a]Limites de classes adaptées de celles du comité d'experts sur la prospection pédologique d'Agriculture Canada(1982).
[b]Les coefficients de réduction des rendements sont basés sur le coût des mesures correctives
[c]Pour un facteur "K" d'érodabilité > 0,28.
Source: Adapté de Mount et Chase (1984)

Tableau 8. Clé d'interprétation de l'aptitude des terres à l'épandage d'engrais de ferme

Caractéristiques de sol	Limites de classe*	Niveau de limitation	Point
Risque d'inondation	absent	faible	0
	présent	élevé	20
Fractions > 3"	<5%	faible	0
	5-30%	modéré	8
	>30%	élevé	10
Texture	Autres	faible	0
	ALi, A, AS	élevé	5
Pente	<5%	faible	0
	5-12%	modéré	4
	>12%	élevé	8
Profondeur du sol	>100 cm	faible	0
	50-100 cm	modéré	2
	25-50 cm	élevé	6
	<25 cm	très élevé	10
Drainage	très rapide et rapide	très élevé	10
	bien, modérément bien	faible	0
	imparfait	modéré	2
	mal	élevé	6
	très mal	très élevé	8
Productivité potentielle[a] (rendements potentiels)	inapte	faible	9
	peu apte	faible	8
	moyennement apte	moyen	4
	apte et très apte	élevé	0

En utilisant la somme des indices les plus élevés de chaque critère d'évaluation (20+10+5+8+10+10+9=72), chaque unité équivaut à 1,389 (1/72*100=1,389). SPI = 100- (1,389 * unités). Pour un sol cumulant que 7 unités, l'indice SPI = 100 - (1,389 * 7) = 90,3, donc ce sol se classerait dans le premier groupe.

[a]Adapté de Heidlage et Shingleton (1984) pour le maïs-grain pour des fins de comparaison à partir des travaux de Denholm. Les auteurs utilisent les rendements potentiels du "Bermuda grass".

3.1.2 Modélisation mathémathique des processus

Les modèles mathématiques traduisent sous forme d'algorithmes les processus intervenant dans la pollution des eaux. Ils nécessitent généralement beaucoup de données et fournissent des résultats spécifiques compte tenu des scénarios utilisés. Leur précision dépend de celle des données disponibles. Ces modèles nécessitent souvent certaines généralisations qui affectent la précision et la fiabilité des résultats lors de leur application sur de plus grands territoires. Par contre, en représentant la réalité (processus impliqués) sous forme d'algorithmes mathématiques, ces modèles permettent de simuler les conditions futures, environnementales ou économiques, pouvant d'écouler de l'utilisation du territoire.

À l'échelle du bassin versant, plusieurs modèles mathématiques couplés à des systèmes d'informations à référence spatiale (SIG) permettent d'identifier les zones à risques et de simuler l'influence des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau. Le prologiciel LANDS (Moonset al. 1994) a été développé pour mieux planifier la gestion des surplus d'engrais de

ferme afin de protéger l'aquifère d'Abbotsford en Colombie Britannique. Un modèle mathématique simule la contribution des engrais de ferme sur ce territoire à la concentration en nitrates de l'aquifère selon les cultures produites, le cheptel et les types de sols présents. Le SIG permet d'identifier les superficies réceptrices près des zones en surplus d'engrais de ferme.

Le logiciel Fèces (Banton et al. 1993) utilise un modèle stochastique basé sur un modèle conceptuel plus complexe, HydriFlux, qui simule les processus de transport de l'eau dans le sol à l'échelle de la parcelle (ruissellement, infiltration, évaporation, prélèvement par les plantes, drainage et lessivage). Le calcul du bilan hydrique annuel est combiné au bilan des nutriments (NPK) et permet d'évaluer les pertes à l'environnement. Avec Fèces, des simulations successives pour plusieurs années permettent d'évaluer l'impact à long terme, tant agronomique, environnemental qu'économique, de différents scénarios d'épandage.

3.2 L'approche déductive

L'approche déductive comprend les systèmes d'évaluation des possibilités d'utilisation agricoles des terres ou d'évaluation de l'aptitude des sols à partir desquels les terres peuvent être regroupées en catégories ou en classes. Les systèmes experts sont généralement inclus dans cette catégorie.

Certaines définitions s'imposent en ce qui a trait à l'évaluation des terres. Alors que les *possibilités* sont définies pour des usages généraux (agriculture ou développement urbain), l'*aptitude d'une terre* s'adresse à un type d'utilisation[17] ou une technique d'aménagement spécifique (production de maïs, épandage de lisier, etc.) (McRae et Burnham 1981).

Chaque *terre* varie selon les éléments qui la caractérisent, soit tous les éléments de l'environnement physique tel que le climat, le relief, le sol, l'hydrologie et la végétation dans la mesure où ces derniers influencent le potentiel d'utilisation des terres. Ainsi, le *sol*, élément fondamental des terres, "n'est qu'un des facteurs environnementaux influençant la nature et l'usage d'une terre" (Chénard et Nolin 1987).

[17]Un type d'utilisation des terres représente un ensemble de spécifications techniques dans un contexte physique et socio-économique donné.

Une *caractéristique* de sol est une propriété que l'on peut mesurer en laboratoire ou observer sur le terrain. Dans les études pédologiques, la plupart des caractéristiques sont exprimées sous forme de classes, ceci permettant de rendre compte de la variabilité des unités cartographiques et de la précision des données. Des *caractéristiques "secondaires"* peuvent être déduites des caractéristiques plus élémentaires, habituellement disponibles dans la majorité des études pédologiques. Par exemple, la classe de drainage peut être déduite à partir de caractéristiques morphologiques, telles que la granulométrie, la profondeur au gley et la teneur en matière organique des couches superficielles.

Une *qualité du sol* est un attribut complexe qui agit différemment des autres qualités dans sa façon d'influencer l'aptitude d'une terre pour un usage donné. Sa définition tient compte des interrelations entre les facteurs. Ainsi, une qualité traduit les relations directes entre la terre, en tant que complexe écologique, et les activités biologiques et techniques de l'utilisation comme, par exemple, la disponibilité en eau, la facilité du travail du sol ou sa résistance à l'érosion. Dérivée à partir des caractéristiques des terres, une qualité peut servir de critère diagnostique (ou d'indicateur environnemental) dans l'évaluation de l'aptitude d'une terre ou encore, d'indicateur des améliorations nécessaires pour un usage donné (Vink 1975, FAO 1976, McRae et Burnham 1981, Chénard et Nolin 1987).

Par exemple, McRae et Burnham (1981) déduisent à partir des caractéristiques des terres leur aptitude à l'installation de champs d'épuration de réservoir septique (Tableau 10). Les critères utilisés sont similaires à ceux proposés par Hall et al. (1976) pour la sélection des sites aptes à recevoir des boues provenant d'usine de traitement d'eau usée (Tableau 9). Les caractéristiques retenues correspondent à celles identifiées comme influençant les processus de pertes d'éléments nutritifs provenant de l'épandage d'engrais de ferme (Tableau 4).

Tableau 9. Clé d'interprétation de l'aptitude des terres à l'épandage de boues

Caractéristiques de sol	Limites de classe*	Aptitude
Perméabilité de la couche de surface	>10 cm/hr	apte
	<10 cm/hr	inapte
Perméabilité de l'horizon B et C	0.5-15 cm/hr	apte
	<0,5 et >15 cm/hr	inapte
Drainage	très rapide	inapte
	rapide	apte
	bien et mod. bien	apte
	imparfait, mal, très mal	inapte
Pente	<5%	apte
	>5%	inapte
pH	6-8,4	apte
	<6,4 et >8,4	inapte
Profondeur du sol	>100 cm	apte
	<100 cm	inapte
Réserve en eau utile	>10 cm	apte
	<10 cm	inapte
Teneur en matière organique	<2%	inapte
	>2%	apte

Source: Adapté de Hall et al. (1976) tiré de Volk et Landa (1979)

Tableau 10. Clé d'interprétation de l'aptitude des terres à l'installation de champs d'épuration

Caractéristiques de sol	Limites de classe*	Niveau de limitation
Perméabilité de l'horizon B et C	>5 cm/hr	faible
	>1.5 cm/hr	modéré
	<1,5 et >15 cm/hr	élevé
Risque d'inondation	absent	faible
	présent	élevé
Drainage	très rapide et rapide	faible
	bien, mod. bien et imparfait	faible
	mal	modéré
	très mal	élevé
Pente	<8%	faible
	<15%	modéré
	>15%	élevé
Pierrosité	non pierreux à mod. pierreux	faible
	très pierreux	modéré
	extr. à excessivement pierreux	élevé
Profondeur du sol	>180 cm	faible
	>100 cm	modéré
	<100 cm	élevé

Source: Adapté de McRae et Burnham (1981)

3.2.1 Système canadien d'inventaire des terres (ITC)

Le système canadien de classification des terres[18] comporte sept classes de possibilités indiquant le degré des limitations. L'intensité des limitations guident la classification des sols plutôt que le genre des limitations à la production agricole. Chaque classe comporte

[18]Cette entreprise fédérale-provinciale est régie par la la Loi ARDA (Agricultural Rehabilitation and Development Act).

des sous-classes indiquant le type de limitations[19]. Ce système a été ultérieurement modifié par Marshall et al. (1979) pour les sols de région centrale des basses terres du St-Laurent, afin de "décrire plus précisément l'intensité des limitations sur lesquelles porte le classement" (M': limitation majeure, M: limitation modérée, m: limitation mineure). La somme des limitations et de leur importance détermine la classe. Ce sytème a été appliqué aux sols de la région sud-est de la plaine de Montréal. Les facteurs pédologiques limitants et les degrés de sévérité qui les définissent figurent à l'annexe 1.

3.2.2 Cadre d'évaluation proposé par la FAO

Le cadre proposé par la FAO (1976) offre une structure similaire à celle du système précédent. Il est basé sur l'évaluation du comportement des terres utilisées à des fins spécifiques, agricoles ou autres. Ce cadre est valide à plusieurs échelles de travail. Il permet d'évaluer *l'aptitude actuelle* d'un type de sol pour un type d'utilisation donné *et son aptitude potentielle* après amélioration. Par exemple, un sol peut être impropre à la production de maïs en raison de son mauvais drainage, mais peut devenir très apte suite à la pose de drains souterrains. Le système de classification de la FAO comporte quatre niveaux de généralisation : a) l'ordre d'aptitude , b) la classe qui indique le degré d'aptitude à l'intérieur d'un ordre, c) la sous-classe qui indique les types de limitation ou les principales améliorations nécessaires et finalement, d) l'unité d'aptitude qui indique les différences mineures à l'intérieur d'une sous-classe. Le Tableau 11 illustre le système de classificaiton proposé par la FAO.

Tableau 11. Modèle proposé par la FAO pour l'évaluation des terres

Source: McRae et Burnham (1981)

[19]D: structure, F: fertilité, I: inondation, M: manque d'humidité, P: pierrosité, R: roccosité, T: relief, W: surabondance d'eau

La classe S1 regroupe les sols ne présentant aucune limitation à l'épandage, par exemple. Dans la classe S2, les sols sont **moyennement aptes**, c'est-à-dire que les limitations sont corrigibles à un coût acceptable par rapport aux bénéfices escomptés. Les sols **peu aptes** se classent S3 et présentent des limitations telles que le coût des mesures correctives est trop élevé. Les revenus attendus seraient alors nuls. Finalement, la classe N1 réunit les sols jugés **inaptes** en raison de limitations physiques permanentes incorrigibles (topographie, climat, etc.).

Ainsi, cette classification permet, d'une part, de faire le lien entre l'environnement physique et l'utilisation des terres et, d'autre part, de comparer les modes d'utilisations les plus prometteurs selon les critères diagnostiques retenus. L'évaluation peut se faire de façon qualitative (aptitude physique) ou quantitative (aptitude économique). L'évaluation physique met en évidence les aptitudes relatives d'un ensemble d'unités de sols pour un ou plusieurs types d'utilisation. Si un seul type d'utilisation est considéré, l'évaluation physique permet de comparer de façon très satisfaisante les aptitudes des différents sols. Souvent utilisée pour l'analyse de risques, elle se présente sous forme de matrice d'aptitudes par type d'utilisation. Elle permet de regrouper les terres suivant le type de contraintes ou autres qualités des terres. De plus, elle aide à choisir les techniques agricoles appropriées en vue de maximiser les bénéfices attendus de l'utilisation d'une terre.

Par exemple, l'épandage de lisier de porc sur des terres agricoles exige des conditions de mécanisation (qualité de sol) qui permettent le travail du sol et le passage de machinerie lourde (citernes). Pour des terres ayant une pente variant de 8 à 15% et un sol très pierreux (caractéristiques de sol), les conditions de mécanisation sont très limitantes compte tenu de l'impossibilité de labourer (pierrosité), des risques de verse de la machinerie et de l'énergie supplémentaire qu'exige la topographie. Ainsi, cette terre serait classée inapte à recevoir du lisier (aptitude). Par contre, d'autres utilisations du sol, moins exigeantes sur le plan des qualités de sol, peuvent s'avérer plus rentables pour le producteur (pâturage).

Si différents types d'utilisation des sols doivent être comparés, une base commune de comparaison est requise. Dans ce cas, l'évaluation économique (coûts et revenus) s'avère utile, car elle permet une comparaison des différents types d'utilisation sous un même dé-

nominateur ($) et d'optimiser l'utilisation des sols en tenant compte de facteurs sociaux et culturels, tels que les pratiques agricoles ou les objectifs de qualité de l'eau.

Ainsi, le cadre proposé par la FAO permet non pas de définir la "capacité support" des sols de façon déterministe mais, plutôt, il met en évidence les conséquences sociales, comme la pollution, et les conséquences économiques des diverses utilisations du sol selon les qualités intrinsèques de celui-ci. La Figure 4 résume les étapes de l'évaluation indirecte proposée par la FAO.

Adapté de McRae et Burnham 1981

Figure 4. Étapes proposées par la FAO pour l'évaluation des terres

3.2.3 Le système expert

Le système expert offre une alternative intéressante pour résoudre certains problèmes où les connaissances sont en constante évolution et les données disponibles incomplètes. Tel que mentionné précédemment, un programme mathématique traite des variables numériques en suivant systématiquement un processus algorithmique. Les résultats obtenus peuvent s'avérer inexacts si le programme ne dispose pas de toutes les données. Contrairement aux modèles mathématiques qui fournissent une solution déterministe à l'estimation de la capacité support, le système expert permet une évaluation qualitative ou semi-quantitative de l'aptitude des sols à supporter un usage donné. Il assemble de façon flexible les connaissances, l'expérience et le jugement des experts en la matière sous forme de décisions logiques (Lein 1991, Rossiter 1992). L'ensemble des décisions logiques (arbres de décision) forme le moteur d'inférence entre les connaissaces et la base de données. Ainsi, les connaissances et le raisonnement sont systématiquement séparés dans le programme et il est possible de suivre toutes les étapes du raisonnement (Rémy 1990). La Figure 5 illustre la différence entre les deux approches.

Source: Adapté de Rémy (1990)

Figure 5. Différence entre un système expert et un programme mathématique

Van Lanen et al. (1992) ont utilisé cette approche pour évaluer l'aptitude physique des terres pour l'injection du lisier de porc comme mesure de contrôle de la pollution de l'air. Les

superficies disponibles sont estimées à partir de l'information pédologique. Leurs résultats révèlent que 40% des sols de la région à l'étude permettaient l'injection du lisier. Ces superficies ont été jugées comme insuffisantes pour l'établissement d'un règlement obligeant l'injection du lisier afin de minimiser les pertes par volatilisation. Ainsi, cette approche leur a permis d'évaluer rapidement l'applicabilité d'une mesure de contrôle de la pollution aux Pays-bas.

3.2.4 L'outil informatique ALES

Le logiciel ALES (Automated Land Evaluation System) répond bien aux exigences de l'évaluation indirecte. Il a été conçu spécifiquement pour l'évaluation des terres selon le cadre proposé par la FAO (1976). Il offre une structure permettant de créer des modèles d'évaluation des unités cartographiques de sols. Les unités cartographiques (UC) sont d'abord évaluées selon leurs aptitudes physiques et regroupées en classes d'aptitude (S1, S2, S3, N1). Seules les classes S1 et S2 peuvent être évaluées économiquement[20] par ALES. Car, les sols de la classe S3 sont considérés comme non propices en raison des coûts des mesures correctives nécessaires trop élevés pour justifier le type d'utilisation et les sols classés N1 sont inaptes physiquement à ce type d'utilisation.

ALES est un logiciel opérant comme base de données, moteur d'inférence et producteur de rapports, avec des capacités d'interactions avec d'autres logiciels courants (tableurs, gestionnaire de données, système d'information géographique). Il ne contient aucune liste de critères ou de caractéristiques des sols. Ses principales composantes sont: 1) une structure supportant la base de connaissances concernant les types d'utilisation; 2) une autre pour la base de données pédologiques, les intrants nécessaires (semences, engrais, etc.) et les extrants (maïs, pertes de nutriments); 3) un mécanisme de déduction permettant de relier la base de connaissances et la base de données et calculant les aptitudes physiques et économiques des unités cartographiques retenues (arbres de déduction); 4) une option explicative qui permet de revoir et perfectionner rapidement les arbres de décision ou de corriger la base de données si nécessaire; 5) un module permettant l'impression de rap-

[20]Deux types d'évaluation économique s'offrent à l'utilisateur de ALES: l'analyse du cash-flow escompté et celle de la marge brute (Rossiter et al. 1992). Les facteurs intervenant dans ce calcul sont la valeur nette actuelle prévue et le rapport bénéfices/coûts des intrants (dépenses) et extrants (recettes). La valeur actuelle égale les liquidités * $[100/(100+\text{taux d'escomte})]^{\text{nombre d'années du projet}}$. La marge brute prévue pour chaque "paire type d'utilisation-unité cartographique" est mesurée en $/ha/an, c'est-à-dire que les cash-flows de toute la durée du projet sont recalculés sur une base annuelle.

ports ou l'exportation des résultats vers d'autres logiciels tels que des bases de données (ex. Excel, DBase) et des systèmes d'informations géographiques (SIG). Une interface a d'ailleurs été conçue avec le SIG Idrisi.

Traitement de la variabilité des sols

ALES est conçu pour évaluer des unités cartographiques dont la variabilité des caractéristiques est exprimée sous forme de classe. Aussi, cette variabilité est-elle considérée selon l'approche centrale où la moyenne, l'écart-type et l'étendue des observations sur une série de sols déterminent la classe attribuée à une caractéristique de sol. Le nombre de classes et leurs limites dépendent de la précision recherchée et de celle qu'offrent les données disponibles. Les unités cartographiques composées[21] peuvent également être évaluées selon la proportion superficielle attribuée aux différentes séries de sol qui les composent (v.g. 70% Providence, 30% St-Urbain).

Ales traite a) les *caractéristiques discrètes ordinales* comme les classes de pente des rapports pédologiques (0-3%, 3-5%, 5-9% etc.), b) les *caractéristiques discrètes nominales* sans unité de mesure comme, par exemple, le type de matériau parental, et c) les *caractéristiques sur échelle continue*.

Quatre méthodes permettent de déduire une caractéristique de sol à partir d'autres caractéristiques ordinales ou non.

1) Lors de la définition d'une caractéristique discrète, il est possible d'établir un lien d'inférence automatique avec une caractéristique continue de même unité. Par exemple, une pente de 4% sera classée dans la deuxième classe (3-5%).

2) Une caractéristique peut également être déduite à partir d'une autre (nominale ou ordinale) à l'aide d'un arbre de décision. Ainsi, une caractéristique plus subjective (secondaire) peut être déduite à partir de plusieurs autres caractéristiques. Cette méthode s'avère utile lorsque les données de sol manquent (par exemple, réserve en eau utile, drainage). Aussi, elle permet de réduire la complexité des arbres de décision des qualités de terres ou des limitations.

[21] Unités composées de plusieurs types de sol (Coen 1987).

3) Un lien d'inférence peut également être établi entre deux caractéristiques ordinales de même unité, mais dont les limites de classe diffèrent. Par exemple, si les limites de classe des données de pente présentées dans les rapports pédologiques sont 0-3%, 3-8%, 8-15%, 15-30%, >30% et les limites de classe utilisées dans le modèle ALES sont 0-5%, 5-12%. 12-25%, >25%, ALES assume que les sols sont distribués uniformément dans les classes. Par exemple, pour une unité cartographique ayant une pente qui varie de 5-15%, ALES assume que 30% des sols (8-5/15-5) sont dans la classe 3-8% et que 70% (15-8/15-5) sont dans la classe 8-15%. Il peut résulter que seulement une proportion de cette unité cartographique (70%) présente de sévère limitation à l'épandage de lisier. Cette méthode d'interpolation linéaire s'applique également pour les unités cartographiques composées.

4) Des algorithmes mathématiques peuvent aussi servir pour déduire une caractéristique continue à partir d'une ou plusieurs autres caractéristiques continues. Peuvent être utilisées des constantes, des variables (% argile), des opérateurs binaires arithmétiques (/ * + - **) ou logiques (=(EQ), etc.), des fonctions mathématiques (ABS, LOG, etc.) ou l'opérateur conditionnel IF. Par exemple, la CEC pourrait être déduite par la formule suivante: CEC = 2 + 0,25 * % argile + 1,6 * % m.o. Cette méthode permet d'utiliser les algorithmes mathématiques suggérés dans la littérature afin de comparer les résultats déduits.

Dans un modèle ALES, les arbres de décisions permettent de tenir compte des interactions entre les qualités des sols. Par exemple, l'évaluation des risques de lessivage tient compte de trois qualités: la capacité d'infiltration du sol, sa capacité à retenir l'eau et sa capacité à retenir les éléments nutritifs. Il est également possible de pondérer l'effet des qualités de sol si elles sont indépendantes les unes des autres. Deux méthodes sont disponibles: 1) celle du coefficient de rendement proportionnel qui affecte de façon multiplicative les rendements et 2) celle du coefficient de limitation de rendement, basée sur la loi du minimum où le facteur le plus limitant affecte le rendement.

En résumé, un modèle "ALES" focalise 1) sur les qualités de sol requises ou les besoins pour un usage particulier et 2) sur les impacts de la non-rencontre des exigences pour cet usage, impacts tant environnementaux qu'économiques. Le degré ou niveau de restriction pour un usage peut être estimé par une ou plusieurs qualités. Le nombre de niveaux dé-

termine la précision recherchée par l'évaluation et celle permise par les données disponibles.

3.3 Élaboration d'un modèle d'évaluation

Que ce soit selon une approche mathématique ou déductive, un modèle d'évaluation de l'aptitude des terres se bâtit de façon itérative et en interaction avec les experts. Les principales étapes sont les suivantes:

1) choisir un ou plusieurs types représentatifs d'utilisation des terres;
2) établir leurs exigences en sol selon les connaissances des experts (revue de littérature);
3) vérifier quelles caractéristiques de sol sont disponibles pour former la base d'évaluation;
4) construire les algorithmes mathématiques ou les arbres de décisions qui permettent de relier les caractéristiques des sols aux types d'utilisation;
5) rassembler les paramètres économiques;
6) sélectionner quelques unités cartographiques représentatives et bien documentées;
7) rechercher et saisir les données sur les caractéristiques de ces unités cartographiques;
8) effectuer l'évaluation;
9) valider le modèle auprès des experts;
10) apporter les corrections nécessaires;
11) appliquer le modèle sur l'ensemble de la base de données géographique de la région considérée.

3.4 Synthèse

Des méthodes plus ou moins complexes d'évaluation des terres existent et pourraient être appliquées ou adaptées à l'évaluation de l'aptitude des terres agricoles à recevoir des engrais de ferme. Plus spécifiquement, cette capacité de réception fait référence à **l'utilisa-**

tion des terres agricoles pour le recyclage des déjections animales en tant que fertilisants par leur épandage sur ces terres. Le choix d'une méthode repose sur plusieurs critères tels que la précision et la fiabilité des données disponibles, les coûts de leur acquisition et de leur traitement, l'échelle spatiale optimisant le contrôle de la pollution et son suivi, l'acceptation de la méthode par les acteurs impliqués (pollueurs, pollués, contrôleur).

Les éléments discutés dans ce chapitre et les précédents suggèrent qu'il soit possible d'identifier un lien indirect entre la capacité support des sols pour les productions animales, le potentiel de recyclage des engrais de ferme et les relations "épandage-pollution". En effet, si les cultures offrent un potentiel de "recyclage" des engrais de ferme, le sol joue également un rôle de réservoir-tampon en transformant et retenant les éléments potentiellement polluants. Une définition précise de ce lien "épandage-pollution" s'impose en tant qu' information de base pour le développement de politique de contrôle efficace de la pollution diffuse.

Par contre, les coûts privés et publics engendrés par l'application d'une politique de contrôle de la pollution (ceux-ci incluant les coûts d'acquisition et de traitement des données nécessaires à la définition des relations "épandage-pollution") pourraient rapidement dépasser les bénéfices attendus par l'application de mesures de contrôle de la pollution, si une préoccupation de minimisation des coûts n'était pas présente[22].

Dans le cas de l'étude des relations "épandage-pollution", il est possible de réduire considérablement les coûts de l'acquisition et du traitement des données en utilisant les données déjà existantes comme celles fournies par les rapports pédologiques. C'est la perspective adoptée dans le présent travail : on y propose une méthode permettant de tenir compte du facteur "sol" dans l'estimation des superficies disponibles pour l'épandage d'engrais de ferme en exploitant des données existantes et accessibles. Cette méthode consiste à l'évaluation de la capacité intrinsèque du sol à soutenir de telles activités de disposition des effluents d'élevage et indirectement, l'évaluation de la capacité support des sols pour des productions animales utilisant ces méthodes de disposition. Concrètement, il s'agit d'identifier les limites possibles à un usage du sol, c'est-à-dire son aptitude à recycler les éléments

[22]Idéalement, le niveau des efforts de contrôle de la pollution diffuse devrait se situer au point où le coût marginal d'application de la politique de contrôle est égal au bénéfice marginal qui en est retiré. En pratique, il est difficile de situer ce point d'équilibre, et l'on tentera plutôt de minimiser les coûts d'application de la politique, tout en s'assurant qu'elle produit des résultats acceptables.

nutritifs et à jouer un rôle de tampon, protégeant ainsi les eaux souterraines et les cours d'eau.

Le logiciel ALES, système intégrant le cadre d'évaluation des terres proposé par la FAO (1976), a été retenu à cette fin. Il a été privilégié pour plusieurs raisons :

1) l'absence actuelle de données précises limite l'application de modèles mathématiques à des bassins versants où l'on dispose de l'information nécessaire, de même la difficulté d'établir empiriquement un lien direct entre la quantité d'engrais organique épandue sur une parcelle et la pollution retrouvée dans les eaux de surface et souterraines fait ressortir l'intérêt méthodologique pour l'évaluation indirecte de cette relation à partir de propriétés des sols relativement stables ;

2) le système expert permet une adaptation rapide à l'évolution constante des connaissances actuelles, connaissances incertaines ou incomplètes;

3) le système s'adapte également à l'échelle géographique visée compte tenu de la précision des données disponibles, cette flexibilité rendant possible l'utilisation du modèle à différentes échelles géographiques; de plus, il est facile d'intégrer des connaissances provenant de plusieurs domaines et de tenir compte de la complexité des phénomènes;

4) enfin, la simplicité de l'approche permet d'atteindre rapidement l'objectif de classification fixé dans ce projet de recherche.

Les connaissances actuelles sur les processus et les caractéristiques du sol influençant le devenir des éléments nutritifs dans les sols seront synthétisées sous forme d'arbres de décision. Ces arbres seront basés sur les relations retrouvées dans la littérature entre les phénomènes impliqués et les propriétés du sol qui les définissent tels qu'ils ont été documentés dans la littérature.

4. DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE

Dans la première partie du présent travail, la revue de littérature a dégagé les processus et les facteurs impliqués dans la pollution issue des activités d'épandage d'engrais de ferme. Sur la base de ces connaissances et des exemples d'évaluation de terres agricoles présentés, il est possible d'évaluer la capacité de réception des terres agricoles à partir de leurs caractéristiques intrinsèques. Cette information s'avère essentielle pour l'élaboration et la mise en place d'une mesure de contrôle de la pollution d'origine agricole. La prochaine partie propose une méthode d'évaluation de cette capacité de réception et permet la classification des terres selon leurs aptitudes à ce type d'utilisation. Le développement de ce modèle et les résultats obtenus seront présentés aux chapitres 6 et 7. Le présent chapitre discute de la région étudiée et des types d'utilisation des terres représentatifs retenus ainsi que des raisons motivant ces choix.

4.1 Région à l'étude

Le sud-est de la plaine de Montréal a été retenu comme région d'étude pour plusieurs raisons. Des études pédologiques récentes détaillées à l'échelle cartographique du 1:20,000 fournissent des informations pédologiques précises et fiables, tant au niveau des propriétés physiques des sols que de leurs propriétés chimiques (Nolin et Lamontagne, 1991). Pour un grand nombre de descripteurs pédologiques, des paramètres statistiques sont disponibles (moyenne, écart-type, intervalle de confiance, étendue, etc.). Ainsi, il sera possible de valider ultérieurement les résultats du modèle d'interprétation proposé avec des données observées et mesurées comme, par exemple, la capacité d'échange cationique ou le drainage. Les unités cartographiques[23] qui désignent des portions de paysage pédologique ayant des attributs variant entre des limites bien définies, serviront de base à l'application du modèle d'évaluation.

Dans les études pédologiques du sud-est de la plaine de Montréal, les unités cartographiques ont été nommées d'après leur principale composante, soit la série de sols dominante.

[23]Une unité cartographique comprend toutes les délimitations contenant le même symbole cartographique.

Or, le système de classification taxonomique des sols utilisé au Canada (Comité d'experts sur la prospection pédologique d'Agriculture Canada 1987) se base sur la variabilité verticale du profil. Les séries de sols sont différenciées selon leur stratigraphie, le type et le processus de transformation pédologique ou anthropique. Puisque la précision des modèles de transfert et de transport des solutés dans les sols est principalement affectée par la variabilité verticale de la texture et des propriétés physiques, l'utilisation de la série de sols est tout à fait pertinente à une classification des sols selon les objectifs visés par cette étude. La série regroupe les sols formés à partir d'un matériau originel particulier et possédant un nombre et un arrangement semblables d'horizons dont les propriétés, à l'exception de la texture de la couche de surface, ne varient qu'entre certaines limites établies.

Ainsi, pour la définition de la capacité support des sols, l'échelle du 1:20 000 permet d'utiliser des indicateurs communs aux agriculteurs et aux planificateurs (la superficie minimale visible sur la carte est de 1,2 ha). De plus, Cipra et al. (1972) ont observé que la variation des propriétés du sol entre les pédons contribuait peu à la variation totale de la série. Par contre, elle contribuait beaucoup à celle entre les parcelles. Ils concluent que peu de relations existent entre le rendement des cultures et les propriétés du sol, si on ne tient pas compte des différences pédologiques à l'intérieur des parcelles. La variabilité entre les champs était encore plus grande en raison des différentes cultures et de différents modes de gestion des sols. Par ailleurs, Nolin et al. (1991a) ont observé que la variabilité des descripteurs différait significativement avec le mode de déposition du matériel parental. Elle diminuerait avec l'augmentation du contenu en argile. Aussi, la variabilité des propriétés intrinsèques du sol (texture, CEC) est moins élevée que celle des propriétés influencées par les aménagements (teneur en $P_{ass.}$, $K_{éch.}$ ou $Mg_{éch.}$).

Une carte illustre la position géographique du sud-est de la plaine de Montréal dans le Québec méridional à l'annexe 2. Les comtés couverts par ces études sont ceux de Richelieu, Verchères, St-Hyacinthe et Chambly (208 000 ha). Le relief est généralement plat (pente de 0-3%) à l'exclusion des montérégiennes. L'agriculture y reste prépondérante malgré les pressions exercées par le développement urbain et industriel de Montréal au sud et de Sorel et Tracy au nord. Les productions agricoles se sont spécialisées au niveau des cultures commerciales, principalement les grandes cultures (maïs-grain, blé, orge, soya), les cultures industrielles et horticoles et également au niveau de l'élevage intensif. La maximi-

sation des rendements des productions agricoles se traduit par l'intensification des moyens tels que le drainage souterrain, la taille de la machinerie, l'utilisation accrue de pesticides et fertilisants et la monoculture intensive. Le Tableau 12 résume les données statistiques du recensement de 1986 concernant les principales productions agricoles. Les chiffres ont été arrondis et le nombre d'animaux traduit en unité animale, selon le règlement Q-2, r.18. pour faciliter la comparaison.

Le climat du sud-est de la plaine de Montréal est le plus clément de la province. La longueur de la saison de croissance est d'environ six mois, soit 200 jours et plus et s'étend de la mi-avril au début novembre. La somme des degrés-jours, où la température de l'air est supérieure à 5°C, est d'environ 2,000 et de 1,000 degrés-jours pour une température seuil de 10°C (Nolin et al. 1991b). Le Tableau 13 présente les données climatiques saisonnières de cette région.

Tableau 12. Importance des activités agricoles du sud-est de la plaine de Montréal

Superficies	Totale de la région	208 000	100%
(hectares)	Fermes	130 000	62%
	Sols cultivés drainés	57 000	44%
	Superficie boisée		20%
Grandes cultures	Blé	17 000	13%
(hectares)	Orge	9 000	7%
	Avoine	3 000	2%
	Maïs-grain	40 600	31%
Production animale	Bovins	40 000	40 000 UA*
	Vaches laitières	20 000	20 000 UA
	Porcs	100 000	20 000 UA
	Volailles	1 128 000	7 000 UA

Source Adapté de Nolin et al. (1991b)
* UA: unité animale (selon le règlement Q-2, r.18)

Tableau 13. Données climatiques du sud-est de la plaine de Montréal

Saison	Précipitations moy. mensuelles	Température de l'air moy. mensuelle	Température moy. du sol à 50 cm
Printemps	78 mm et fonte du couvert nival	12°C	8-15°C
Été	95 mm	18°C	15-22°C
Automne	83 mm	5°C	8-15°C
Total	environ 1,000 mm/an		

Source Adapté de Martin et al. (1991)

La roche mère est constituée de strates légèrement inclinées de roches sédimentaires (schiste, calcaire, grès). Les sols de cette région se sont développés sur des matériaux mis en place pendant et surtout après la mer de Champlain. La dernière prospection pédologique (1975-1992) a permis d'identifier 102 taxons (séries et variantes), regroupés selon leurs propriétés morphologiques et physico-chimiques (granulométrie, profondeur du sol, pH et contenu en carbonates). Les sols sont généralement profonds et l'ordre gleysolique domine à 90%. Les facteurs intrinsèques des sols limitant l'agriculture sont le mauvais drainage et, pendant l'été, un léger déficit en eau. Le Tableau 14 illustre l'importance des principaux types de sol.

Tableau 14 Caractéristiques des sols du sud-est de la plaine de Montréal

	Nombre de séries	Superficie (ha)	Pourcentage de la superficie totale inventoriée "sol"
Ordre			
Gleysols	71	157 175	89,3%
Podzols	12	14 605	8,4%
Sols organiques	9	2 402	1,4%
Brunisols	8	1 633	0,9%
Texture			
Sols argileux	30	76 734	45%
Sols loameux	36	43 062	25%
Sols sableux	17	51 689	30%
Réaction			
Neutres	60	112 633	64%
Alcalins	21	49 851	29%
Acides	12	11 118	7%

Source: tiré de Nolin et al. (1991b)

Quatorze unités cartographiques de sols ont été retenues pour le développement du système expert. Elles diffèrent au niveau de la texture, de l'ordre taxonomique, de la perméabilité, de la pente, etc. ceci afin de s'assurer que le système s'applique bien à plusieurs types de sol. Les caractéristiques retenues dans la base de données du système figurent à l'annexe 3.

4.2 Types d'utilisation des terres retenus

Selon le règlement actuel (Q-2r.18), l'épandage d'engrais de ferme ne peut se faire que sur des terres cultivées. Ce règlement exige des éleveurs de posséder (ou louer) les superficies nécessaires pour l'épandage de leurs déjections animales. Les cultures à haut rendement tel que le maïs offre un potentiel de recyclage intéressant puisque leurs exigences en éléments nutritifs sont élevées. Aussi, la culture retenue pour cette étude est le maïs-grain compte tenu de son importance dans la région étudiée (31% de la superficie cultivée).

Tant au point de vue économique qu'agronomique, il existe un avantage certain à utiliser les engrais organiques comme fertilisant au lieu d'engrais minéraux. En plus d'être très riches en éléments essentiels assimilables, les engrais de ferme contiennent également plusieurs autres éléments mineurs (Ca, Mg, Cu, Zn, etc.) (Côté 1994). Dans une étude de cas de la ferme Choplin en Caroline du Nord, Huisingh et al. (1986) rapportent des économies de 8 000.$ par année en coûts de fertilisants minéraux par l'utilisation du lisier de porc produit sur la ferme. De plus, le recyclage des déchets agricoles (lisier et résidus végétaux) combiné à des pratiques de conservation des sols et de l'eau ont permis des économies annuelles de 107 000.$.[24]

La production de porc de la région de St-Hyacinthe représente 34,4% du marché québécois, ce qui en fait la plus importante région productrice (Tabi et al. 1990). Dans ce travail, le lisier de porc sera retenu comme fertilisant organique en raison de l'importance de ce type d'élevage et des surplus de lisier engendrés.

4.2.1 La production de maïs-grain: exigences et potentiel de recyclage

La production de maïs-grain exige certaines conditions climatiques et pédologiques. La saison de croissance minimale doit être de 130 à 140 jours. Un minimum de 2500 UTM est nécessaire pour assurer la maturation du grain, tout dépendant de la variété utilisée. Il s'agit d'une plante sensible au stress hydrique, et au moins 50 cm d'eau sous forme de précipitations est requis pendant la saison de croissance. Ces exigences sont satisfaites

[24]Sur une période de 6 ans, la perte en matière organique a été réduite de1 670%, les pertes en N total de 490% et celles en P total de 525 %. Les rendements en maïs ont augmenté de 300%.

par les conditions climatiques de la plaine de Montréal. Au niveau pédologique, tous les sols minéraux pourvus d'un bon drainage se prêtent à la culture du maïs-grain. Le sol doit permettre un semis hâtif tout en assurant une bonne disponibilité en eau. De plus, la machinerie doit pouvoir circuler facilement. Ainsi, les sols trop minces et à très faible réserve en eau utile ou les sols trop pierreux sont impropres à la production de maïs-grain.

Quant aux besoins en fertilisants, le Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ) recommande 120 à 170 kg d'azote à l'hectare selon la zone climatique, dont 20 à 50 kg/ha lors du semis. Les doses recommandées en phosphore et potassium par le CPVQ (1994) figurent au Tableau 15.

Tableau 15. Recommandations en P et K pour le maïs-grain

Analyse de sol (kg/ha) en phosphore (P)		Recommandations (kg P_2O_5/ha)
Pauvre	0-30	90-120
	31-60	70-90
Moyen	61-90	60
	91-120	50
Bon	121-150	40
Riche	151-250	30
Excessivement riche	>250	20
Analyse de sol (kg/ha) en potassium (K)		**(kg K_2O/ha)**
Pauvre	0-50	205
	51-100	185
Moyen	101-150	170
	151-200	140
Bon	201-250	120
Riche	251-500	40-60
Excessivement riche	>500	0-20

Source: CPVQ 1994

Potentiel de recyclage par le maïs

Les rendements en maïs-grain peuvent être utilisés pour estimer le potentiel de recyclage des éléments nutritifs par les plantes et leur exportation possible hors du bassin versant. Pour un sol, un climat et un niveau de gestion des sols[25] donnés, le rendement potentiel peut être considéré comme peu variable dans le temps et être estimé (Tang et al. 1992). Il est alors possible d'évaluer le potentiel de recyclage des éléments nutritifs NPK en se ba-

[25]Gestion des sols: labour, apports en fertilisants et pesticides, etc.

sant sur l'évaluation de l'aptitude des sols à produire du maïs-grain laquelle fournit une estimation des rendements potentiels pour le maïs-grain. Par exemple, un sol offrant un plus faible rendement sera moins apte à recevoir du lisier de porc (le potentiel de prélèvement par la plante étant moindre). Il est à noter cependant que le potentiel d'exportation réel de NPK hors de la ferme se limite à la quantité d'éléments prélevés par les grains récoltés, le reste de la plante étant laissé au champ après la récolte.

Dans une étude des effets des différents systèmes culturaux, Giroux (1991) a observé pour le maïs-ensilage des prélèvements en azote de 104 kg/ha dans une parcelle en monoculture et sans fertilisation. Dowry et al. (1991) rapporte des prélèvements annuels de 100 a 150 kg/ha/an pour l'azote et de 20 à 40 kg/ha/an pour le phosphore par les cultures à haut rendement comme le maïs. Selon le CPVQ (1990), le prélèvement approximatif du maïs-grain est d'environ 27,9 kg par tonne (kg/t) pour l'azote, 10,6 kg/t pour P_2O_5 et 21,6 kg/t pour K_2O. Si le rendement moyen du maïs dans la région est de 7,2 t/ha[26], la culture prélèverait environ 200 kg/ha d'azote[27], 33 kg/ha de phosphore[28] et 129 kg/ha de potassium[29]. Ces résultats sont dans le même ordre de grandeur que ceux relevés par Dowry et al. (1991). Giroux (1991) estime que 70% de l'azote et du phosphore prélevé par le maïs se retrouve dans l'épi et 30% du potassium. Le potentiel d'exportation hors du bassin serait alors de 140 kg N, 23 kg Pet 38 kg K par hectare cultivé en maïs.

4.2.2 Utilisation du lisier de porc comme fertilisant

Afin de minimiser les risques de pollution, l'estimation des doses de lisier de porc à épandre doit tenir compte des risques de pertes et de l'efficacité fertilisante du produit, tel que vu au deuxième chapitre. La revue de littérature et une enquête auprès des experts a permis de définir quatre scénarios d'épandage jugés comme étant réalistes pour la région étudiée. Ces scénarios permettront d'évaluer et classifier les unités cartographiques selon la capacité intrinsèque des sols à recevoir du lisier de porc, puisqu'ils maintiennent constants les facteurs externes au sol (mode et période d'épandage, travail du sol).

---

[26] Statistiques de la Régie de l'assurance récolte (1994)
[27] 7,2*27,9
[28] 7,2*10,6*0,437 pour convertir P_2O_5 en P
[29] 7,2*21,6*0,83 pour convertir K_2O en K

Trois périodes sont retenues: le printemps, l'été et l'automne ainsi que deux modes d'épandage (aéroaspertion et par rampe) et délais d'incorporation (enfoui en deçà d'un jour ou non enfoui). Les doses ont été estimées à partir des données fournies au Tableau 5. Le Tableau 16 présente ces quatre scénarios d'épandage et les doses appliquées au sol d'azote ammoniacal, de phosphore et de potassium, lors de l'épandage de lisier de porc en fonction des besoins comblés en azote pour la production du maïs-grain, selon les recommandations du CPVQ (1994). Aussi, 20 kg N/ha ont été déduits puisque l'on suppose qu'un engrais minéral de démarrage est appliqué lors du semis.

Tableau 16. Apports en NPK selon le mode et la période d'épandage

Mode	Type de sol	Période			
		Printemps non enfoui	Printemps enfoui	Été post-levé	Automne enfoui
Travail du sol		superficiel		aucun	labour
Mode d'épandage		aéroaspertion		rampe	aéroaspertion
Délai d'incorporation		non enfoui	<1 jour	non enfoui	<1 jour
Apports					
Besoins en N comblés par le lisier de porc		100% (150 kg N/ha)	100% (150 kg N/ha)	100% (150 kg N/ha)	50% (75 kg N/ha)
Dose appliquée (t/ha)[a]	Sable	64	64	59	53
	Autres sols	59	59	59	41
Azote ammoniacal (NH_4^+kg/ha)	Sable	85	61	78	58
	Autres sols	78	55	78	45
Phosphore (kg P/ha)	Sable	57 (130 P_2O_5)	57 (130 P_2O_5)	52 (118 P_2O_5)	29 (66 P_2O_5)
	Autres sols	52 (118 P_2O_5)	52 (118 P_2O_5)	idem	23 (52 P_2O_5)
Potassium (kg K/ha)	Sable	95 (114 K_2O)	95 (114 K_2O)	87 (104 K_2O)	56 (67 K_2O)
	Autres sols	108 (130 K_2O)	108 (130 K_2O)	108 (130 K_2O)	69 (83 K_2O)

[a]La dose varie en fonction du type de sol et du délai d'incorporation.

Puisque le type de sol (phase de texture de la couche de surface) est une caractéristique intrinsèque des unités cartographiques, une dose moyenne a été retenue pour les types d'utilisation: 61 t/ha au printemps, 59 t/ha à l'été et 47 t/ha à l'automne.

Ainsi, quatre scénarios d'épandage de lisier sur maïs sont définis pour l'évaluation de la capacité de réception. En faisant l'hypothèse que la production de maïs ne se fait que sur des sols modérément bien à bien drainés soit naturellement ou artificiellement, huit types d'utilisation des terres peuvent être définis comme suit : quatre scénarios d'épandage sur les sols drainés artificiellement et les mêmes quatre scénarios sur les sols non drainés.

4.3 Validation du modèle d'évaluation

Le modèle d'évaluation et les résultats obtenus par l'interprétation des données pédologiques ont été confrontés pour les valider à trois sources d'informations : 1) des données mesurées et observées provenant d'études empiriques québécoises relevées dans la littérature et celles des études pédologiques détaillées, 2) les résultats d'une enquête auprès d'experts et 3) les résultats obtenus avec d'autres modèles d'évaluation indirecte.

L'enquête auprès des experts a permis de vérifier la base de connaissances du système. Cette enquête consistait à l'envoi d'un questionnaire à choix multiples suivi d'une entrevue dirigée. Les experts ont été choisis selon leur différente expertise (fertilité, physique et chimie des sols, culture du maïs, gestion des surplus, etc.). Douze experts ont répondu à l'invitation et ils viennent du milieu universitaire, de firmes privées, d'Agriculture Agroalimentaire Canada, du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec ainsi que des bureaux régionaux et du service des sols du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. Sept unités cartographiques par les quatorze retenues dans notre étude ont été soumises à leur évaluation.

Les questions ont été regroupées en trois parties. La première partie portait sur l'évaluation du potentiel de recyclage des éléments nutritifs par le maïs-grain. Les questions portaient sur l'aptitude physique des sols à la production de maïs-grain (conditions de mécanisation, date d'ensemencement, disponibilité en eau, estimation des rendements). La deuxième partie englobait les questions sur les risques de pertes à l'environnement (pertes par volatilisation, par ruissellement ou par lessivage). Une estimation des risques de débalancement nutritif à partir des scénarios décrits plus tôt et une évaluation globale de l'aptitude des sols à recevoir des engrais de ferme sans dommage à l'environnement terminaient ce questionnaire.

Les résultats ont été compilés selon la classification et les critères diagnostiques ayant servi à l'expert pour évaluer chaque qualité de sol ou aptitude du questionnaire. Il est à noter que seulement cinq des douze experts connaissaient les séries de sols retenues. Pour les autres, l'entrevue a permis de dégager leurs critères diagnostiques. Les résultats de l'enquête sont présentés à l'annexe 4.

De plus, d'autres méthodes d'évaluation suggérées dans la littérature seront utilisés à titre de comparaison au niveau des critères diagnostiques retenus et des résultats de la classification des unités cartographiques. Par exemple, la classification selon les rendements potentiels a été comparée avec la classification canadienne modifiée et le SPI développé au New Hampshire. Les grilles d'interprétation de Hall (1976), de McRae et Burnham (1981) et de Heidlage et Shingleton (1984) décrites précédemment ont été retenues pour évaluer l'aptitude des douze unités cartographiques retenues à recevoir des engrais de ferme.

5. MÉTHODE DE CLASSIFICATION DES SOLS AGRICOLES SELON LEURS APTITUDES À RECEVOIR DES ENGRAIS DE FERME

Tel que vu précédemment, l'évaluation de la capacité de réception des sols nécessite, d'une part, l'évaluation de l'aptitude à produire une culture, ici le maïs-grain, et d'autre part, l'évaluation de l'aptitude des sols à minimiser les pertes à l'environnement. Les unités cartographiques de sols seront classées **selon le facteur le plus limitant**. La Figure 6 représente le modèle global d'évaluation.

La première étape du modèle consiste à évaluer l'aptitude physique des terres à la production de maïs-grain. Cette étape permettra d'éliminer les unités cartographiques inaptes à la production de maïs-grain. La seconde consiste à estimer la productivité potentielle des unités aptes à la production. Deuxièmement, les terres sont classés selon les pertes potentielles à l'environnement qu'ils présentent. Finalement, compte tenu de la disponibilité de données chimiques pour la région à l'étude, les risques de débalancement nutritif du sol sont évalués en fonction des besoins en NPK de la culture, de la fertilité du sol et de l'apport en lisier de porc.

Les mêmes quatre scénarios d'épandage définis au Tableau 16 sont utilisés pour les sols drainés artificiellement et les non drainés, pour un total de huit types d'utilisation des terres. Le modèle d'évaluation reste le même pour les huit, mais les variables externes au sol changent en fonction de la présence ou non de drains artificiels et des scénarios, soit le mode et la période d'épandage (précipitations, température, apports en NPK). Le degré de saturation en eau du sol sera le principal facteur affecté par les variables climatiques.

Figure 6. Modèle global d'évaluation de l'aptitude des terre à recevoir des engrais de ferme

5.1 Potentiel de recyclage par la culture

L'évaluation du potentiel de recyclage des éléments nutritifs NPK par les cultures est déterminante dans l'évaluation de l'aptitude des terres à recevoir des charges annuelles d'engrais de ferme. Rappelons les hypothèses sous-jacentes. Une première suggère que l'absorption par les plantes de tous les éléments nutritifs épandus réduit les risques de pollution des eaux et qu'un rapport existe entre la quantité d'éléments absorbés et le rendement de la production. Une seconde hypothèse stipule qu'il est possible d'estimer les rendements potentiels pour une culture donnée en tenant compte des facteurs limitants du sol. On peut ainsi déduire qu'un faible rendement (sol peu apte à produire du maïs) se traduit par une faible absorption d'éléments nutritifs et un plus grand risque de pollution par ruissellement et par lessivage.

Le potentiel de recyclage de NPK est estimé en se basant sur l'aptitude physique des sols à produire du maïs-grain et sur l'estimation des rendements potentiels pour le maïs-grain. Cette évaluation nécessite trois prérequis. Le sol peut-il supporter physiquement la production de maïs? Peut-on travailler le sol? Le régime hydrique du sol limite-t-il les rendements potentiels? Ce régime inclut les risques d'inondation, le drainage, la capacité du sol à

retenir l'eau ou la disponibilité en eau pour les plantes. La logique du modèle et les caractéristiques utilisées sont illustrées à la Figure 7.

5.1.1 Aptitude à produire le maïs-grain

Les unités cartographiques sont regroupées en cinq classes d'aptitude définies comme suit:

1. Les *sols très aptes* offrent des conditions exceptionnelles, soit aucune limitation à la production tant au niveau physique (épaisseur du sol, drainage, capacité de rétention de l'eau, structure) que chimique comme la capacité d'échange cationique.

2. Les *sols aptes* n'ont pas de limitation permanente et permettent d'obtenir le rendement moyen de la région. Ils peuvent présenter un léger risque de stress hydrique ou une CEC modérée.

3. Les *sols moyennement aptes* possèdent un mauvais drainage, une faible capacité de rétention de l'eau ou une faible CEC. Les coûts et le temps pour corriger ces limitations du sol peuvent être élevés et les rendements attendus sont moyens.

4. Les *sols peu aptes* présentent des limitations telles que les coûts de production (correction des limitations) sont plus élevés que les revenus attendus de la récolte.

5. Finalement, les *sols inaptes* ne peuvent supporter physiquement la production de maïs (limitation physique permanente majeure). Notons qu'un sol jugé peu apte ou inapte pour le maïs peut s'avérer apte pour un autre type de culture.

Les meilleurs sols sont profonds, leur fertilité est adéquate et leur pH est compris entre 5,5 et 7,0 (optimum 6,5). Le modèle ne tient pas compte du pH, facilement corrigible, ni de la fertilité des sols puisqu'elle dépend de la gestion des sols et des antécédents culturaux. Ainsi sont classés inaptes les unités présentant des risques d'inondation, une épaisseur de sol extrêmement mince (<20 cm) ou étant très mal drainées. L'annexe 5 illustre l'arbre de décision pour un sol bien drainé.

Figure 7. Modèle d'évaluation du potentiel de recyclage des éléments nutritifs NPK par le maïs-grain

Les conditions de mécanisation précisent le degré d'aptitude des sols à être travaillés. Les unités cartographiques sont classées en trois classes de limitation (non limitantes, limitantes, très limitantes). Les facteurs discriminants sont la pente, la pierrosité et le pourcentage de gravier et de cailloux. Pour la première classe, aucune limitation n'empêche le travail du sol ou le passage de l'épandeur; la pente varie de 0 à 8%, le sol est non pierreux à légèrement pierreux, avec pas plus de 50% de cailloux. La deuxième classe rassemble les unités présentant quelques limitations : les sols sont caillouteux ou pierreux et la pente varie entre 8 et 15%. Le travail du sol de ces dernières unités peut engendrer des frais supplémentaires en carburant et en entretien de la machinerie. Finalement, la troisième classe rassem-

ble les unités à forte pente (risque de verse), très caillouteux ou très pierreux. Des conditions de mécanisation très limitantes classeront les unités comme inaptes. L'arbre de décision de l'annexe 6 représente les décisions relatives aux conditions de mécanisation pour un sol de pente 0 à 8% et peu pierreux.

5.1.2 Productivité potentielle et estimation des rendements

L'évaluation de la productivité potentielle des sols est basée sur les hypothèses suivantes. La productivité potentielle des sols pour la production de maïs dépend en partie de la longueur de la saison de croissance. Celle-ci est déterminée, premièrement, par la date de mise en terre des semences qui dépend de l'humidité du sol et, deuxièmement, par la température du sol qui influence la germination. Le nombre de degré-jour et les UTM ne sont pas des facteurs significatifs lorsqu'une seule région climatique est évaluée.

Le drainage et la perméabilité du profil permettent d'estimer, d'une part, l'humidité du sol par la vitesse d'évacuation de l'eau du profil et, d'autre part, la vitesse de réchauffement du sol. En général, chaque semaine de retard sur l'ensemencement diminuerait le nombre d'unités thermiques maïs (UTM) d'environ 100 (CPVQ 1984).

Les unités cartographiques sont classées en quatre groupes selon le début de la saison de croissance: 1) hâtive, 2) moyenne, 3) tardive ou 4) très tardive. Ainsi, une unité classée "hâtive" a la plus longue saison végétative. Cette unité s'égoutte bien et se réchauffe rapidement par rapport aux autres unités. L'annexe 7 illustre la logique suivie pour cette classification.

La fertilité du sol n'a pas été retenue comme facteur discriminant pour deux raisons. Cette qualité du sol est fortement influencée par les antécédents culturaux que nous ne pouvons pas prendre en compte dans le modèle. De plus, le système racinaire du maïs lui permet de bien absorber les éléments nutritifs apportés ou déjà présents dans le sol (A. Brunelle, communication personnelle 1994). Dans le modèle présenté, le rendement potentiel est déduit à partir du régime hydrique du sol, attribut spécifique à chaque unité cartographique. Les qualités de sol utilisées à cette fin sont la longueur de la saison de croissance et le risque de stress hydrique dans une moindre mesure. Six classes déterminent le niveau de

productivité potentielle: nulle (0 rendement), très faible (<4,8 t/ha), faible (4,8-5,5 t/ha), moyenne (5,6-6,9 t/ha), élevée (7-8 t/ha) et très élevée (>8 t/ha).

Deux évaluations distinctes ont été effectuées pour tenir compte de la présence possible de drains artificiels puisque 50% des terres sont drainés artificiellement (voir chapitre 4). La prise en compte du drainage artificiel s'est faite à l'aide d'un arbre de décision améliorant de deux classes le drainage naturel des unités. Par exemple, un sol mal drainé deviendra modérément bien drainé sous drainage artificiel.

Le rendement optimal correspond au rendement attendu dans les meilleures conditions, c'est-à-dire un rendement réaliste et pouvant être atteint et non au maximum biologique. Dans la région à l'étude, le rendement moyen enregistré sur quinze ans par la Régie de l'assurance-récolte est de 7,2 t/ha. Le rendement minimal est d'environ 5,5 t/ha et maximal 8,7 t/ha. Même si certaines municipalités enregistrent des rendements de plus de 9 t/ha, le rendement optimal utilisé dans le modèle sera de 8 t/ha. Le rendement optimal sera réduit proportionnellement selon la sévérité que représentent la longueur de la saison de croissance et la disponibilité en eau.

Le coefficient de rendement proportionnel attribué à chaque niveau de sévérité affecte le rendement de façon multiplicative où le coefficient 1 correspond à l'optimum et 0 à un rendement nul. Le Tableau 17 illustre les décisions et l'impact sur les rendements de ces deux facteurs. De plus, un coefficient de 0,9 est attribué aux unités présentant des risques élevés d'érosion hydrique (voir Tableau 19). Ces coefficients ont été obtenus par itération en tenant compte des résultats de l'enquête auprès des experts et des données relevées dans la littérature.

Tableau 17. Productivité proportionnelle des sols pour le maïs-grain

Conditions d'ensemencement	Disponibilité en eau		
	adéquate	limitante	stress sévère
hâtive	1	0,85	0,6
moyenne	0,91	0,8	0,6
tardive	0,75	0,6	0,5
très tardive	0,55	0,44	0,33

5.1.3 L'évaluation du potentiel de recyclage

Ainsi, le potentiel de recyclage du lisier de porc dépend du type de culture, de l'aptitude physique du sol et de sa productivité potentielle envers cette culture. D'une part, l'évaluation de l'aptitude physique permet d'éliminer les superficies inaptes à la production du maïs (donc n'ayant aucun potentiel de recyclage). D'autre part, l'évaluation de la productivité potentielle des sols jugés aptes à la production permet l'estimation du prélèvement des éléments nutritifs NPK par le maïs-grain.

La première étape de la classification des unités cartographiques selon le potentiel de recyclage est alors possible: la classe 1 (élevé), les sols sont aptes à très aptes à la production de maïs et leur productivité potentielle pour la région est de plus de 7 t/ha; la classe 2 (moyen), les sols sont moyennement aptes et leur productivité potentielle varie entre 5 et 7 t/ha; la classe 3 (faible) , les sols sont peu aptes et leur productivité serait faible à très faible, soit de 1,5-5 t/ha et finalement; la classe 4 (nul).

Aussi, à partir d'une évaluation qualitative des sols, on peut évaluer quantitativement la quantité de lisier de porc qu'une région donnée pourrait théoriquement recevoir. En effet, l'estimation des rendements de maïs permet de quantifier le prélèvement potentiel pour chaque élément NPK. Le programme considère le maïs récolté et les éléments prélevés comme des extrants de l'utilisation du sol. Les données fournies au système pour le calcul des prélèvements et des exportations potentielles de NPK figurent au Tableau 18. En se basant sur un rendement optimal de 8 tonnes à l'hectare, le programme déduit les prélèvements en utilisant les coefficients de limitation de rendement (ou à la productivité) de façon multiplicative (Tableau 17). L'arbre de décision estimant les rendements s'applique pour chaque élément NPK.

Tableau 18. Données pour l'estimation des prélèvements en NPK

Nom de l'extrant	Code	Unité	Prix ou prélèvement[a] unitaire	Prélèvement maximal
Maïs-grain	mais	tonne	120,00$	8 t/ha
Azote[b]	N	kg	27,9	223 kg/ha (8*27,9)
Azote exporté[c]	Nexp	kg	19,5 (27,9*70%)	156 kg/ha
Phosphore (P-Mehlich 3)[b]	P	kg	4,6 (10,6 P_2O_5*0,437)	36,8 kg/ha
Phosphore exporté[c]	Pexp	kg	3,2 (10,6*0,437*70%)	25,7 kg/ha
Potassium[b]	K	kg	17,9 (21,6 K_2O*0,83)	143 kg/ha
Potassium exporté[c]	Kexp	kg	5,4 (21,6*0,83*30%)	42,9 kg/ha

[a]CPVQ (1990)
[b]Quantité pouvant être prélevée
[c]Quantité pouvant être prélevée selon Giroux (1991)

5.2 Risques de pertes à l'environnement

Les données disponibles ont permis d'évaluer trois qualités des sols influençant les pertes à l'environnement: 1) la vulnérabilité aux pertes par volatilisation, 2) la vulnérabilité aux pertes par ruissellement et 3) la vulnérabilité aux pertes par lessivage. La Figure 11 présente les éléments pris en compte pour la classification des sols en fonction des risques de pertes à l'environnement qu'ils présentent. Trois classes sont retenues: faible, modéré, élevé. La qualité la plus limitative détermine la classification finale des risques de pertes à l'environnement.

Figure 8. Modèle d'évaluation des risques de pertes à l'environnement

5.2.1 Vulnérabilité aux pertes par volatilisation

La vulnérabilité d'un sol aux pertes par volatilisation est estimée à partir de la perméabilité de la couche de surface et de sa capacité à retenir NH_4^+ (% argile). Un sol présentant une perméabilité de moins de 5 cm/hr est considéré comme présentant des risques élevés. Il en est de même pour les sols sableux. Les risques seront modérés pour les loams à perméabilité modérée. Les sols argileux perméables seraient les moins à risque.

La dose, le mode et la période d'épandage influencent également l'importance des pertes. Le processus est plus important lorsque le lisier n'est pas enfoui (printemps et été), la perméabilité lente et la capacité de rétention faible. En été, la volatilisation sera plus ou moins importante selon la perméabilité de la couche de surface, le couvert végétal, le mode d'épandage, le taux de minéralisation de NH_4^+ et la température. À l'automne, la température plus froide et l'enfouissement du lisier réduisent les pertes par volatilisation. La concentration de nitrates dans le sol étant plus élevée, les pertes par dénitrification augmentent avec le degré de saturation en eau du sol. Le Tableau 19 présente la classification des sols selon les scénarios décrits au Tableau 16.

Tableau 19. Vulnérabilité aux pertes d'azote par volatilisation

Perméabilité du A*	% d'argile du A											
	faible (<15%)				moyenne (15-40%)				élevée (>40%)			
	Pr[a]	Pr_e	Été	Aut	Pr	Pr_e	Été	Aut	Pr	Pr_e	Été	Aut
lente	3	2	2	1	3	1	2	2	3	1	2	2
lente à mod.	3	2	2	1	3	1	2	2	3	1	2	2
modérée	3	2	2	1	3	1	2	1	3	1	2	2
mod. à rapide	3	1	2	1	3	1	2	1	3	1	1	2
rapide	3	1	2	1	3	1	1	1	3	1	1	2

*A: couche de surface
Scénarios : Printemps non enfoui (Pr), printemps enfoui (Pr_e), été, automne (Aut)
Classes de vulnérabilité : faible (1), modéré (2), élevé (3)

5.2.2 Vulnérabilité aux pertes par ruissellement

La vulnérabilité d'un sol au ruissellement et à l'érosion hydrique est déterminée par l'érodabilité de la couche de surface, la vitesse du ruissellement et la période d'épandage (variable constante dans le modèle). Le ruissellement est déduit à partir de la pente et de la profondeur de la couche imperméable dans le profil. Un sol situé en dépression (pente

0-0.5%) et dont la perméabilité de la couche de surface est lente, aura un ruissellement très lent. L'estimation du ruissellement est présentée au Tableau 20.

Pour sa part, l'indice d'érodabilité est estimé à partir de la teneur en sable très fin et en limon, du pourcentage en matière organique et du degré de développement de la structure de la couche de surface. La teneur en carbonates peut influencer également l'indice d'érodabilité (facteur de cohésion entre les particules). L'annexe 8 présente une partie de l'arbre de décision permettant de classifier les unités cartographiques selon trois degrés d'érodabilité. Pour chaque scénario d'épandage, les Tableau 21 et 22 montrent la vulnérabilité des unités au ruissellement et à l'érosion hydrique en tenant compte des facteurs relevés précédemment.

Tableau 20. Estimation du ruissellement

	Profondeur de la couche d'impédence				
Pente	<30cm	30-50 cm	50-75 cm	75-100 cm	>100 cm
0-0.5%	très lent	nul	nul	nul	nul
0.5-2%	lent	lent	lent	très lent	très lent
2-5%	modéré	lent	lent	très lent	très lent
5-9%	très rapide	rapide	modéré	lent	lent
9-15%	très rapide	rapide	modéré	modéré	modéré
15-30%	très rapide	très rapide	très rapide	très rapide	très rapide
>30%	très rapide	très rapide	très rapide	très rapide	très rapide

Source: Adapté du comité d'expert sur la prospection pédologique d'Agriculture Canada
nul: en dépression
très lent: terrain plat, perméabilité rapide
lent: 0.5 à 5% de pente, perméabilité rapide, érosion très faible à faible
modéré: écoulement modéré, perméabilité modérée, érosion faible à modéré
rapide: écoulement rapide à la surface, perméabilité faible, pente forte à assez forte, érosion modérée à élevée
très rapide: idem, pente fote à très forte, érosion élevée à très élevée

La saturation en eau de la couche de surface favorise le ruissellement et elle varie selon la période d'épandage. Au printemps, les risques de ruissellement et d'érosion hydrique sont élevés en raison des volumes d'eau apportés par la fonte de la neige et les précipitations et de la saturation en eau du sol. L'érosion hydrique sera d'autant plus importante si le sol est saturé d'eau, ce qui diminue la cohésion entre les particules de sol (augmentation de l'érodabilité du sol). En été, les précipitations peuvent représenter de 30 à 40% des précipitations annuelles, mais le sol n'étant plus saturé en eau, l'érosion hydrique due au ruissellement sera plus faible que pour les autres scénarios. De plus, le couvert végétal diminue

l'impact négatif des gouttes de pluie sur la couche de surface. À l'automne, cependant, les risques sont plus élevés en absence de couvert végétal.

Tableau 21. Vulnérabilité à l'érosion hydrique

Ruissellement	Érodabilité du A faible	moyenne	élevée
nul	1	1	2
très lent	1	1	2
lent	1	2	2
modéré	2	2	3
rapide	3	3	3
très rapide	3	3	3

Classes de vulnérabilité : faible (1), modéré (2), élevé (3)

Tableau 22. Vulnérabilité aux pertes par ruissellement

	Érodabilité du A											
	faible				moyenne				élevée			
Ruissellement	Pr	Pr_e	Été	Aut	Pr	Pr_e	Été	Aut	Pr	Pr_e	Été	Aut
nul	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2
très lent	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2
lent	1	1	1	1	2	1	2	1	2	2	2	2
modéré	2	1	2	2	3	2	3	3	3	3	3	3
rapide	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
très rapide	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Scénarios : Printemps non enfoui (Pr), printemps enfoui (Pr_e), été, automne (Aut)
Classes de vulnérabilité : faible (1), modéré (2), élevé (3)

5.2.3 Vulnérabilité aux pertes par lessivage

Les risques de lessivage sont estimés à partir 1) du type de régime hydrique (épaisseur du sol, perméabilité du profil, profondeur d'une couche imperméable, drainage et capacité de rétention de l'eau), et 2) de la capacité du profil à retenir les cations (% argile et % matière organique) dans une moindre mesure. Les sols les plus vulnérables sont très perméables, très bien drainés, avec une faible réserve en eau utile. Les sols mal drainés présentent un risque élevé de lessivage en raison de la fréquence de la saturation en eau des sols. L'annexe 9 donne un exemple de l'arbre de décision pour évaluer cette vulnérabilité d'un sol modérément bien drainé sans tenir compte des apports possibles d'engrais. Cette évaluation tient compte que des caractéristiques physiques des sols et non du degré de saturation en eau que seule l'utilisation de scénario d'épandage pemet d'intégrer à l'évaluation de la vulnérabilité des pertes par lessivage.

Au printemps et à l'automne, le bilan hydrique est positif et le sol est souvent saturé d'eau. Le lessivage des nitrates sera plus important pour ces deux saisons car le couvert végétal est inexistant et la concentration en nitrates de la solution du sol est plus élevée. Le tableau 23 résume la classification selon les scénarios retenus.

Tableau 23. Risque de lessivage selon la période d'épandage

Lessivage	Printemps non enfoui	Printemps enfoui	Été par rampe	Automne enfoui
faible	2	2	1	2
modéré	3	3	1	3
élevé	3	3	2	3

Classes de vulnérabilité : faible (1), modéré (2), élevé (3)

5.3 Risques de débalancement nutritif

Tel que vu précédemment, l'épandage de lisier de porc en tant que fertilisant apporte non seulement de l'azote mais également, d'autres éléments nutritifs. Est-ce qu'il existe des risques de débalancement nutritif (ou surfertilisation pour un élément) lorsque l'on tente de combler les besoins en azote du maïs avec le lisier? La surfertilisation présente une perte économique pour le producteur de maïs et peut être importante s'il ne tient pas compte de l'apport du sol (fertilité du sol) pour chaque élément et des besoins spécifiques en NPK des cultures.

Le modèle ne tient compte que des éléments les plus limitants pour la croissance des plantes, soit l'azote, le phosphore et le potassium. Un enrichissement en phosphore est considéré comme le facteur le plus limitant pour l'épandage de lisier de porc, si l'on tient compte des dispositions réglementaires québécoises actuelles. Pour sa part, l'évaluation de la réserve du sol en azote disponible aux plantes est complexe en raison des nombreux facteurs influençant son cycle et de la précision des données disponibles (incluant les facteurs anthropiques). Un plan de fertilisation intégré permettrait ce type d'évaluation (analyses de sol à l'appui). D'autre part, peu de données existent sur les impacts négatifs d'une surfertilisation en potassium sur la qualité de l'eau. C'est pourquoi les estimations obtenues par le modèle pour ces deux éléments le sont à titre d'indicateur seulement et ne font pas partie de la classification globale des unités cartographiques.

Les doses apportées de NPK sont fixes pour chaque scénario d'épandage indépendamment de la fertilité du sol (Tableau 16). D'ailleurs, les teneurs en éléments nutritifs disponibles à l'échelle du 1:20 000 sont très variables puisqu'elles découlent principalement de la gestion des sols (Nolin et al. 1989). Toutefois, certaines caractéristiques inhérentes au sol influencent cette fertilité dont la capacité d'échange cationique (pour N et K) et la capacité de fixation du phosphore. La productivité potentielle des sols pour le maïs influence également ces risques. Quelle que soit la dose de lisier appliquée, les risques seront élevés pour les unités cartographiques ayant une productivité nulle, très faible ou faible. Il s'agit donc ici de classer les sols en fonction de ces caractéristiques et de leur productivité potentielle pour le maïs pour chaque élément (NPK) et d'évaluer ainsi les risques de débalancement nutritif pour chaque type d'utilisation.

5.3.1 Risques de débalancement nutritif en azote

La contribution du sol en azote disponible aux plantes dépend du taux de minéralisation de l'azote organique du sol. La quantité d'azote organique fluctue en fonction de plusieurs facteurs tels que la teneur en matière organique et en argile de la couche de surface.De plus, les podzols présentent généralement un taux de minéralisation plus faibles que les brunisols et les gleysols. Dans le modèle la contribution du sol en azote est déduite de ces caractéristiques. Le tableau 24 présente l'estimation de cette contribution potentielle.

Tableau 24. Contribution potentielle du sol en azote

Ordre	Texture du A	Teneur en matière organique du A			
		faible (<1.7%)	modérée (1.7-4%)	élevée (4-9%)	très élevée (9-17%)
Podzol		faible	faible	faible	faible
Brunisol et Luvisol		faible	modérée	élevée	élevée
Gleysol	S, SL, LS	faible	faible	élevée	élevée
	L, LLi, Li	faible	modérée	élevée	élevée
	LSA, LA, LLiA, AS	faible	élevée	élevée	élevée
	ALi, A	modérée	élevée	élevée	élevée
	ALo	modérée	modérée	élevée	élevée
Organique		élevée	élevée	élevée	élevée

Le Tableau 25 présente la classification des unités cartographiques selon leur productivité potentielle et la contribution du sol en azote. Au printemps, la minéralisation de l'azote or-

ganique est lente en raison de la température froide du sol et l'absorption par le maïs est évidemment nulle. En été, les besoins en azote du maïs sont très élevés et la minéralisation est à son maximum (Giroux 1988). Aussi, l'efficacité fertilisante du produit semble être maximale si la rampe d'épandage dépose le lisier sur le sol. À l'automne, sans couvert végétal, l'azote épandu risque d'être lessivé.

Tableau 25. Risques de débalancement nutritif en azote

Productivité potentielle	Contribution potentielle du sol en azote											
	faible				modérée				élevée			
	Pr	Pr_e	Été	Aut	Pr	Pr_e	Été	Aut	Pr	Pr_e	Été	Aut
très élevée	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2
élevée	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2
moyenne	1	1	1	2	1	1	1	3	2	2	2	3
faible	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
très faible ou nulle	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Scénarios : Printemps non enfoui (Pr), printemps enfoui (Pr_e), été, automne (Aut)
Classes de risques: faible (1), modéré (2), élevé (3)
Classes de productivité potentielle: Très élevée (>8 t/ha), élevée (7-8 t/ha), moyenne (5,6-6,9 t/ha), faible (4,8-5,5 t/ha), très faible (<4,8 t/ha)

5.3.2 Risques de débalancement nutritif en phosphore

Afin d'évaluer la disponibilité aux plantes des réserves en phosphore du sol, on ne peut ignorer sa capacité de fixation du phosphore. Logiquement, le rendement des cultures serait plus élevé avec une capacité de fixation du phosphore plus faible. Dans le modèle, l'évaluation des risques de débalancement nutritif en phosphore tient compte de trois facteurs: 1) la capacité du sol à retenir le phosphore, 2) la productivité potentielle pour le maïs et, 3) la dose appliquée par rapport aux doses recommandées pour le maïs-grain par le CPVQ (1994). L'annexe 10 montre une estimation du dépassement des besoins en fonction de la dose appliquée.

La capacité de rétention du phosphore est déduite à partir du type d'horizon, du type de matériau et de la classe calcaire. Les podzols ont une capacité élevée de rétention ainsi que les sols fortement calcaires. L'annexe 11 présente l'arbre de décision de cette qualité de sol. L'influence de la température sur la disponibilité du phosphore ainsi que le potentiel d'adsorption par le maïs sont constants pour chaque type d'utilisation. Aussi, plus la capacité de rétention du phosphore est faible, plus le phosphore pourra être disponible aux

plantes ou lessivé. Le Tableau 26 montre la matrice de la classification des risques de débalancement ou excès en phosphore.

Tableau 26. Risque de débalancement en phosphore

Productivité potentielle	Capacité de rétention du phosphore											
	faible				moyenne				élevée			
	Pr	Pr_e	Été	Aut	Pr	Pr_e	Été	Aut	Pr	Pr_e	Été	Aut
très élevée	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
élevée	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	1	1
moyenne	2	2	2	3	2	2	2	3	1	1	2	2
faible	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
très faible ou nulle	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Scénarios : Printemps non enfoui (Pr), printemps enfoui (Pr_e), été, automne (Aut)
Classes de risque: faible (1), modéré (2), élevé (3)
Classes de productivité potentielle: Très élevée (>8 t/ha), élevée (7-8 t/ha), moyenne (5,6-6,9 t/ha), faible (4,8-5,5 t/ha), très faible (<4,8 t/ha).

5.3.3 Débalancement nutritif en potassium

Le débalancement nutritif en potassium (K) semble présenter moins d'impacts environnementaux négatifs que l'azote et le phosphore. Les plantes ont tendance à prélever de grandes quantités de potassium si cet élément est présent en quantité suffisante (Brady, 1974). La productivité potentielle des sols pour le maïs, la dose épandue et la fertilité du sol en K sont les trois critères retenus pour l'évaluation du risque de débalancement. La fertilité du sol en K est déduite à partir du raisonnement utilisé pour estimer la capacité d'échange cationique (CEC) que complète le type de matériau sous la couche de surface. Le Tableau 27 présente la matrice de classification de la fertilité en potassium d'un sol d'une teneur moyenne de matière organique et le Tableau 28 la matrice de classification des risques de débalancement nutritif en potassium.

Tableau 27. Déduction de la fertilité en potassium (1,7-4 %C org.)

Texture du A	Type de matériau (75-125 cm) argileux (>40%)	loameux (sédimentaire)	sableux (>70%)	till	graveleux (>20%)
SG, S, SF, STF, SLG, SL, SLF	faible	faible	faible	faible	faible
SLTF, LSG, LS, LSF	faible	faible	faible	faible	faible
LSTF,L,LLi	élevée	modéré	faible	faible	très faible
LSA, LA, LLiA	très élevée	élevée	modérée	modérée	faible
AS, A, ALi	très élevée	très élevée	très élevée	très élevée	très élevée
ALo	très élevée	très élevée	très élevée	très élevée	très élevée

Tableau 28. Risques de débalancement nutritif en potassium

Productivité potentielle	Capacité d'échange cationique du A: très faible à faible				modérée				élevée			
	Pr	Pr_e	Été	Aut	Pr	Pr_e	Été	Aut	Pr	Pr_e	Été	Aut
très élevée	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
élevée	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
moyenne	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2
faible	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
très faible ou nulle	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Scénarios : Printemps non enfoui (Pr), printemps enfoui (Pr_e), été, automne (Aut)
Classes de risques: faible (1), modéré (2), élevé (3)
Classes de productivité potentielle: Très élevée (>8 t/ha), élevée (7-8 t/ha), moyenne (5,6-6,9 t/ha), faible (4,8-5,5 t/ha), très faible (<4,8 t/ha).

5.4 Classification des terres selon leurs aptitudes à recevoir des emgrais de ferme

La première étape du modèle d'évaluation était de classer les unités cartographiques selon le potentiel de recyclage par la culture (élevé, moyen, faible, nul). L'évaluation des risques de pertes à l'environnement (faibles, modérés, élevés) identifie le facteur potentiellement limitant si aucune mesure d'atténuation n'est prise. Le problème de la pollution de l'eau étant criant, les risques de pertes par ruissellement et par lessivage sont retenus comme critères diagnostiques. **Le modèle classifie les unités cartographiques selon le facteur le plus limitant**. Ainsi, si les risques de pertes par ruissellement sont élevés pour une unité donnée, celle-ci sera classée comme peu apte à recevoir des engrais de ferme. Si son

potentiel de recyclage est évalué comme nul, cette unité sera classée comme inapte à reveoir des engrais de ferme.

Cette évaluation semi-quantitative permet d'identifier les unités cartographiques les plus favorables à la disposition sécuritaire des lisiers, d'estimer les superficies réceptrices et le volume de lisier recyclable par épandage pour une région et un scénario d'épandage donnés. L'évaluation de plusieurs scénarios ou types d'utilisation met en évidence l'impact des pratiques sur la capacité de réception.

Tel que vu précédemment, afin d'évaluer les relations "épandage-pollution", il est possible de réduire considérablement les coûts de l'acquisition et du traitement des données en utilisant les données déjà existantes comme celles fournies dans les rapports pédologiques. Ce chapitre a exposé une méthode permettant de tenir compte du facteur "sol" dans l'estimation des superficies disponibles pour l'épandage d'engrais de ferme et qui exploite des données existantes et accessibles. Le cadre d'évaluation des terres proposé par la FAO (1976) et le logiciel ALES ont été utilisés pour monter un système expert pour l'interprétation des données pédologiques et l'évaluation de l'aptitude des terres agricoles à recevoir des engrais de ferme. Le prochain chapitre compare les résultats de l'évaluation de quatorze unités cartographiques représentatives du sud-est de la plaine de Montréal au moyen de ce système expert, avec les données publiées dans la littérature, avec les résultats d'une enquête auprès d'experts et avec les classifications obtenues à l'aide d'autres systèmes d'interprétation.

6. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les résultats de l'évaluation et de la classification seront discutés dans l'ordre suivant : 1) la déduction de caractéristiques de sol secondaires, 2) le potentiel de recyclage des éléments nutritifs par la culture du maïs ainsi que la déduction des qualités de sol et des aptitudes qui s'y rapportent, 3) les risques de pertes à l'environnement, 4) les risques de débalancement nutritif et la classification des unités cartographiques selon leur aptitudes à recevoir du lisier de porc. Pour simplifier l'écriture, le symbole de l'unité cartographique sera utilisé dans le texte et dans les tableaux.

6.1 Déduction de caractéristiques secondaires

Pour diminuer la taille des arbres de décision et, de ce fait, augmenter la vitesse de compilation du modèle, trois caractéristiques secondaires ont été déduites des caractéristiques élémentaires. C'est le cas du drainage, de la réserve en eau utile sur 100 cm de sol et de la CEC des horizons A, B et C. Ces résultats figurent à l'annexe 12 ainsi que les données déduites simulant des sols drainés artificiellement et la capacité de rétention des cations du profil (qualité de sol). Toutefois, aucune donnée sur le comportement des sols après l'installation de drains artificiels permettait de valider la décision d'améliorer de deux classes le drainage.

Les valeurs attribuées au drainage (dr) correspondent bien à celles fournies par les études pédologiques, sauf pour l'unité TH1b qui diffère d'une classe (modérément bien au lieu de bien drainé) ce qui n'affecte pas les résultats subséquents. La similarité des résultas peut s'expliquer par le fait que les mêmes critères d'évaluation ont été utilisés dans les deux cas.

La réserve en eau utile déduite (re100) sur 100 cm de sol, correspond bien à la réserve en eau utile estimée (REU) à partr des données publiées dans les rapports pédologiques du sud-est de la plaine de Montréal[30]. Le modèle diffère de deux classes pour l'unité PI3 (REU basse à modérée et re100, élevée). Toutefois, dans l'étude des sols du comté de Richelieu, Nolin et Lamontagne (1990) ont groupé les sols de la série de Pierreville (PI3) aux sé-

[30]Les rapports de Chambly, Richelieu, St-Hyacinthe et Verchères

ries de sols développés sur sable avec comme effet une sous-estimation de la réserve en eau utile (REU). Par ailleurs, quatre unités varient d'une classe entre élevée et très élevée et une entre très basse et basse. Cette différence n'affecte pas les résultats.

Pour les unités considérées, l'évaluation de la capacité d'échange cationique (CEC) des sols minéraux est comparable aux données mesurées en laboratoire, fournies dans les études pédologiques. Ces résultats permettent de conclure que les arbres de déduction développés pourraient servir lorsque les données mesurées ou observées sont manquantes.

6.2 Potentiel de recyclage par le maïs-grain

Pour une estimation de superficies réceptrices pour un volume d'engrais de ferme donné, l'évaluation par type de culture demeure nécessaire (doses versus besoins des cultures). Le Tableau 29 présente la classification de l'aptitude des sols à produire du maïs et les facteurs discriminants pour chaque unité ainsi que le classement selon leurs possibilités d'utilisation agricole d'après le système ITC modifié (Marshall et al. 1979). Sauf la différence entre les classes 2 et 3 du système ITC, la classification des deux systèmes corrobore assez bien dans l'ensemble et relève les facteurs discriminants similaires (drainage, fertilité, inondation). L'objectif poursuivi (aptitude versus possibilité), la pondération différente des facteurs explique les différences de classement entre les deux systèmes.

L'enquête auprès des experts confirme les résultats obtenus par le système, bien que ceux-ci n'aient pas utilisé les mêmes critères (Voir annexe 4). Pour certains, l'aptitude du sol à être travaillé était déterminante (% d'argile et drainage). Pour d'autres, la fertilité des sols et leur structure étaient les facteurs importants. Un modèle général, applicable pour la plupart des cultures devrait tenir compte de ces facteurs lorsque les données sont disponibles.

Tableau 29. Classification de l'aptitude des terres à produire du maïs-grain

Unités	Sols non drainés	Sols drainés	Facteurs discriminants	Classe ITC modifié[a]
AC1	moyennement apte	moyennement apte	drainage,disponibilité en eau, faible CEC	4F'Wd
AI3	moyennement apte	très apte	drainage	2Wd
BC4n	peu apte	peu apte	sol très mince	3WD
CO	inapte	inapte	sol organique, très mal drainé	O4W'iE
DA2	moyennement apte	très apte	drainage	2Wf(m)[b]
DU3jncqr	peu apte	peu apte	sol très mince, conditions de mécanisation défavorables	7M'P'R'FT
HY3	moyennement apte	apte	drainage, faible CEC du A	2Wd
JI3m	apte	apte	disponibilité en eau	3wdtfr
JS2	moyennement apte	apte	drainage et disponibilité en eau	2Wf(m)
PI3	inapte	inapte	risque d'inondation	3WId
PV5	peu apte	très apte	drainage, réserve en eau et CEC élevée	3WD
RS2	moyennement apte	très apte	drainage	2Wd
TH1b	moyennement apte	moyennement apte	disponibilité en eau, faible CEC	5M'FT
UB4	peu apte	très apte	drainage, réserve en eau et CEC élevée	2W

[a]La définition des symboles des unités cartographiques est présenté à l'annexe 3.
[b]Certains sols, particulierment les sols sableux, risquent de souffrir d'un manque d'humidité s'ils sont drainés.

Outre l'aptitude du sol à produire du maïs, les qualités des terres qui affectent la productivité sont les suivantes : les conditions de mécanisation, la longueur de la saison de croissance et la disponibilité en eau. Les résultats obtenus pour ces qualités de sol figurent à l'annexe 13. Dans la région de Montréal, les unités cartographiques offrent peu de limitation, sauf l'unité DU3jncqr, très pierreuse, et 40% de la superficie de l'unité TH1b, en raison de sa pente de plus de 8%. L'unité CO est classée inapte, car les sols organiques sont jugés inadéquats pour la production de maïs. Selon les experts, les facteurs limitants pour le travail des sols de la plaine de Montréal sont la faible capacité portante des sols argileux gorgés d'eau, et une pente de plus de 15%, bien qu'une pente de 5% pourrait s'avérer limitante pour la machinerie lourde utilisée dans cette région. Par contre, dans les autres régions du Québec, les limites de classe et les facteurs retenus dans le modèle correspondent à ceux exprimés par les experts. Les unités de sols de ces régions sont plus accidentées et présentent des contraintes de pierrosité et d'affleurement rocheux.

Les conditions de plantation (pl) tiennent compte de la capacité portante puisque la date d'ensemencement est retardée sur les sols mal drainés et peu perméables[31]. Le système classifie la plupart des unités comme ayant une saison de croissance moyenne en raison du mauvais drainage. Pour les types d'utilisation sur sols drainés artificiellement, le drainage artificiel allonge la saison de croissance (pl_d), sauf pour les unités ayant une faible perméabilité (Providence) ou ayant une couche imperméable peu profonde (Boucherville et Du Mont).

Quelques experts ont jugé l'évaluation de cette qualité non pertinente pour deux raisons: d'une part, la disponibilité d'hybrides hâtifs de maïs permet d'obtenir des rendements similaires aux hybrides tardifs et, d'autre part, la majorité des terres agricoles sont déjà drainées. Dans ce cas particulier (région de Montréal et sols drainés artificiellement), l'évaluation des sols non drainés pourrait être ignorée. Par contre, pour un autre type de culture comme les céréales, ce critère serait important pour l'estimation des rendements. Toutefois, tous système d'interprétation doit couvrir toutes les possibilités même si certaines d'entre elles, dans une région donné, s'avèrent peu pertinentes.

Les sols étudiés ont généralement une bonne disponibilité en eau. Seuls les sols très minces ou sableux présentent des risques de stress hydrique, surtout si ces derniers sont drainés (de_d). L'évaluation de la disponibilité en eau (de) ou du risque de stress hydrique corrobore avec le jugement des experts. Ceux-ci ont utilisé les mêmes critères que ceux du système. Par contre, l'utilisation de moyennes climatiques était questionnée par certains pour qui une pondération des saisons normales, sèches et humides serait souhaitable pour tenir compte de la variation temporelle du climat. Cependant, dans la mesure où il s'agit de conserver le système le plus simple et général possible, l'approche retenue leur semblait acceptable. Toutefois, il serait simple de simuler les saisons sèches et humides pour vérifier l'écart des résultats avec les données de la Régie de l'assurance récolte. Pour rendre le système exportable à d'autres régions du Québec, il suffit d'inclure les données climatiques dans l'arbre de décision (UTM, degrés-jours et précipitations moyennes mensuelles).

[31] Dans une évaluation économique, le coût de la pose de drains diminuerait les gains économiques de la production pour les années de l'amortissement de l'investissement.

6.1.1 Rendements potentiels en maïs et prélèvements en NPK

Les résultats du modèle ont été comparés également avec ceux de l'enquête et les résultats dérivés de la clé d'interprétation du comté de Cheshire (tableau 7). Les résultats figurent au Tableau 30.

Tableau 30. Productivité potentielle en maïs-grain (t/ha)

Unité	SPI[a]	Maïs	Maïs_d	Experts
AC1	6	6	6,8	
AI3	8	6	8	
BC4n	0	4,4	3,52	
CO	0	0	0	nulle
DA2	6	6	7,2	modérée à élevée
DU3jncqr	0	0	0	
HY3	8	6	8	élevée
JI3m	6	6	6,8	
JS2	6	6	6,8	modérée
PI3	8	0	0	
PV5	8	6	7,2	modérée à élevée
RS2	8	6	8	
TH1b	6	6,8	6,8	faible à modérée
UB4	8	6	8	élevée

[a] SPI: Indice de potentiel des sols
Maïs: maïs sur sol non drainé, Maïs_d: maïs sur sol drainé
Classes de productivité potentielle: Très élevée (>8 t/ha), élevée (7-8 t/ha), moyenne (5,6-6,9 t/ha), faible (4,8-5,5 t/ha), très faible (<4,8 t/ha)

Les prélèvements en NPK par le maïs sont estimés pour la plante entière, alors que seul l'épi est récolté. La tige est laissée au champ, mais la contribution en azote de ce résidu végétal est faible compte tenu de son rapport C/N élevé. Ainsi, en faisant l'hypothèse que le maïs est produit sur des sols drainés artificiellement et sur la superficie totale des unités retenues, soit 18 000 ha, les prélèvements totaux en NPK seraient de 3 385 Mg N, 554 Mg P et 2 168 Mg K. Les possibilités d'exportations hors du bassin par le maïs-grain (épi seulement) seraient de 2 367 Mg N, 393 Mg P et 651 Mg K. Les résultats calculés par le modèle figurent à l'annexe 14. Seules les sols offrant un potentiel de recyclage ont été retenus par le modèle (moyennement apte à très apte comme le suggère le cadre d'évaluation de la FAO).

Six experts connaissaient bien les sept séries retenues pour l'enquête et tous ont considéré les sols comme drainés artificiellement. Leurs critères étaient pour la plupart la fertilité des sols, leur texture, leur structure et leur perméabilité. Selon plusieurs experts consultés, l'approche centrale est discutable, car le rendement moyen n'est pas vraiment représentatif des rendements potentiels puisque ceux-ci peuvent varier de plus ou moins trois tonnes d'une année à l'autre, selon les conditions climatiques pour un même sol et une même régie. De plus, le prélèvement diffère d'une culture à l'autre, tant au niveau des quantités prélevées que de la dynamique des prélèvements qui diffèrent selon le stade de croissance. Si le modèle d'évaluation devait être appliqué à d'autres régions ou à d'autres cultures, ces facteurs externes au sol devraient être inclus dans les arbres de décision et dans les scénarios d'épandage. Aussi, une analyse statistique des rendements obtenus sur ces séries sur plusieurs années et sous diverses régies permettrait de valider cette méthode d'évaluation.

6.3 Risques de pertes à l'environnement

Alors que le potentiel de recyclage des éléments nutritifs par les cultures détermine le potentiel d'utilisation des terres agricoles pour l'épandage de lisier de porc, c'est l'évaluation des risques de pertes à l'environnement qui permet d'identifier les séries présentant des risques. Ainsi, certaines pratiques agricoles pourraient être suggérées pour diminuer ces risques. Les risques environnementaux traités sont les pertes par volatilisation, par ruissellement et par lessivage. Les résultats d'évaluation sont présentés par thème, avec et sans prise en compte du mode et de la période d'épandage.

6.3.1 Vulnérabilité aux pertes par volatilisation

En ne tenant compte que des caractéristiques intrinsèques du sol (perméabilité et % argile du A), toutes les unités présentent des risques élevés si les sols ne sont pas drainés (ETA). L'épandage au printemps non enfoui (pr) est également problématique (faible perméabilité, saturation en eau et pas de couvert végétal). Les résultats sont présentés par scénario à l'annexe 15. Les unités les moins à risque ont une bonne perméabilité et plus de 40% d'argile dans la couche de surface.

Le raisonnement des experts variait en fonction de leur champ d'expertise. Mais tous s'accordent à dire que les facteurs externes au sol prédominent sur les caractéristiques du sol. Par exemple, le travail du sol augmente la perméabilité de la couche de surface. La perméabilité de la couche de surface fournie dans les rapports pédologiques peut donc varier selon la gestion des terres. De même, la saturation en eau du sol, facteur[32] également déterminant dans le processus de volatilisation, varie selon la fréquence et la quantité d'eau apportée par les précipitations.

Les caractéristiques intrinsèques du sol ne s'avèrent donc pas discriminantes dans l'évaluation des risques de pertes par volatilisation. Par contre, les pratiques agricoles (mode et période d'épandage, composition du produit) sont prépondérantes ainsi que les facteurs climatiques (vitesse du vent et température). Par conséquent, l'évaluation des risques de pertes par volatilisation ne devrait pas être retenue comme critère diagnostique dans une classification à l'échelle régionale.

6.2.2 Vulnérabilité aux pertes par ruissellement

Compte tenu de la topographie généralement plate et des sols relativement profonds de la région, la plupart des séries évaluées présentent peu de risques de ruissellement. Trois unités présentent des risques modérés d'érosion hydrique, en raison d'une faible perméabilité ou d'un indice d'érodabilité élevé. Le Tableau 31 présente les indices d'érodabilité déduits et comparés avec les résultats dérivés de l'équation du facteur d'érodabilité K (Latreille et al. 1993). Pour ce faire, la valeur centrale de la classe a été retenue pour le pourcentage en argile, en limon, en sable et en matière organique. Les codes de structure et de perméabilité ont été établis avec les données pédologiques et non selon les codes proposés par Cook et al. (1985). L'érodabilité est considérée comme faible (f) si $K<0,04$, modérée (m) si $K=0,04-0,08$ et élevée (e) pour $K>0,08$. Les résultats d'érodabilité sont similaires pour 10 unités sur 12. Les différences proviennent d'une différente pondération de la structure et la perméabilité entre les deux modèles.

L'évaluation de la vulnérabilité des sols au ruissellement et à l'érosion hydrique combine la capacité intrinsèque des sols à minimiser les risques de pertes et l'influence du mode et de

[32] Il influence les pertes par dénitrification et par évaporation.

la période d'épandage. L'annexe 16 présente les résultats par scénario. L'unité DU3jncqr présente le plus de risques quel que soit le scénario d'épandage. L'enfouissement du lisier reste une mesure préventive intéressante pour les sols à faible perméabilité comme l'unité PV5. L'épandage par rampe en post levée limite également les risques par ruissellement. Ces deux pratiques permettraient d'élever d'une classe (classe 2 à 1) les unités HY3, PI3 et PV5. Cette classification permet d'estimer les superficies à risque élevé (classe 3) à 40 ha sur 18 217 ha évalués.

Tableau 31. Classification de l'érodabilité et de la vulnérabilité aux pertes par ruissellement

Unité	Indice d'érodabilité	Facteurs limitants	Facteur K	Facteurs limitants	Vulnérabilité aux pertes par ruissellement	Facteurs discriminants
AC1	faible		0,021 (f)		1	
AI3	faible		0,024 (f)		1	
BC4n	faible		0,044 (m)	structure et perméabilité	1	
CO	faible		d.m.		1	
DA2	faible		0,013 (f)		1	
DU3jncqr	élevée	texture (LLi)	d.m.		3	sol mince et pente
HY3	élevée	texture (LLi)	0,033 (f)		2	érodabilité
JI3m	faible		0,025 (f)		1	
JS2	faible		0,019 (f)		1	
PI3	modérée	texture (LS), % sable très fin	0,049 (m)	% sable très fin et limon	2	érodabilité
PV5	modérée	structure	0,023 (f)		2	érodabilité
RS2	faible		0,035 (f)		1	
TH1b	faible		0,011 (f)		1=.6,2=.4	pente
UB4	faible		0,008 (f)		1	

Classes d'érodabilité : faible (f), modérée (m), élevée (e)
Classes de vulnérabilité: faible (1), modérée (2), élevée (3).

La difficulté d'évaluer la capacité "intrinsèque" des sols devient évidente lors de l'enquête auprès des experts. Pour la plupart des experts questionnés, les facteurs climatiques et anthropiques[33] influencent grandement la vulnérabilité à l'érosion hydrique. Concernant les caractéristiques de sol retenus, la pente devenait un facteur contraignant entre 3 à 10%. Le degré de développement de la structure utilisée dans le modèle présente des classes

[33]Notamment la rotation des cultures, les résidus végétaux laissés au champ, le travail du sol.

trop imprécises pour certains et varie au cours de la saison et selon les facteurs anthropiques. Toutefois, la perméabilité, la pente et la texture ont été généralement retenus comme facteurs discriminants ainsi que le degré de saturation en eau de la couche de surface, facteur variant selon la saison d'épandage, donc fixe pour un type d'utilisation donné.

6.2.3 Vulnérabilité aux pertes par lessivage

Les facteurs limitants sont le mauvais drainage, la faible capacité de rétention de l'eau et la vitesse d'infiltration de l'eau pour plusieurs séries. Les séries présentant une couche imperméable ou de faible perméabilité sont les moins vulnérables. La capacité de rétention des cations (complexe adsorbant) s'avère un facteur peu discriminant, mais le drainage et la capacité de rétention de l'eau le sont. Le Tableau 32 résume les résultats obtenus sans scénario et avec les scénarios retenus.

Tableau 32. Classification de la vulnérabilité aux pertes par lessivage

Unité	lessivage sols non drainés	lessivage sols drainés	Facteurs limitants	Pr	Pre	Été	Aut
AC1	3	3	capacité de rétention de l'eau	3	3	2	3
AI3	***3***	***2***	perméabilité et faible CEC	3	3	2	3
BC4n	1	1		2	2	1	2
CO	1	1		2	2	1	2
DA2	3	3	perméabilité et rétention de l'eau	3	3	2	3
DU3jncqr	1	1		2	2	1	2
HY3	***3***	***2***	perméabilité et faible CEC	3	3	2	3
JI3m	1	1		2	2	1	2
JS2	3	3	capacité de rétention de l'eau	3	3	2	3
PI3	***3***	***2***	drainage, capacité de rétention de l'eau et des cations	3	3	2	3
PV5	1	1		2	2	1	2
RS2	***3***	***2***	perméabilité et faible CEC	3	3	2	3
TH1b	3	3	capacité de rétention de l'eau	3	3	2	3
UB4	2	1	perméabilité	3	3	1	3

Classes de vulnérabilité : faible (1), modérée (2), élevée (3)
Printemps non enfoui (Pr), printemps enfoui (Pre), Automne (Aut)

Huit unités cartographiques sur quatorze présentent des risques élevés de pertes par lessivage. Les risques diminuent si les sols drainés artificiellement (pour cinq unités), mais ils augmentent les risques de pollution des eaux de surface, l'eau des drains s'y rendant plus

rapidement (Côté 1994). Au printemps et à l'automne, les séries présentant une couche imperméable sont moins vulnérables. L'épandage d'été (Été) diminue les risques de lessivage en raison du faible risque de saturation en eau du sol. Selon cette évaluation, les risques de lessivage sont un facteur limitant pour l'épandage dans un contexte de contrôle de la pollution de l'eau souterraine pour la région étudiée (gleysols mal drainés). Ainsi, selon l'utilisation des sols drainés et sans scénarios d'épandage 2800 ha présentent peu de risques de lessivage, 7 660 ha des risques modérés et 7 800 ha des risques élevés (annexe 17).

Sur cette question, la logique et les critères utilisés variaient d'un expert à l'autre (capacité d'adsorption du profil, potentiel de recyclage des cultures, bilan hydrique). Il appert que la texture et la CEC sont des caractéristiques importantes pour l'évaluation des risques de lessivage. Selon certains, la texture permettait de déduire la perméabilité et la capacité de rétention de l'eau et la CEC, le risque de saturation en éléments nutritifs des sites d'adsorption. Toutefois, les résultats démontrent l'avantage de travailler à partir du concept de série et que la texture ne suffit pas. En effet, les sols de l'unité UB4, bien qu'argileux, sont très perméables et présentent certains risques de lessivage (modérés) alors que les sols de la série PV5 présentent de faibles risques (Tableau 32).

Certains experts ont également soulevé que le lessivage ne devrait pas être utilisé comme critère diagnostique puisque la concentration en nitrates de la solution du sol est plutôt liée aux antécédents culturaux et que le bilan hydrique est similaire pour une région et une culture données. Toutefois, il ressort que les sols sableux présentent plus de risques que les loams, et que les sols argileux sont les moins vulnérables au lessivage.

6.3 Risques de débalancement nutritif

L'estimation des risques de débalancement nutritif demeure importante pour le contrôle de la pollution des eaux, sous l'hypothèse que les éléments non prélevés par les plantes et non retenus par le sol se retrouvent tôt ou tard dans les eaux. Ce débalancement découle d'une application d'engrais beaucoup plus importante que le prélèvement (théorique) par la plante. Bien que la fertilité des séries, en termes de teneur en NPK, soit variable d'une série à l'autre (Nolin et al. 1989), la prise en compte de certaines caractéristiques inhérentes

du sol permet l'estimation d'indices de fertilité (texture, CEC, capacité de rétention du phosphore). Tel que vu précédemment, la déduction de la CEC à partir de la texture et la teneur en matière organique corrobore bien avec les données mesurées des rapports pédologiques (voir annexe 12). L'estimation de la fertilité en K corrobore aux données issues des enquêtes pédologiques, sauf pour quatre unités qui variaient d'une classe, ce qui présentait peu d'impact sur l'estimation des risques de débalancement nutritif (annexe 3 et Tableau 33).

L'évaluation de la capacité de rétention en phosphore a été comparée avec les classifications suggérées par Giroux et Tran (1985) et Tran et al. (1988) pour les unités cartographiques (12) dont les teneurs en Al_{ox} étaient disponibles dans la base de données provenant des études pédologiques. Huit unités sur douze corrèlent bien avec l'une ou l'autre des classifications proposées comme le montre l'annexe 18.

L'estimation de la contribution du sol en azote (N) aux plantes, la fertilité en potassium (K) ainsi que les risques de débalancement en azote, phosphore (P) et potassium sont compilés dans le Tableau 33, selon l'hypothèse que 100% des besoins en azote du maïs sont comblés (150 kg/ha) (Tableau 18) et pour les scénarios sur sols drainés et épandage au printemps et à l'été.

Tableau 33. Risques de débalancement en NPK

Unité	Fertilité en N	Risques de débalancement en N[a]	Fertilité en K	Risques de débalancement en K[a]	Capacité de rétention du P	Risques de débalancement en P[a]
AC1	faible	1	faible	1	élevée	1
AI3	modérée	1	modérée	1	faible	1
BC4n	élevée	3	faible	3	modérée	3
CO	très élevée	3	très faible	3	faible	3
DA2	modérée	1	faible	1	faible	1
DU3jncqr	faible	3	faible	3	élevée	3
HY3	faible	1	modérée	1	faible	1
JI3m	modérée	1	modérée	1	modérée	2
JS2	faible	1	faible	1	faible	2
PI3	faible	3	faible	3	modérée	3
PV5	élevée	1	très élevée	3	modérée	1
RS2	faible	1	faible	1	faible	1
TH1b	faible	1	faible	1	élevée	2
UB4	élevée	1	très élevée	3	modérée	3

Classes de risques : faible (1), modéré (2), élevé (3)

Les risques de débalancement nutritif ou de surfertilisation en azote et en potassium dépendent de l'aptitude des sols à supporter la production de maïs. Les unités BC4n, CO, DU3jncqr et PI3 présentent des risques élevés pour cette raison. L'épandage d'automne présente surtout des risques pour l'azote compte tenu de sa mobilité dans les sols et de l'absence de couvert végétal. Les unités PV5 et UB4 étant plus fertiles en potassium présentent également des risques malgré leurs bonnes aptitudes à produire. Certains résultats reflètent les observations de Tabi et al. (1990) sur les unités surfertilisées en P (TH1b) et en K (PV5, UB4).

6.4 Classification globale des terres selon leurs aptitudes à recevoir des engrais de ferme

La classification des sols agricoles selon leur capacité à recevoir des engrais de ferme (lisier de porc) englobe essentiellement l'évaluation de la productivité potentielle et celle des risques de pertes. Sur la base d'une évaluation utilisant l'ensemble des critères présentés ci-haut, il est possible de déduire que les sols non drainés n'offriraient qu'une faible aptitude à recevoir du lisier de porc (tous classées 3 et 4). Sur les sols drainés, l'épandage au prin-

temps de lisier non enfoui est également restrictif. Les unités JI3m et PV5 présentent des risques modérés pour l'épandage au printemps de lisier enfoui et des risques élevés pour les autres unités. La classification des sols drainés artificiellement et le ou les facteurs déterminants la classe figurent à l'annexe 19. Ces résultats, s'ils devaient déterminer les niveaux d'épandage, diminueraient substantiellement les superficies disponibles pour l'épandage. Toutefois, une amélioration de la gestion des terres et des pratiques d'épandage permettrait de changer la classification.

Tableau 34. Estimation des superficies agricoles par classe d'aptitude à recevoir des engrais de ferme

Risques de pollution des eaux (sans potentiel de recyclage)			Risques en tenant compte du potentiel de recyclage par le maïs		
Classe	**Unités carto.**	**Superficie totale**	**Classe**	**Unités carto.**	**Superficie totale**
1	BC4n		**1**	JI3m	**36 hectares**
	CO			UB4	**(0.2%)**
	JI3m	**541 hectares**	**2**	AI3	
	UB4	**(3%)**		HY3	
2	AI3			PV5	**9725 hectares**
	HY3			RS2	**(54%)**
	PI3		**3**	AC1	
	PV5	**9807 hectares**		BC4n	
	RS2	**(54%)**		DA2	
3	AC1			DU3jncqr	
	DA2			JS2	**7874 hectares**
	DU3jncqr			TH1b	**(43.5%)**
	JS2	**7869 hectares**	**4**	CO	**582 hectares**
	TH1b	**(43%)**		PI3	**(3.2%)**

Classes d'aptitudel apte (1), moyennement apte (20, peu apte (3), inapte (4).

Les critères d'évaluation des risques de pertes par volatilisation et de débalancement nutritif sont fortement liés à des facteurs externes au sol (climatiques et anthropiques). En les ignorant, et en ne retenant que l'évaluation des risques de pertes par ruissellement et par lessivage, quatre unités présentent de faibles risques de pertes vers les eaux de surface et souterraines, cinq présentent des risques modérés et quatre des risques élevés. Le tableau 34 présente l'estimation des superficies par classe selon les risques de pollution des eaux (ruissellement et lessivage) et de l'évaluation du potentiel de recyclage par le maïs sans tenir compte des scénarios d'épandange.

Si on tient compte de l'aptitude des sols à produire le maïs, les superficies réceptrices de classe 1 diminuent de 2.8%). Il ressort de cette analyse que 43% de la superficie totale évaluée présentent des risques élevés de pertes d'éléments nutritifs vers les eaux de surface ou souterraines. Concernant les 54% des sols classés moyens, certaines pratiques agricoles peuvent minimiser les risques perçus. *Par conséquent, les superficies réceptrices diminueraient d'environ du tiers par rapport à l'évaluation faite à partir d'un bilan agronomique.*

Toutefois, la capacité de réception du territoire varierait de la façon suivante si on tient compte du mode et de la période d'épandage ainsi que de la dose appliquée. Au printemps et à l'automne, 12% de la superficie évaluée présente des risques modérés et 84,5%, des risques élevés. À l'été, les risques sont faibles à modérés pour 97% de la superficie. Selon les critères diagnostiques retenus, on peut conclure que l'épandage en post levé par rampe est le moins dommageable pour les eaux de surface et souterraines. Par contre, le fait de satisfaire 100 % des besoins en azote du maïs au printemps entraîne des risques élevés de pertes. Pour sa part, l'épandage d'automne présente des risques élevés même si le lisier est enfoui.

L'application de la grille d'interprétation proposée par Hall (1976) à notre problématique fait ressortir son faible pouvoir discrimant. En effet, la grille de Hall classerait 100% de la superficie totale comme moyenne. Les résultats sont similaires en utilisant celle de McRae et Burnham (1981) : 54% classée moyenne et 46% présentant des risques élevés. Par contre, en calculant le Soil Potentiel Index (SPI) selon Heidlage et Shingleton (1984), 74% des superficies présentent un bon potentiel de réception, 23% un potentiel moyen et 3% serait à éviter. L'évaluation du SPI exige la prise en compte de l'aptitude des sols à soutenir une culture alors que les résultats diffèrent légèrement avec ou sans ce critère dans le modèle ALES proposé et selon l'échantillon de sols retenus pour l'analyse. En effet, si les superficies des unités inaptes à la production étaient plus importantes, le résultat serait grandement affecté. L'annexe 20 présente ces résultats des systèmes d'interprétation de Hall et McRae et Burnham.

Tableau 35. Estimation des superficies agricoles par classe d'aptitude selon différents scénarios d'épandage[a]

Printemps[b] et automne			Été post levé		
Classe	**Unité**	**Superficie totale**	**Classe**	**Unité.**	**Superficie totale**
2	JI3m		1	JI3m	**36**
2	PV5	**2 243**	1	UB4	**(0,2 %)**
2	UB4	**(12,3 %)**	2	AC1	
3	AC1		2	AI3	
3	AI3		2	DA2	
3	BC4n		2	HY3	
3	DA2		2	JS2	
3	DU3jncqr		2	PV5	**17 554**
3	HY3		2	RS2	**(96,8 %)**
3	JS2		2	TH1b	
3	RS2	**15 392**	3	BC4n	**45**
3	TH1b	**(84,5 %)**	3	DU3jncqr	**(0,3 %)**
4	CO	**582**	4	CO	**582**
4	PI3	**(3,2 %)**	4	PI3	**(3,2 %)**

[a]Sur sols drainés, [b]Enfoui et non enfoui

Classes d'aptitudel apte (1), moyennement apte (20, peu apte (3), inapte (4).

L'avantage d'utiliser le cadre de la FAO et l'approche système expert sur des méthodes plus générales consiste en sa flexibilité et sa rapidité quant à l'identification du facteur limitant et la prise en compte de l'effet de mesures correctives sur la classification des sols. Un autre avantage indéniable est la possibilité d'exporter les résultats vers d'autres outils informatiques dont les systèmes d'information à référence spatiale. Ceci permet en plus des possibilités d'analyses spatiales, la réalisation de cartes thématiques telles que les zones vulnérables au lessivage ou à l'érosion hydrique ou offrant un bon potentiel de recyclage par les cultures ou encore des cartes de capacité support face à ce type d'utilisation du sol. Le prochain chapitre aborde l'utilisation du système d'interprétation de données pédologiques en tant qu'outil pour le contrôle de la pollution d'origine agricole.

7. UTILISATION DU SYSTÈME EXPERT

La situation de surplus d'engrais de ferme et la dégradation de la qualité de l'eau sur plusieurs bassins versants québécois démontrent la nécessité d'une rationalisation de l'utilisation des terres agricoles comme lieu de disposition des engrais de ferme. Actuellement, cette rationalisation est de type normatif et nominal. Elle restreint la densité animale permise sur un territoire donné en fonction des superficies disponibles pour l'épandage des déjections animales. Ces superficies sont estimées en considérant uniquement le besoin en azote des diverses cultures qui y sont produites. Pourtant, plusieurs autres facteurs influencent le transport des éléments nutritifs et l'ampleur des problèmes de pollution. Les sols diffèrent dans leur capacité à retenir les éléments nutritifs et à supporter la production d'une culture. La capacité d'assimilation des cours d'eau varie également d'une région à une autre. La méthode actuelle d'évaluer la capacité de réception est contestée tant par les éleveurs comme étant trop restrictive que par la population comme étant inefficace dans le contrôle de la pollution diffuse.

Les organismes publics responsables de la protection de l'environnement cherchent des solutions alternatives de contrôle de la pollution diffuse. Dans le contexte actuel de contraintes budgétaires, ces mesures devront réduire la pollution aux moindres coûts possibles. Par conséquent, un tel mécanisme se doit d'être efficace tant au plan environnemental qu'au plan économique. Il devrait également respecter la volonté et la capacité de payer de toutes les parties concernées (producteurs, utilisateurs de la ressource-eau, organisme public). Dans cet optique, les instruments économiques (taxe, quota ou droit de pollution) présentent, en théorie, un certain intérêt pour l'application du principe pollueur-payeur, où l'utilisateur de l'environnement, en occurrence, ici le producteur agricole, paie en fonction de la pollution que ses activités engendrent[34]. Reste à voir si de tels mécanismes de contrôle sont applicables au secteur agricole et, plus spécifiquement, au contrôle de la pollution des eaux causée par l'épandage des engrais de ferme.

[34]Plusieurs auteurs (Mar 1971, Hahn 1989, Migué et Marceau 1993, Kozloff 1992) ont démontré l'efficacité de ces instruments dans le contrôle de la pollution aux moindres coûts.

Toutefois, des outils d'aide à la prise de décision sont nécessaires, voire indispensables, pour définir, par exemple, un droit d'épandage. En effet, une des difficultés de l'élaboration et de l'application d'un mécanisme de contrôle est d'estimer le niveau optimal de dépollution ou de protection de la ressource. Ce niveau permettrait idéalement d'atteindre les objectifs de qualité de l'eau désirée par la population, tout en assurant la survie du secteur touché par le contrôle. En d'autres termes, les bénéfices attendus du contrôle devraient être supérieurs aux coûts engendrés par la protection de la ressource. Puisque les problèmes de pollution sont souvent locaux, le niveau de dépollution varie selon les régions tant au niveau des activités humaines (utilisation du territoire) que de leur environnement physique distinct (géologie, climat, pédologie, etc.), l'instrument se doit d'être flexible pour tenir compte de ces disparités régionales.

Que ce soit pour l'établissement d'une norme d'épandage, d'une taxe sur les rejets ou d'un droit d'épandage, toute mesure de contrôle de la pollution d'origine agricole exige la définition de la capacité de réception du milieu, soit son aptitude physique à recevoir des charges d'engrais de ferme. Cette définition serait centralisée si elle s'appliquait à l'ensemble de la province, par exemple. Elle serait décentralisée si elle s'appliquait à un bassin versant spécifique et était définie selon les contraintes physiques et sociales observées sur ce bassin.

La vérification de l'applicabilité d'une mesure et son contrôle requiert le développement, l'implantation et le fonctionnement d'un système d'information sur cette capacité de réception. Ce système exige l'identification et le développement de critères déterminant la capacité de réception des terres agricoles en la reliant à la capacité d'assimilation des cours d'eau à protéger. La méthode et le système d'information doivent rencontrer certains critères essentiels à leur efficacité, tels que 1) l'accord de toutes les parties concernées sur les faits (problème de pollution et causes) et sur la méthode d'évaluation suggérée, 2) la flexibilité de cette méthode ainsi que 3) son efficience afin d'optimiser les bénéfices de la dépollution et de réduire les coûts encourus par la mise en oeuvre du mécanisme de contrôle.

C'est dans cet esprit que seront analysés la méthode retenue pour l'évaluation de la capacité de réception et le système expert développé pour l'interprétation des données pédologiques. Dans un premier temps, la méthode utilisée permet-elle une définition satisfaisante

de la capacité de réception? Comment relier la capacité de réception des sols avec la capacité d'assimilation des cours d'eau sur le bassin (qualité de l'eau) et, de ce fait, tenir compte de considérations sociales? Dans quelle mesure le système développé est-il applicable à d'autres régions et à d'autres échelles géographiques?

Le présent travail suggère une classification des sols selon leurs aptitudes physiques à recevoir des engrais de ferme. L'objectif poursuivi était d'intégrer le facteur "sol" dans l'évaluation de la capacité de réception et d'estimer les superficies disponibles pour l'épandage à partir de la classification obtenue. Différents critères diagnostiques ont été identifiés et utilisés à cette fin. Les résultats obtenus ont été présentés au chapitre précédent.

Définition de la capacité de réception

La classification des sols selon leur capacité de réception est déduite à partir de paramètres que les producteurs agricoles peuvent contrôler à l'échelle de leur exploitation. Dans une étude sur l'efficacité de droits de produire pour le contrôle de la pollution diffuse, Kozloff (1992) ont démontré que la définition des droits de produire par rapport à la qualité de l'eau du principal cours d'eau du bassin permet une meilleure prise en compte des facteurs sociaux (tolérance à la pollution, objectif de qualité de l'eau). Par contre, la définition des droits de produire selon la contribution potentielle des parcelles à la pollution des eaux de surface s'est avéré un incitatif efficace pour les agriculteurs[35]. Le facteur discriminant retenu était le potentiel d'érosion des sols[36]. Les principaux avantages relevés sont l'estimation relativement facile de ce potentiel à partir des caractéristiques des sols et l'intérêt accru des producteurs envers le contrôle de la pollution lorsque les droits de produire sont définis à partir de paramètres qu'ils peuvent contrôler à l'échelle de leur exploitation. Aussi, un producteur pourrait contester l'évaluation en produisant un plan de fertilisation intégré certifié par des professionnels reconnus par l'organisme responsable du contrôle de la pollution, tel que le suggère le récent projet de règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole. Cette mesure permettrait de réduire les coûts d'acquisition de données en laissant

[35] Les agriculteurs sont plus incités vers des mesures visant à réduire leurs coûts de production et leur perte en productivité causée par l'érosion des sols que par des mesures visant à réduire les dommages en aval.

[36] Les agriculteurs sont plus incités vers des mesures visant à réduire leur perte en productivité causée par l'érosion de leurs sols que par des mesures visant à réduire les dommages en aval. Les auteurs notent également l'augmentation du coût d'acquisition des données avec la grandeur du bassin, malgré l'économie d'échelle de leur traitement par ordinateur.

aux producteurs la responsabilité de démontrer l'efficacité de leurs efforts envers la protection de l'environnement.

Dans le modèle d'évaluation développé, seul le choix des critères permet un lien avec les considérations sociales d'amélioration de la qualité des eaux et la prise en compte des disparités régionales. Par exemple, le projet de restauration de la rivière Boyer nécessite la protection des frayères d'éperlan arc-en-ciel. Le facteur limitant pour définir la capacité de réception des terres avoisinantes pourrait être l'érosion hydrique. Un pH élevé dû à une forte concentration d'azote ammoniacal dans la partie avale de la rivière Etchemin freine sa réhabilitation en tant que rivière à saumon. Sur cette partie du bassin, la capacité de réception pourrait être définie en fonction des risques de pertes par ruissellement et érosion hydrique et des doses d'azote épandues[37]. De plus, les limites de classe peuvent varier selon les objectifs de qualité de l'eau désirés par la population face à la pollution et l'usage de la ressource eau à récupérer (facteurs politiques et économiques).

D'après les résultats obtenus et comparés à ceux provenant de la littérature et de l'enquête auprès des experts, le système expert développé permet d'évaluer la capacité de réception de façon satisfaisante selon les résultats obtenus de l'échantillon. De même, l'échelle utilisée (1:20 000) permet d'atteindre des résultats fiables en raison de la précision des données compte tenu de la densité d'échantillonnage requise à cette échelle[38]. Ainsi, l'adaptation du cadre d'évaluation des terres de la FAO pour classifier les sols en fonction de leur capacité à supporter les activités d'épandage pourrait satisfaire à la fois les producteurs agricoles et les besoins du responsable du contrôle de la pollution. L'utilisation d'un système expert, tel que proposé dans ce travail, permettrait d'identifier rapidement les facteurs limitants et de reclasser les sols en fonction des mesures correctrices apportées par le producteur. Par contre, il importe que les terres à l'intérieur d'une même classe soient similaires quant à la sévérité des limitations, mais non selon le type de limitations.

Compte tenu des contraintes socio-économiques actuelles, la méthode utilisée permet de cibler rapidement les zones à risque et les mesures d'atténuation efficaces en utilisant des données actuellement disponibles et par l'évaluation de différents scénarios d'épandage.

---

[37] Environnement Shooner inc., Étude de préfaisabilité sur la réintroduction du saumon dans la rivière Etchemin, 1993.

[38] La superficie minimale visible à cette échelle est d'environ 2 ha alors qu'à l'échelle de 1:50 000, elle est d'environ 12,5 ha (Coen 1987).

Par contre, dans le présent travail, la définition de la capacité de réception du milieu s'arrête à l'aptitude intrinsèque des sols. Elle fournit un portrait à partir de caractéristiques relativement stables des sols. Elle permet d'estimer, sous forme d'évaluation de risques, les impacts à long terme de l'épandage annuel d'engrais de ferme ou du drainage des terres agricoles. Aussi, ce type d'évaluation ne peut tenir compte des cinétiques des éléments dans les sols (activité des micro-organismes, cycle de l'azote et du phosphore). Elle ne tient pas compte de l'évolution de l'utilisation des terres dans l'espace et le temps. Toutefois, il est possible d'imaginer une mise à jour rapide de l'utilisation du territoire (superficies par type de culture) à l'aide d'images satellitaires. Toutefois, l'influence de ces éléments et des facteurs anthropiques est considérée par la définition de types d'utilisation qui permet de simuler des scénarios d'épandage.

Flexibilité de la méthode

Est-ce que les résultats seraient similaires avec l'application du système expert à une autre région québécoise où l'information pédologique est à l'échelle de 1:63 000, comme c'est le cas actuellement pour les régions de Lanaudière et de la Chaudière? Cette question réfère à la flexibilité de l'outil et à son coût d'application. Car à quoi bon développer un outil s'il n'est valide que pour une région et pour une échelle géographique donnée? Un problème inhérent à l'échelle géographique est la confiance avec laquelle les propriétés des sols peuvent être prédites en tout point de la carte.

Ainsi, la transposition du système expert développé à une plus petite échelle (1:63 360) nécessite une vérification sur le terrain de l'information pédologique actuelle sur les unités cartographiques, tout particulièrement dans les Appalaches où la géomorphologie est plus complexe que dans le Bouclier Laurentien. Le degré de généralisation de l'information est naturellement plus élevé qu'à l'échelle du 1:20 000. Le logiciel ALES permet la prise en compte d'unité cartographique composée. Aussi, l'avantage de ALES est qu'il permet de changer facilement les arbres de déduction ou, le cas échéant, de les compléter si les données sont manquantes. Par exemple, la capacité de rétention de l'eau, le drainage, la perméabilité, la teneur en matière organique peuvent être déduites à partir de la texture. Dans les régions plus froides du Québec (au nord du lac St-Pierre), la teneur en matière organique est plus importante en raison d'un taux de minéralisation plus faible. Aussi, les limites de classe devraient changer pour ces régions comme l'ont suggéré les experts consultés.

Par exemple, la classe faible serait <5% de matière organique, la classe modérée de 5 à 8%.

Sur la base des résultats, il est permis d'admettre que le système développé s'appliquerait à une échelle plus générale comme celle du 1:63 360 (cartes pédologiques provinciales). Ainsi, si le sous-ensemble de l'échantillon de sols utilisé dans cette étude (14 unités) permet d'évaluer la pertinence de la méthode, il importe d'appliquer le modèle à l'ensemble des sols du sud-est de la plaine de Montréal afin de vérifier la justesse des observations. Une autre méthode de validation consisterait à appliquer le système expert à un petit bassin versant afin de comparer les résultats avec les données de qualité de l'eau des cours d'eau, d'amont en aval du bassin, et avec les données d'utilisation du territoire (volume d'engrais minéraux utilisés et d'engrais organiques générés, type de culture, nombre d'unités animales, analyses de sol, etc.).

Couplage avec l'analyse spatiale et gestion des surplus

ALES offre une interface avec IDRISI, un système d'information géographique (SIG). Aussi, les résultats de classification pour chaque aptitude et chaque qualité de sol évaluées peuvent être importés dans un SIG, devenir une couche d'information et produire une carte, par exemple, une carte des aptitudes à produire du maïs-grain, une carte de vulnérabilité aux pertes par ruissellement, etc.

En ce qui à trait à la prise en compte de la proximité des plans d'eau, un SIG ou système à référence spatiale permettrait la superposition du réseau hydrographique à la carte de capacité de réception. Pour la gestion des surplus et l'applicabilité d'une politique de contrôle, la superposition du réseau routier à la carte de capacité de réception ferait le lien entre les zones de concentration d'élevage et le milieu récepteur, facteur important puisque la distance entre les lieux d'épandage et la fosse d'entreposage est un facteur économique limitant (temps et carburant). L'analyse spatiale est également intéressante pour la comparaison entre l'offre et la demande de superficies disponibles pour l'épandage d'engrais de ferme et la capacité réceptrice en éléments nutritifs des terres agricoles du territoire étudié.

Autres applications

Cette méthode d'évaluation des terres s'appliquerait également bien, par exemple, à l'évaluation de la valeur foncière en milieu rural. En tenant compte de la productivité potentielle des terres, la valeur foncière ne serait plus évaluée selon la valeur des terres voisines sur le même rang, mais selon la valeur intrinsèque de chaque terre, plus particulièrement à l'échelle du 1:20 000 où les données sont plus précises. Pour une région donnée, l'évaluation économique basée sur la productivité potentielle permettrait d'évaluer et de cibler les types d'utilisation des terres les plus rentables économiquement et environnementalement.

L'évaluation de la productivité potentielle pourrait également servir d'outil pour les systèmes d'assurance récolte actuellement basés sur les rendements moyens annuels par zone agroclimatique. Un système d'échantillonnage aléatoire et les déclarations des producteurs servent à déterminer le remboursement aux producteurs. En période de restriction budgétaire, l'évaluation de la productivité potentielle pourrait permettre de mieux cibler les efforts d'échantillonnage ou encore de pallier aux campagnes d'échantillonnage.

Par l'évaluation de la capacité portante des terres, un système expert développé sur ALES et combiné à un SIG s'appliquerait bien aussi à la problématique d'implantation d'infrastructures telles qu'un corridor de lignes à haute tension ou une route.

Avenues de recherche

Il appert que le développement de systèmes expert pour l'interprétation des données pédologiques à l'aide de ALES est une approche à privilégier à des fins exploratoires (évaluations rapides de scénarios, simulations de politiques) et lorsque certaines données sont manquantes et peuvent être déduites à partir de données plus générales. Aussi, les avenues de recherche pour l'amélioration du système sont la validation des déductions des caractéristiques secondaires telles que 1) la fertilité en potassium de la couche de surface en applicant le modèle à un échantillon plus large de sols, 2) vérifier l'hypothèse du comportement des sols une fois drainés artificiellement ou 3) ajouter les données climatiques à l'arbre de décision de l'aptitude physique des terres à produire du maïs et comparer l'estimation de la productivité potentielle faite à partir des caractéristiques des sols avec les données statistiques de la Régie des assurances agricoles du Québec.

CONCLUSION

L'objectif de ce travail était d'intégrer le facteur "sol" dans l'évaluation de la capacité de réception d'un territoire donné face aux activités d'épandage d'engrais de ferme. Ce travail a permis d'adapter le cadre d'évaluation des terres de la FAO (1976) et le logiciel ALES à une problématique environnementale, telle que le contrôle de la pollution de l'eau en milieu agricole.

Dans les premiers chapitres, l'importance du facteur "sol" dans la définition de la capacité de réception a été démontrée. En effet, le mouvement de l'eau sur et dans les sols gouverne les pertes d'éléments vers les eaux souterraines et de surface, pertes dont l'ampleur dépend de plusieurs processus physiques et biochimiques. La texture et la stratigraphie des sols commandent ce mouvement de l'eau d'où le choix d'évaluer indirectement la capacité de réception des sols à partir des séries de sols. La disponibilité des données pédologiques sous forme de rapports et de cartes a également motivé ce choix. Au Québec, on retrouve des études pédologiques publiées à différentes échelles : 1:20 000 (plaine de Montréal), 1:63 360 (presque la totalité du Québec méridional) et 1:1 000 000 (cartes de pédo-paysage).

L'approche système expert a été retenue en raison de sa flexibilité et de la précision des données disponibles en classe. Le système expert a été développé à l'aide du logiciel ALES spécifiquement conçu pour l'évaluation des terres selon le cadre proposé par la FAO. ALES permet, entre autres, l'exploitation de données classifiées ordinales ou nominales. L'échantillon regroupait quatorze unités cartographiques représentatives de la diversité des sols de la plaine de Montréal. L'information pédologique utilisée provient des rapports et cartes publiés récemment à l'échelle du 1:20 000. L'abondance, la précision et la fiabilité de l'information contenue dans ces rapports ont permis de valider les modèles de déduction des caractéristiques secondaires avec les données observées ou mesurées en laboratoire. La culture et le fertilisant organique retenus pour l'étude était le maïs et le lisier de porc.

Dans la méthode d'évaluation proposée, la définition de la capacité de réception consiste à une évaluation environnementale de deux composantes. La première estime le potentiel

de recyclage des éléments nutritifs épandus par les cultures à partir de l'aptitude des sols à supporter la production d'une culture donnée. Ainsi, l'estimation des rendements potentiels a permis de déduire la quantité d'éléments (NPK kg/ha) potentiellement prélevés par le maïs. La deuxième composante s'appuie sur l'évaluation des risques de pertes à l'environnement des éléments nutritifs contenus dans le lisier de porc. L'hypothèse retenue était que 100% des besoins en azote du maïs serait comblé par le lisier (150 kg/ha). Parmi les critères utilisés, l'évaluation des risques de pertes par ruissellement et par lessivage définit le mieux les risques environnementaux spécifiquement reliés aux sols. Les risques de pertes par volatilisation dépendent en grande partie de facteurs externes au sol. Les risques de débalancement nutritif sont reliés non seulement à l'aptitude du sol à produire une culture, mais ils sont également fortement influencés par des facteurs anthropiques. Aussi, les risques de pertes par volatilisation et ceux de débalancement nutritif n'ont pas été intégrés dans le modèle global d'évaluation de l'aptitude des terres à recevoir des engrais de ferme. Toutefois, ils peuvent servir de guide pour la gestion rationnelle des épandages. L'approche utilisée permet toutefois d'évaluer différents scénarios par la définition de types d'utilisation des terres.

Les unités cartographiques ont été classifiées en fonction de cette capacité sur la base des qualités permanentes et des caractéristiques des terres. Environ 55% de la superficie couverte par ces séries était apte à moyennement apte à recevoir des engrais de ferme. Le reste de la superficie présentait des risques environnementaux élevés (43%) ou était inapte (3%). Ces résultats sont comparables à ceux obtenus en utilisant une grille d'interprétation destinée à évaluer l'aptitude des terres à l'installation de champs d'épuration. Par contre, ils étaient plus pessimistes sur les superficies disponibles que les résultats obtenus avec le SPI. L'avantage de la méthode est qu'elle permet d'évaluer l'impact du mode et de la période d'épandage sur la capacité de réception.

L'enquête auprès des experts a permis de conclure que la logique du système expert développé traduisait bien leur conception des risques environnementaux. Il aurait été souhaitable que le modèle construit sur ALES soit sous forme de démo. Alors, les experts auraient pu commenter non seulement la méthode mais également la facilité et la flexibilité de l'outil informatique et explorer de façon plus approfondie, peut-être, les résultats à l'aide de la fonction explicative de ALES. Toutefois, dans l'ensemble, les résultats de l'enquête et de la

comparaison avec des résultats tirés de la littérature permettent de conclure que la logique, traduite sous forme d'arbres de décision, représente l'avis des experts.

Le système expert permet d'estimer rapidement la capacité de réception d'un territoire face aux activités d'épandage de lisier de porc. Par contre, sa validation demande une comparaison des résultats de la productivité potentielle avec des donnés statistiques sur les rendements de la région d'étude et une application sur un petit bassin versant agricole. D'une part, la précision obtenue avec le degré de généralité qu'offre l'utilisation de moyennes pourrait être vérifiée, notamment au niveau des données climatiques et de rendements moyens utilisés dans le modèle pour l'évaluation des rendements potentiels. La prise en compte de la diversité des cultures (céréales, fourrages, vergers et autres), des types d'engrais de ferme utilisés et des diverses gestions des sols est essentielle pour l'estimation du recyclage potentiel des éléments nutritifs par les cultures sur un territoire donné. Ceci nécessite la disponibilité des superficies en culture pour chaque type de culture. Dans quelle mesure la prise en compte des diverses gestions du sol influence les pertes à l'environnement? Reste à se demander si la classification des sols serait différente avec l'ajout de ces paramètres et si le coût associé à leur prise en compte est justifié.

En utilisant les données actuellement disponibles sur la qualité de l'eau de certains tronçons de rivière, l'application à un petit bassin agricole permettrait d'établir le lien entre la classification obtenue et la qualité de l'eau du cours d'eau tel que discuté au chapitre précédent. Si les données sont disponibles, la définition de la capacité de réception pourrait, bien entendu, être raffinée à l'aide de modèles mathématiques comme la contribution des épandages à la concentration en nitrates de l'aquifère ou l'évaluation des risques d'érosion des sols. L'utilisation d'un SIG améliore également les possibilités du système ALES en permettant l'analyse spatiale et la production de cartes thématiques.

Il ressort de cette étude que le système développé s'avère un outil intéressant d'aide à la prise de décision. Il permet la prise en compte des disparités régionales, facteur important d'équité et d'efficacité dans l'élaboration et l'application de politiques tant environnementales qu'agricoles. Aussi, le choix d'un mécanisme de contrôle et son applicabilité peuvent être vérifiés rapidement. Le système permet également une analyse économique de différents scénarios d'épandage et des mécanismes de contrôle.

BIBLIOGRAPHIE

Anonyme (1973). *Soil Survey, San Diego Area, California*, USDA, Soil Conservation Service and Forest Service, pp. 31-39.

--- (1987). *Valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales, Guide de bonnes pratiques*. Ministère de l'Environnement du Québec.

Anonyme (1994). *Grilles de référence en fertilisation.* Conseil des productions végétales du Québec, M.A.P.A.Q. (Éd). 4ième édition. Agdex 540Montréal, Québec. 91p.

Anonyme (1990). *Guide de fertilisation.* Association des Fabricants d'engrais du Québec (Éd). 3ième édition. Montréal, Québec. 139 p.

Banton, O., S. Jordana et M. Larocque (1993). *Fèces, logiciel d'évaluation du bilan environnemental des fertilisants organiques, Manuel de l'utilisateur.* Rapport scientifique (version préliminaire). Ste-Foy, INRS-Eau.

Barber, S.A. (1984). *Soil Nutrient Bioavailability, A Mechanistic Approach.* New York, John Wiley & Sons, pp.39-41.

Baril, R.W. (1986). Historique de la pédologie, de la classification et de la cartographie des sols au Québec. Dans: *Actes du colloque sur la rétrospective de la recherche sur les sols au Québec*, (Cahier de l'ACFAS no. 37), M.C. Nolin (éd.), pp.3-24. Chicoutimi. Québec.

Beauchamp, E.G. (1986). Availability of Nitrogen from Three Manures to Corn in the Field. *Can. J. Soil Sci.* 66: 713-720.

--- (1983). Response of Corn to Nitrogen in Preplant and Sidedress Applications of Liquid Dairy Cattle Manure. *Can. J. Soil Sci.* 63: 377-386.

Beauchamp, E. G., G.E. Kidd et G. Thurtell (1982). Ammonia Volatilization from Liquid Dairy Cattle Manure in the Field. *Can. J. Soil Sci.* 62: 11-19.

Bernard, C. (1990). La conservation de l'eau par la gestion des sols. Dans: *Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole*, Conseil des productions végétales du Québec (éd.), pp. 181-195. Québec, 12-13 février. Québec: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

--- (1988). Érosion hydrique et pollution diffuse. *Agrosol.* 1 (1): 21-29.

Bouchard, S. C. Emond, G. Gangbazo, P. Vallée et M. Vallières (1987). La problématique de la gestion environnementale du lisier de porc. *70ème Congrès canadien de chimie,* Québec.

Bouma, J. et A.K. Bregt (1989). *Land Qualities in Space and Time.* Pays-Bas, Pudoc Wageningen, 352 p.

Brady, N.C. (1974). *The Nature and Properties of Soils.* New York, MacMillan Publishing Co., 639 p.

Breeuwsma, A. J.H.M. Wösten, J.J. Vleeshouwer, A.M. van Slobbe et J. Bouma (1986). Derivation of Land Qualities to Assess Environmental Problems from Soil Surveys. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 50: 186-190.

Burrough, P.A. (1986). *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment.* Oxford, U.S.A, Clarendon Press,194 p.

Campbell, C.A., Y.W. Jame et G.E. Winkleman (1984). Mineralization Rate Constants and their Use for Estimating Nitrogen Mineralization in some Canadian Prairie Soils. *Can. J. Soil Sci.* 64: 333-343.

Chénard, F. et M.C. Nolin (1987). L'interprétation agronomique des données pédologiques: définitions et concepts. Dans: *Journée d'information scientifique sur l'interprétation agronomique des données pédologiques*, M. C. Nolin et M. Mélançon (éds) pp.22-35. Québec, 27 octobre. Québec: Conseil des productions végétales du Québec, M.A.P.A.Q.

Chisholm, P.S., R.W. Irwin et C.J. Acton (1984). Interpretation of Soil Drainage Groups from Soil Taxonomy - Southern Ontario. *Can. J. Soil Sci.* 64: 383-393.

Cipra, J.E., O.W. Bidwell, D.A. Witney et A.M. Feyerherm (1972). Variations with distance in selected fertility measurements of pedons of Western Kansas Ustoll. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 36: 111-115.

Clay, D.E., G.L. Malzer et J.L. Anderson (1990). Ammonia Volatilization from Urea as Influenced by Soil Temperature, Soil Water Content, and Nitrification and Hydrolysis Inhibitors. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 54: 263-266.

Coen, G.M. (éd.) (1987). *Manuel de prospections pédologiques.* Vol.1. CRT Contr. no. 85-30. Direction générales de la recherche. Agriculture Canada.

Collectif (1991). *Qualité des sols dans le contexte canadien-1988*, CRT Contr. no 89-12. Ottawa, S.P. Mathur, et C. Wang (éds). Agriculture Canada, 73 p.

Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ) (1982). *Rapport du colloque sur les fumiers.* (Agdex 538). Québec: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Comité d'experts sur la prospection pédologique d'Agriculture Canada (1987). *Le système canadien de classification des sols.* Direction générale de la recherche. Publication 1646. 170 p.

Comité d'experts sur la prospection pédologique d'Agriculture Canada (1982). *Système d'information des sols au Canada (SISCan), Manuel de description des sols sur le terrain.* (IRT Contrib.no.82-52). Ottawa, Agriculture Canada, 109 p.

Cook, D.J., N.T. Dickinson et R.P. Rudra (1985). *GAMES: Guelph model for evaluating the effects of agricultural management sytems on erosion and sedimentation - user's manuel.* Ontario, School of Engineering, University of Guelph.

Côté, D. (1994). Des recherches sur la fertilisation avec les engrais de ferme. *Le producteur de lait québécois.* 14 (6): 18-21.

--- (1992). Optimisation de la valeur fertilisante dans le système cultural. Dans: *Colloque sur la gestion des fumiers, Rien ne se perd, rien ne se crée*, Conseil des productions végétales du Québec, pp. 215-247. Drummondville, 20-21 octobre. Québec:Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Côté, D., M. Giroux et A.N'dayegamiye (1991). Étude de la fertilisation du maïs en postlevé avec du fumier solide de bovin laitier: faisabilité et critères d'efficacité. *Agrosol.* 4 (2): 33-38.

Côté, D. (1989). Le travail minimum du sol en relation avec la conservation des sols et la productivité. *Agrosol.* 2 (1): 56-57.

Culley, J.L.B., P.A. Philipps, F.R. Hore et N.K. Patni (1981). Soil Chemical propreties and Removal of Nutrients by Corn Resulting from Different Rates and Timing of Liquid Dairy Manure Applications. *Can. J. Soil Sci.* 61: 35-46.

Dales, J. H. (1968). Land, Water, and Ownership. *Can. J. Econ.* 1 (4): 791-804.

De Jong, R., C.A. Campbell et W. Nicholaichuk (1983). Water Retention Equations and their Relationship to Soil Organic Matter and Particle Size Distribution for Disturbed Samples. *Can. J. Soil Sci.* 63: 291-302.

Denholm, K.A. (1987). *Soil Potential Ratings for Grain-corn and Barley production in Richelieu County, Québec.* Mémoire de maîtrise. Ste-Foy, Université Laval. 145 p.

Dent, D. et A. Young (1981). *Soil Survey and Land Evaluation.* London, George Allen & Unwin, 278 p.

Doucet, R. (1992). *La science agricole.* Eastman, Québec, Éditions Berger. 699 p.

Dowry, R.H., A.L. Page et A.C. Chang (1991). Management of Agricultural Land Receiving Watewater Sludges. Dans: *Soil Management for sustainability*, R. Lal et F.J. Pierce (éds) pp.85-94. Ankeny, Iowa, U.S.A.: Soil and Water Conservation Society.

Drury, C.F. et E.G. Beauchamp (1991). Ammonium Fixation, Release, Nitrification, and Immobilization in High- and Low-Fixing Soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 55: 125-129.

Dumanski, J., J.B. Boisvert, C. Onofrei (1987). L'évaluation des terres par l'estimation des rendements de cultures. Dans: *Journée d'information scientifique sur l'interprétation agronomique des données pédologiques*, M. C. Nolin et M. Mélançon (éds) pp.64-84. Québec, 27 octobre. Québec: Conseil des productions végétales du Québec, M.A.P.A.Q.

FAO (1976). *Cadre pour l'évaluation des sols.* Rome, ONU. 64 p.

Ferguson, R.B., D.E. Kissell, J.K. Koelliker et W. Basel (1984). Ammonia Volatilization from Surface Applied Urea: Effect of Hydrogen Ion Buffering Capacity. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 48 (3): 578-582.

Fortin, R., M. Couture, L. Ménard et G. Parent (1992). État de la situation de la gestion des surplus par bassin. Dans: *Colloque sur la gestion des fumiers, Rien ne se perd, rien ne se crée*, Conseil des productions végétales du Québec (éd.), pp. 324-356. Drummondville, 20-21 octobre. Québec: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Gangbazo, G., A. R. Pesant, D. Cluis et J. P. Charest (1992). Effets des pratiques conventionnelles d'épandage du lisier de porc et des engrais minéraux sur la charge de nitrates dans les eaux de ruissellement et de drainage. Dans: *Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluents d'élevage au Québec*, Ministère de l'Environnement du Québec, pp. 27-34. L'Hotel Québec, 9-10 septembre 1992. Québec

Gangbazo, G. (1991). *Effets des évènements hydrologiques sur les pertes d'azote et de phosphore suite à l'épandage de lisier de porc.* Thèse de doctorat, Ste-Foy, INRS-Eau.

Gangbazo, G. et J. Buteau (1985). *Analyse de la gestion des fumiers dans le bassin versant de la rivière Chaudière, État de la situation et éléments de solution*. Québec, Ministère de l'Environnement du Québec.

Giroux, M. (1993). La fertilisation rationnelle des cultures. *Colloque sur la gestion de l'eau "L'eau de demain, quel héritage laisserons-nous?"*. Conseil des productions végétales du Québec (éd.), pp.117-138. Ste-Hyacinthe, 20-21 avril. Québec:Ministère de l'Alimentation, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Giroux, M., M. Rompré, D. Carrier, P. Audesse et M. Lemieux (1992). Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec. *Agrosol*. 5 (2): 46-55.

Giroux, M. (1991). Effet de différents systèmes culturaux sur l'évolution à long terme des propriétés biologiques, la fertilité et la production des sols. *Agrosol*. 4 (2): 7-15.

--- (1988). La pollution diffuse par les nitrates. *Agrosol*. 1(1): 35-39.

Giroux, M. et T.S. Tran (1989). La fertilisation azotée intégrée des céréales. *Agrosol*. 2 (1): 19-26.

--- (1985). Évaluation du phosphore assimilable des sols acides avec différentes méthodes d'extraction en relation avec le rendement de l'avoine et les propriétés du sol. *Can. J. Soil Sci.* 69: 47-60.

Grimard, Y. (1990). Qualité générale de l'eau au Québec. Dans: *Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole*, Conseil des productions végétales du Québec (éd.), pp.24-36. Québec, 12-13 février. Québec: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Hahn, R.W. (1989). *A Primer on Environmental Policy Design*. New York, Harwood Academic Publishers. 135 p.

Hall, G.F., L.P. Wilding, et A.E. Erickson (1976). Site Selection Considerations for Sludge and Watewater Applications on Agricultural Land. *Res. Bull. Ohio Agric. Res. Dev. Center.* No. 1090, 2.1-2.8

Heidlage, R.F., L.C. Shingleton (1984). Soil Potentials for Wate Disposal. *Soil Surv. Horizons. 25(1): 18-23*

Huisingh, D., L. Martin, H. Hilger et N. Seldman (1986). *Proven profits from pollution prevention: Case studies in resource conservation and waste reduction.* Washington, Institute for local self-reliance, 316 p.

Izuno, F.T., C.A. Sanchez, F.J. cole, A.B. Bottcher et D.B. Jaones (1991). Phosphorus concentrations in drainage water in the Everglades Agricultural Area. *J. Environ. Qual.* 20 (3): 608-619

Keeney, D. R. (1983). Transformation and Transport of Nitrogen. Dans: *Agricultural Management and Water Quality,* F.W. Schaller, et G.W. Bailey (éds), pp. 48-64. Ames, Iowa State University Press.

Kozloff, K.E.A. (1992). Microtargeting the Acquisition of Cropping Rights to Reduce Nonpoint Source Water Pollution. *Water Resour. Res.* 28 (3): 623-628.

Lagacé, R. (1978). Le ruissellement à l'origine des débits. Dans: *6ème Colloque de Génie rural*, Université Laval, Québec, 21 p.

Lal, R. (1985). A Soil Suitability Guide for Different Tillage Systems in the Tropics. *Soil Till. Res.* 5: 179-196.

Lalonde, Girouard, Letendre et Ass. Ltée (1990). *Analyse de la situation des surplus de lisier de la région de la La Yamaska.* (Rapport final). Québec: Ministère de l'Environnement du Québec.

Lamontagne, L. (1991). *Étude pédologique du comté de St-Hyacinthe (Québec).* Ste-Foy, Équipe pédologique du Québec, Agriculture Canada. Contr. no. 89-25, 2 volumes.

Lamontagne, L. et M.C. Nolin (1990). *Étude pédologique du comté de Verchères (Québec).* Ste-Foy, Équipe pédologique du Québec, Agriculture Canada. Contr. no. 87-92, 2 volumes.

Latreille, A., W. Smoragiewicz et A. Boutard (1993). La pollution agricole diffuse: une évaluation pour la grande région de Montréal. *Sci. Techn. Eau.* 26 (2): 103-107.

Larsen, D.P., D.R. Dudley et R.M. Hughes (1988). A Regional Approach for Assessing Attainable Surface Water Quality: An Ohio Case Study. *J. Soil Water Conserv.* 43 (2): 171-176.

Lein, J.K. (1993). Applying Expert Systems Technology to Carrying Capacity Assessment: a Demonstration Prototype. *J. Environ. Manage.* 37: 63-84.

Lemelin, M., R. Fillion et T.L. Simard (1992). La gestion de l'alimentation du porc: un moyen efficace de réduction des effluents et du volume de lisier. Dans: *Colloque sur la gestion des fumiers, Rien ne se perd, rien ne se crée*, Conseil des productions végétales du Québec (éd.), pp. 63. Drummondville, 20-21 octobre. Québec: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Levin, S.A. (1992). The Problem of Patern and Scale in Ecology. *Ecology.* 73 (6): 1943-1967.

Lok, S.C. et M. Phipps (1981). Calculating Indices of Land Suitability for agricultural Crops: An Interactive Numerical Technique. *J. Soil Water Conserv.* 36(6): 351-354.

Mar, B.W. (1971). A System of Discharge Rights for the Management of Water Quality. *Water Resour. Res.* 7 (5): 1079-1086.

Marshall, I.B., J. Dumanski, E.C. Hoffman et P.G. Lajoie (1979). *Soil capability and land use in the Ottawa urban fringe.* Ottawa, Land resource Research Institute, Research Branch, Agriculture Canada, 59 p.

Martel, Y.A. et M.R. Laverdière (1976). Facteurs qui influencent la teneur de la matière organique et les propriétés d'échange cationique des horizons Ap des sols de grande culture du Québec. *Can. J. Soil Sci.* 56: 213-221.

Martin, A. et M.C. Nolin (1991). *Étude pédologique du comté de Chambly (Québec).* Ste-Foy, Équipe pédologique du Québec, Agriculture Canada.Contr. no. 89-26, 2 volumes.

McKeague, J.A., C. Wang et G.M. Coen (1986). *Describing and interpreting mineral soils- a premilary report*, (LRRI Contrib. no.84-50). Ottawa, Agriculture Canada, 47 p.

McRae, S.G. et C.P. Burnham (1981). *Land Evaluation.* New York, Oxford University Press. 239 p.

Migué, J.L. et R. Marceau (1993). Pollution Taxes, subsidies and Rent Seeking. *Can. J. Econ.* 26 (2): 355-365.

Miller, M.H. (1990). Impact of Nutrient Use in Crop Production on Water Quality. Dans: *Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole*, Conseil des productions végétales du Québec (éd.), pp. 139-149. Québec, 12-13 février. Québec: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Moons, D. E., S. Ulansky, S.C. Jeck et B. Stennes (1994). *Abbotsford Aquifer Agriculture Information System Pilot Study*, Colombie Britannique. Agriculture Canada.

Mount, H.R. et D. Chase (1984). *Soil potential ratings for corn silage and grass legume hay, Cheshire County, New Hampshire.* Cheshire County Conservation District, U.S.Department of Agriculture, 35 p. et annexes.

Myers, R.J.K., C.A. Campbell et K.L. Neier (1982). Quantitative Relationship Between Net Nitrogen Mineralization and Moisture Content of Soils. *Can. J. Soil Sci* 62 (1): 111-124.

N'dayegamiye, A. et D. Côté (1989). Effect of Long-Term Pig Slurry and Solid Cattle Manure Application on Soil Chemical and Biological Propreties. *Can. J. Soil Sci* 69: 39-47.

Nelson, D.W. et T. J. Logan (1983). Chemical Processes and Transport of Phosphorus. Dans: *Agricultural Management and Water Quality*, F. W. Schaller et G. W. Bailey (éds), pp. 65-91. Ames: Iowa State University Press.

Nolin, M.C. et M.J. Caillier (1992a). La variabilité des sols. 1- Composantes et causes. *Agrosol.* 5 (1): 15-20.

--- (1992b). La variabilité des sols. 2- Quantification et amplitude. *Agrosol.* 5 (1): 21-32.

--- (1992c). La variabilité des sols. 3- Stratégies d'échantillonnage. *Agrosol.* 5 (2): 69-76.

Nolin, M.C., M.J. Caillier et C. Wang (1991a). Variabilité des sols et stratégie d'échantillonnage dans les études pédologiques détaillées de la plaine de Montréal. *Can. J. Soil Sci.* 71: 439-451.

Nolin, M.C., L. Lamontagne et A.Martin (1991b). Esquisse géopédologique du sud-est de la plaine de Montréal. *Agrosol.* 4 (2): 44-57.

Nolin, M.C. et L. Lamontagne (1991). Fiabilité d'une étude pédologique détaillée réalisée en terrain plat. *Can. J. Soil Sci.* 71: 339-353.

Nolin, M.C., C. Wang et M.J. Caillier (1989). Fertility Grouping of Montréal Lowlands Soil Mapping Units Based on Selected Soil Characteristics of the Plow Layer. *Can. J. Soil Sci.* 69: 525-541.

Novais, R. et E.J. Kamprath (1978). Phosphorus Supplying Capacities of Previoulsy Heavily fertilized Soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 42: 931-935.

Novotny, V et G Chesters (1981). *Handbook of Nonpoint Source Pollution, Sources and Manangement.* New York, Van Nostrand Reinhald. pp.1-24.

Pesant, A. (1990). Ruissellement et érosion des surfaces cultivées. Dans: *Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole*, Conseil des productions végétales du Québec (éd.), pp. 89-96. Québec, 12-13 février. Québec: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Piché, I. et G. Gangbazo (1992). Incidence des tas de fumier sur les eaux de surface et les organismes benthiques. Dans: *Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluents d'élevage au Québec*, Québec: Ministère de l'Environnement du Québec.

Pierzynski, G.M. et T.J. Logan (1993). Crop, Soil and Management Effects on Phosphorus Soil Test Level. *J. Prod. Agric.* 6 (4): 513-520.

Pionke, H.B. et H.M. Kunish (1992). Phosphorus status and content of suspended sediment in a Pennsylvania watershed. *Soil Sci.* 153 (6): 452-462.

Prato, T. et H. Shi (1990). A Comparison of Erosion and Water Pollution Control Strategies for an Agricultural Watershed. *Water Resour. Res.* 26 (2): 199-205. 34.

Primeau, S. (1993). Notions générales sur la pollution de l'eau au Québec. *Colloque sur la gestion de l'eau "L'eau de demain, quel héritage laisserons-nous?"*, Conseil des productions végétales du Québec (éd.), pp.21-28. Ste-Hyacinthe, 20-21 avril. Québec:Ministère de l'Alimentation, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Rémy, C. (1990). L'intelligence artificielle: nature, langages, outils. *Micro-systèmes.* 147-152.

Riquier, J., D.L. Bramao et J.P. Cornet (1970). *A new system of soil appraisal in terms of actual and potential productivity.* Rome, FAO.

Robert, L. (1992). Caractérisation et variabilité des engrais de ferme. *Colloque sur la gestion des fumiers*, Conseil des productions végétales du Québec (éd.), p. 203. Drummonville, 20-21 octobre. Québec: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Robert, P.C., R.H. Rust et W.E. Larson (éds) (1992). *Soil Specific Crop Management, A Workshop on Research and Development Issues*, pp. 248-249. Sheraton Airport Inn, Minneapolis, April 14-16, 1992. Madison, Wisconsin, U.S.A.: American Society of Agronomy.

Ross, G.J. et C. Wang (1993). Extractable Al,Fe,Mn,and Si. Dans: *Soil Sampling and Methods of Analysis*, M.R. Carter (éd.), pp. 239-240. Canadian Society of Soil Sciences, Agriculture Canada. Ontario: Lewis Publisher.

Rossiter, D.G. et A.R. Van Wambeke (1993). *ALES, Automated Land Evaluation System, ver 1.0.* Ithaca, New York, Cornell University, 152 p.

Sharpley, A.N., T.C. Daniel et D.R. Edwards (1993). Phosphorus Movement in the Landscape. *J. Prod. Agric.* 6 (4): 492-500.

Schoumans, O.F., B.A. Marsman et A. Breeuwsma (1989). Assessment of Representative Soil Data for Phosphate Leaching. Dans: *Land Qualities in Space and Time*, J. Bouma et A.K. Bregt (éds), Wageningen, 22-26 août 1988. Pays-Bas: Pudoc Wageningen. 352 p.

Simard, R.R. (1992). Interdépendance des fumures minérales et organiques. Dans: *Colloque sur la gestion des fumiers*, Conseil des productions végétales du Québec (éd.), pp. 249. Drummonville, 20-21 octobre. Québec: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Simard, R.R., D. Cluis et G. Gangbazo (1993). Animal unit density and P loads in soils of the Beaurivage watershed. *Can. J. Soil Sci.* 73(4): 653

Simard, R.R. et A. N'dayegamiye (1993). Nitrogen-mineralization Potential of Meadow Soils. *Can. J. Soil Sci.* 73: 27-38.

Simard, R.R. et C. Lapierre (1990). Les propriétés des sols importantes pour la rétention des agents polluants. Dans: *Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole*, Conseil des productions végétales du Québec, pp. 169-176. Québec, 12-13 février. Québec: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Simoneau, M. (1993). Qualité des eaux du bassin de la rivière des Hurons de 1979 à 1991. *Colloque sur la gestion de l'eau "L'eau de demain, quel héritage laisserons-nous?"*, Conseil des productions végétales du Québec (éd.), (ajout). St-Hyacinthe, 20-21 avril. Québec:Ministère de l'Alimentation, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Sims, J.T. (1993). Environmental Soil Testing for Phosphorus. *J. Prod. Agric.* 6 (4): 501-507.

Smit, B., M. Briklacich, J. Dumanski, K.B. MacDonald et M.H. Miller (1984). Integral Land Evaluation and its Application to Policy. *Can. J. Soil Sci.* 64 (4): 467-479.

Statbec (1989). *Étude sur la gestion des surplus de lisier -Version Préliminaire.* Rapport présenté au Ministère de l'Environnement du Québec. 32 p.

Tabi, M. et al. (1990). *Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec, Région 6, Richelieu, St-Hyacinthe*, Québec, Ministère de l'agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, 119 p..

Tang, H., E. Van Ranst et C. Sys (1992). An Approach to Predict Land Production Potential for Irrigated and Rainfed Winter Wheat in Pinan County, China. *Soil Technol.* 5: 213-224.

Taylor, C.R. (1975). A Regional Market for Rights to Use Fertilizer as a Means of Achieving Water Quality Standards. *J. Environ. Econ. Manage.* 2: 7-17.

Thornley, S. et A.W. Bos (1985). Effects of Livestock Wastes and Agricultural Drainage on Water quality. *J. Soil Water Conserv.* 40 (1): 173-175.

Tisdale, S.L. et W.L. Nelson (1975). *Soil Fertility and Fertilizers.* New York, MacMillan Publ.Co., 694 p.

Tran, T.S. (1990). Relation entre les propriétés du sol et la disponibilité du phosphore à la plante. *Agrosol.* 3 (1): 7-12.

Tran, T. S. (1988). Acidification des sols du Québec. *Agrosol.* 1 (1): 31-34.

Tran, T.S., M. Giroux et A. N'dayegamiye (1992). Utilisation rationnelle des fumures azotées minérales: aspects agronomiques et environnementaux. *Agrosol.* 5 (2): 18-25.

Tran, T.S. et R.R. Simard (1992). Comparaison entre les méthodes de résine échangeuses d'ions et les méthodes chimiques usuelles pour déterminer la disponibilité du phosphore des sols. *Agrosol.* 5 (1): 44-49.

Tran, T. S., J.C. Fardeau et M. Giroux (1988). Effects of soil properties on plant availale phosphorus. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 52: 1383-1390.

Tran, T.S. et M. Giroux (1985). Comparaison de différentes méthodes d'extraction du P assimilable en relation avec les propriétés chimiques et physiques des sols du Québec. *Can. J. Soil Sci.* 65: 35-46.

Truman, C.C., G.J. Gaskho, J.G. Davis et R.D. Wauchope (1993). Seasonal Phosphorus Losses in Runoff from a Coastal Plain Soil. *J. Prod. Agric.* 6 (4): 507-513.

Vallée, P. (1989). La valorisation des déjections animales. *Conférence pour la corporation des agronomes de la région des cantons de l'Est*, 15 février. Ministère de l'Environnement du Québec.

van Lanen, H.A.J., Hack-ten Broeke, J. Bouma et W.J.M. de Groot (1992a). A mixed qualitative/quantitative physical land evaluation methodology. *Geoderma*. 55: 37-54.

van Lanen, H.A.J. et F.A. Wopereis (1992b). Computer-captured expert knowledge to evaluate possibilities for injection of slurry from animal manure in the Netherlands. *Geoderma.* 54: 107-124. 61.

van der Zee, S.E.A.T.H. et van Riemsdijk (1986). Sorption Kinetics and Transport of Phosphate in Sandy Soil. *Geoderma*. 38:293-309

Vink, A.P.A. (1975). *Land Use in Advancing Agriculture*. New York, Springer-Verlag, 394 p.

Wang, C. et D.R. Coote (1981). *Classes de sensibilité des terres agricoles à l'action prolongées des précipitations acides dans l'est du Canada, Communication no. 98*. Ottawa, Agriculture Canada.

Western, S. (1978). *Soil Survey Contracts and Quality Control*. Oxford, Clarendon Press, pp.1-7.

Wu, P., J.B.Braden et G.V. Johnson (1989). Efficient Control of Cropland Sediment: Storm Event Versus Annual Average Loads. *Water Resour. Res.* 25 (2): 161-168.

Yergeau, M. (1988). *Loi sur la qualité de l'environnement, texte annoté*. Québec, Société québécoise d'information juridique, 1109 p.

Yin, Y. et J.T. Pierce (1993). Integrated Resource Assessment and Sustainable Land Use. *Environ. Manage.* 17 (3):

Ziegler, D. et M. Heduit (1991). *Engrais de ferme, valeur fertilisante, gestion, environnement*. Paris, ITP, ITCF et ITEB.

ANNEXES

Annexe 1. Facteurs pédologiques limitants définis selon trois degrés de sévérité du système ITC modifié[1]

MAJEUR	MODÉRÉ	MINEUR
T': Pentes (< 100 m) plus abruptes que 15 % affectant la capacité de travail de la machinerie et nécessitant des mesures de protection contre l'érosion hydrique. Pentes — Points 15-25 % (-2) 25-50 % (-3) 50-75 % (-4) 75-100 % (-5) >100 % (-6)	T: Pentes de 10 à 15 % interférant légèrement avec l'utilisation de la machinerie agricole et nécessitant quelques pratiques spéciales anti-érosives.	t: Pentes de 6 à 9 % n'interférant pas avec l'utilisation de la machinerie agricole mais causant une érosion hydrique légère et/ou un manque d'uniformité dans la distribution de l'humidité, la germination de la semence et la croissance des plantes. Lorsqu'utilisé entre parenthèses (t), les pentes ne sont pas considérées dans le classement.
V': Variations répétitives dans le drainage de deux ou plusieurs classes de drainage à l'intérieur d'un cycle de moins de 50 m et ayant une amplitude de 1 m et plus. Le drainage varie généralement de rapide au sommet des ondulations à pauvre dans les dépressions. Dans les sols sableux, l'érosion éolienne est quelquefois un problème au sommet de l'ondulation.	V: Variations répétitives dans le drainage d'une classe de drainage à l'intérieur d'un cycle de plus de 50 m et ayant une amplitude de moins de 1 m du sommet de l'ondulation au creux de la dépression. Le drainage varie généralement de bien à imparfait.	v: Toute variation (répétitive ou non) du drainage à l'intérieur de très courtes distances (<100 m) résultant en un manque d'uniformité visible de la culture. Utilisé avec W', W et w ou M', M et m comme modificateur pour indiquer des variations de drainage à l'intérieur des unités cartographiques.
W': Humidité excessive ou drainage très pauvre généralement causé par la formation d'étang, au suintement ou à un sous-sol imperméable. L'humidité excessive peut atteindre la surface et persister suffisamment pour asphyxier les plantes. Les plantes subissent fréquemment des dommages mortels causés par la formation de glace en surface durant la saison froide.	W: L'humidité ou le drainage mauvais à imparfait sur des terrains plats à légèrement ondulés. Se rencontre normalement sur des sols argileux ou sur des sols poreux reposant sur un substratum plat imperméable.	w: Humidité périodique ou drainage imparfait sur des terrains en pente. Se rencontre au milieu et en bas de pente des sols morainiques avoisinant les crêtes morainiques.
FACTEURS PÉDOLOGIQUES LIMITANT LA CAPACITÉ DE PRODUCTION OU D'EXPLOITATION DES SOLS ORGANIQUES		
E': Épaisseur du matériau organique inférieure à 60 cm (Of) ou à 40 cm (Om ou Oh) sur un substratum minéral argileux amorphe ou sur un till compact.	E: Épaisseur du matériau organique inférieure à 60 cm (Of) ou à 40 cm (Om ou Oh) sur un substratum minéral sableux ou loameux friable ou entre 40 ou 60 et 120 cm sur un substratum minéral argileux amorphe ou sur un till compact.	e: Épaisseur du matériau organique allant de 60 à 120 cm (Of) ou de 40 à 120 cm (Om ou Oh) sur un substratum minéral sableux ou loameux friable ou entre 120 et 160 cm sur un substratum minéral argileux amorphe ou sur un till compact.
L': Matériaux contenant plus de 50 % de fragments de bois (>10 cm) ou de linaigrette dans les 80 premiers centimètres de la zone de contrôle.	L: Matériaux contenant entre 25 et 50 % de fragments de bois ou de linaigrette dans les 80 premiers centimètres de la zone de contrôle ou plus de 50 % au-dessous des 80 premiers centimètres de la zone de contrôle.	l: Matériaux contenant entre 10 et 25 % de fragments de bois (>10 cm) ou de linaigrette dans les 80 premiers centimètres de la zone de contrôle ou entre 25 et 50 % au-dessous des 80 premiers centimètres de la zone de contrôle.

[1]Adapté de Marshall et al. (1979), Martin et Nolin, Étude pédolgique du comté de Chambly, 1991, pp.237-238

MAJEUR	MODÉRÉ	MINEUR
D': Sol massif, faible structure et/ou consistance ferme à très ferme dans la couche de labour et dans le sous-sol causant une aération insuffisante, une absorption et une distribution lente de l'humidité. Le sol de surface est difficile à cultiver, la préparation du lit de semence requiert des travaux spéciaux et en conditions humides, la capacité portante du sol est faible.	D: Sol massif, faible structure, et/ou consistance ferme causant une aération et une faible pénétration des racines, principalement dans le sous-sol.	d: Mauvaise structure causant des problèmes mineurs d'aération et de perméabilité de l'eau.
F': Bilan nutritif et capacité d'échange cationique très faible causés par une très faible quantité de matière organique et/ou par un faible contenu en argile; débalancement nutritif très sévère résultant de la forte acidité (pH <4,5) ou alcalinité (pH >7,6) dans la couche de labour.	F: Taux de matière organique faible et/ou faible contenu en argile induisant un bilan nutritif faible et/ou un débalancement nutritif modéré; acidité (pH 4,5-5,5) ou alcalinité (pH 7,4-7,6) de la couche de labour restreignant la croissance de certaines plantes.	f: Débalancement nutritif mineur, manque de matière organique et réaction légèrement acide (pH 5,5-5,8) ou alcaline (pH 6,8-7,4) affectant seulement quelques plantes. Besoin en chaux modéré.
I': Inondation fréquente de durée prolongée (>5 jours) durant la saison de végétation; les inondations causées par les débordements printaniers dans la plaine d'inondation ne sont pas considérées ici.	I: Inondation occasionnelle de courte durée (<5 jours) ce qui élève la nappe phréatique pour une longue durée (>5 jours).	i: Inondation occasionnelle, très brève (1 jour) et nappe phréatique très élevée et affectant seulement les plantes à racines profondes comme la luzerne. Souvent utilisé avec W' pour indiquer la possibilité d'inondation locale.
M': Manque d'humidité dans les sols sableux à graveleux bien à excessivement drainés exigeant de l'irrigation pour la production normale de culture sous des conditions de température moyenne. De tels sols sont exposés à l'érosion éolienne lorsque non irrigués et non protégés par de la végétation, des brise-vent ou une culture en bande.	M: Manque d'humidité dans les sols bien à excessivement drainés, constitués de sable loameux et de loam sableux grossier, de même que dans les sols constitués de loam sableux fin et loam, sous-jacent à un matériel sableux ou graveleux. Sans irrigation, les rendements des cultures peuvent être économiquement acceptables en saison normale à humide, mais non en saison sèche.	m: Manque d'humidité dans les sols bien drainés constitués de loam sableux fin ou loam, spécialement ceux ayant un substratum de texture fine. De bonnes pratiques de conservation de l'humidité du sol permettent des rendements acceptables sous des conditions climatiques moyennes.
P': Sols suffisamment pierreux pour augmenter suffisamment les difficultés de travail du sol, de semis et de récolte. Pierrosité 3 Points (-2) Pierrosité 4 Points (-3 à -4) Pierrosité 5 Points (-5 à -6)	P: Sols de pierrosité 2 (0,1 à 3 % de la surface) causant une nuisance mineure aux opérations de préparation du sol, de semis et de récolte.	p: Sols de pierrosité 1 (0,1 % de la surface). Ceci s'applique principalement aux sols pierreux sur lesquels des travaux d'épierrement ont été réalisés mais dont l'enlèvement des pierres doit être continué occasionnellement.
R': Le roc consolidé et dur se trouve à moins de 0,5 m avec des affleurements couvrant 10-20 % de la surface Points (-2) 20-50 % de la surface Points (-3) 50-75 % de la surface Points (-4) 75-90 % de la surface Points (-5) >90 % de la surface Points (-6)	R: Le roc consolidé et dur se trouve entre 0,5 m et 1,0 m, avec des affleurements couvrant moins de 10 % de la surface, ou le roc tendre et faiblement consolidé schiste argileux et métamorphique) se trouve entre 30 cm et 1 m avec des affleurements couvrant moins de 20 % de la surface.	r: Le roc consolidé et dur se trouve à plus de 1,0 m, ou le roc non consolidé et tendre (schiste argileux et métamorphique) se trouve entre 50 cm et 1 m affectant la distribution de l'humidité, la pierrosité, etc.

Annexe 2. Position géographique de la région à l'étude dans le Québec méridional

Source : Adapté de Martin et Nolin (1991)

Annexe 3. Caractéristiques de sol des unités cartographiques retenues

Caractéristiques générales des séries de sols et des unités

Série de sol	Unité carto.	Type d'horizon B	Matériau (25-75 cm)	Matériau (75-125 cm)	Pente en 5 classes	Pente en 7 classes	Pierrosité	Profondeur au roc	Roccosité	Famille calcaire
Achigan	AC1	Bh	sableux (>70%)	sableux (>70%)	A (0-3%)	0-0,5%	non pierreux	profond (>100 cm)	non rocheux	non calcaire
St-Aimé	AI3	Bg	loameux	loameux	A (0-3%)	0-0,5%	non pierreux	profond (>100 cm)	non rocheux	faiblement calcaire
Boucherville	BC4n	Bg	till	roc	A (0-3%)	0,5-2%	non pierreux	très mince (20-50 cm)	non rocheux	fortement calcaire
Cousineau	CO	O	organique	argileux (>40%)	A (0-3%)	0-0,5%	non pierreux	profond (>100 cm)	non rocheux	non calcaire
St-Damase	DA2	Bfjg	sableux (>70%)	argileux (>40%)	A (0-3%)	0,5-2%	non pierreux	profond (>100 cm)	non rocheux	non calcaire
Du Mont	DU3jncqr	Bhf	graveleux (>20%)	roc	C (8-15%)	9 à 15%	très pierreux	très mince (20-50 cm)	légèrement rocheux	non calcaire
St-Hyacinthe	HY3	Bg	loameux	loameux	A (0-3%)	0,5-2%	non pierreux	profond (>100 cm)	non rocheux	non calcaire
Ste-Julie	JI3	Bm	till	till	A (0-3%)	0,5-2%	non pierreux	mince(50-100 cm)	non rocheux	non calcaire
Joseph	JS2	Bg	sableux (>70%)	sableux (>70%)	A (0-3%)	0,5-2%	non pierreux	profond (>100 cm)	non rocheux	non calcaire
Pierreville	PI3	Bgf	loameux	sableux (>70%)	A (0-3%)	0,5-2%	non pierreux	profond (>100 cm)	non rocheux	non calcaire
Providence	PV5	Bg	argileux (>40%)	argileux (>40%)	A (0-3%)	0,5-2%	non pierreux	profond (>100 cm)	non rocheux	non calcaire
Ste-Rose	RS2	Bg	loameux	loameux	A (0-3%)	0,5-2%	non pierreux	profond (>100 cm)	non rocheux	non calcaire
St-Thomas	TH1b	Bf	sableux (>70%)	sableux (>70%)	B (3-8%)	5-9%	non pierreux	profond (>100 cm)	non rocheux	non calcaire
St-Urbain	UB4	Bg	argileux (>40%)	argileux (>40%)	A (0-3%)	0-0.5%	non pierreux	profond (>100 cm)	non rocheux	faiblement calcaire

Caractéristiques texturales et chimiques de la couche de surface (A)

Unité	Texture	Classe texturale	Fraction sableuse	Matière organique	Qualificatif textural	Degré de la structure	Calcium éch.	CEC	Potassium éch.	Phosphore ass.	pH-eau
AC1	SFL	1	fin	modérée	aucun	particulaire	très faible	faible	faible	faible	5,5-6,0
AI3	L	3	fin	modérée	aucun	assez structuré	faible	modérée	faible	faible	6,0-6,5
BC4n	LA	4		modérée	aucun	assez structuré	modérée	modérée	faible	faible	6,0-6,5
CO	O	7		ext, élevée	aucun	peu structuré	très élevée	très élevée	très faible	très élevée	0-4,6
DA2	LSF	2	fin	modérée	aucun	peu structuré	faible	faible	modérée	faible	5,5-6,0
DU3jncqr	LLi	3		modérée	très caillouteux	assez structuré	faible	très élevé	faible	faible	5,0-5,5
HY3	LLi	3		faible	aucun	peu structuré	faible	modérée	modérée	très faible	6,0-6,5
JI3m	L	3		modérée	aucun	assez structuré	faible	modérée	modérée	très faible	4,6-5,0
JS2	LSF	2	fin	modérée	aucun	massif ou amorphe	faible	modérée	faible	faible	5,5-6,0
PI3	LSTF	3	fin	modérée	aucun	peu structuré	faible	modérée	faible	très faible	5,5-6,0
PV5	ALi	5		modérée	aucun	peu structuré	modérée	élevée	élevée	faible	6,0-6,5
RS2	LSF	2	fin	modérée	aucun	peu structuré	faible	modérée	très faible	très faible	6,0-6,5
TH1b	SF	1	fin	modérée	aucun	massif ou amorphe	faible	faible	faible	modérée	5,5-6,0
UB4	LLiA	4		modérée	aucun	très structuré	élevée	modérée	très élevée	modérée	6,5-7,3

Limites de classe:

Classes:	Teneur en calcium	CEC	Teneur en K éch,	Teneur en P ass, (Bray-P2)	Teneur en m,o,[a]
très faible	<2,5 cmol/kg	<6 cmol/kg	<0,13 cmol/kg	<45 mg/kg	faible (<1,7%)
faible	2,5-8,5 cmol/kg	6-12 cmol/kg	0,13-0,25 cmol/kg	45-90 mg/kg	modéré (1,7-4%)
modérée	8,5-14,5 cmol/kg	12-25 cmol/kg	0,25-0,44 cmol/kg	90-135 mg/kg	élevé (4-9%)
élevée	14,5-20,5 cmol/kg	25-40 cmol/kg	0,44-0,57 cmol/kg	135-180 mg/kg	très élevé (9-17%)
très élevée	>20,5 cmol/kg	>25 cmol/kg	>0,57 cmol/kg	>180 mg/kg	extrêmement élevé (>17%)

Classe texturale
1: SG,S,SF,STF,SLG,SL,SLF
2: SLTF,LSG,LS,LSF
3: LSTF,L,LLi
4: LSA,LA,LLiA
5: AS,A,ALi
6: ALo
7: Organique

[a] matière organique exprimée en % de C organique

Caractéristiques texturales et chimiques de l'horizon B

Unité	Texture	Classe texturale	Matière organique	Qualificatif textural	Degré de la structure	Calcium éch.	CEC	Potassium éch.	Phosphore ass.	pH-eau
AC1	SF	1	modéré (1-5%)	aucun	massif ou amorphe	faible	modérée	très faible	faible	5,5-6,0
AI3	L	3	très faible	aucun	massif ou amorphe	faible	modérée	faible	modérée	6,5-7,3
BC4n	LA	4	très faible	graveleux	massif ou amorphe	modérée	faible	faible	faible	7,3-7,8
CO	O	7	ext. élevé	aucun	peu structuré	n/d	n/d	n/d	n/d	5,0-5,5
DA2	SF	1	très faible	aucun	particulaire	très faible	très faible	faible	faible	6,0-6,5
DU3jncqr	LLi	3	élevé	très caillouteux	massif ou amorphe	très faible	élevée	faible	très faible	5,0-5,5
HY3	LLiA	4	très faible	aucun	massif ou amorphe	modérée	modérée	faible	modérée	6,5-7,3
JI3m	L	3	faible	graveleux	peu structuré	faible	modérée	faible	très faible	5,0-5,5
JS2	SF	1	très faible	aucun	massif ou amorphe	très faible	très faible	très faible	faible	6,0-6,5
PI3	SLTF	2	très faible	aucun	particulaire	très faible	très faible	très faible	très faible	6,0-6,5
PV5	A	5	très faible	aucun	peu structuré	modérée	élevée	élevée	faible	6,5-7,3
RS2	LSF	2	très faible	aucun	massif ou amorphe	faible	faible	très faible	modérée	6,0-6,5
TH1b	SF	1	faible	aucun	massif ou amorphe	très faible	très faible	très faible	modérée	5,5-6,0
UB4	ALi	5	très faible	aucun	très structuré	élevé	modérée	élevée	modérée	7,3-7,8

Mêmes limites de classe que la page précédente
n/d: non déterminé

Caractéristiques texturales et chimiques de l'horizon C

Unité	Texture	Classe texturale	Matière organique	Qualificatif textural	Degré de la structure	Calcium éch,	CEC	Potassium éch,	Phosphore ass,	pH-eau
AC1	SF	1	très faible	aucun	massif ou amorphe	très faible	très faible	très faible	faible	5,5-6,0
AI3	L	3	très faible	aucun	massif ou amorphe	élevée	faible	modérée	faible	7,8-8,4
BC4n	n/a	n/a								
CO	O	7	très faible	aucun	massif	n/d	n/d	n/d	n/d	7,3-7,8
DA2	ALo	6	très faible	aucun	massif	modérée	modérée	très élevée	faible	6,5-7,3
DU3jncqr	n/a									
HY3	LLiA	4	très faible	aucun	massif ou amorphe	faible	modérée	modérée	faible	6,5-7,3
JI3m	LA	4	n/d	graveleux	peu structuré	faible	modérée	faible	très faible	5,5-6,0
JS2	SF	1	très faible	aucun	massif ou amorphe	faible	faible	très faible	faible	6,5-7,3
PI3	SLTF	2	très faible	aucun	massif ou amorphe	très faible	très faible	très faible	faible	6,5-7,3
PV5	ALo	6	très faible	aucun	massif ou amorphe	modérée	élevée	très élevée	élevée	7,3-7,8
RS2	LSF	2	très faible	aucun	massif ou amorphe	faible	faible	très faible	modérée	6,5-7,3
TH1b	SF	1	très faible	aucun	massif ou amorphe	très faible	très faible	très faible	faible	5,5-6,0
UB4	ALo	6	très faible	aucun	massif	très élevée	modérée	très élevée	très faible	7,8-8,4

Mêmes limites de classe que la page précédente

n/a: non applicable

Caractéristiques affectant le régime hydrique

Unité	Drainage	Profondeur au gley	Risque d'inondation	Perméabilité du A	Perméabilité du B	Perméabilité du C	Réserve en eau utile sur 100 cm (cm)[a]	Ruissellement
AC1	mauvais	25-50 cm	absent	rapide	lente à modérée	rapide	8,5 (mb)	nul
AI3	mauvais	0-25 cm	absent	modérée	modérée	modérée	24 (te)	lent
BC4n	mauvais	25-50 cm	absent	lente	lente		9,7 (mb)	modéré
CO	très mauvais	0 cm	absent	lente	lente	lente à modérée	19 (e)	modérée
DA2	mauvais	0-25 cm	absent	rapide	rapide	lente à modérée	12,4 (m)	nul
DU3jncqr	bien	>100 cm	absent	modérée à rapide	modérée à rapide		3,3 (tb)	rapide
HY3	mauvais	25-50 cm	absent	modérée	modérée	modérée	25,5 (te)	lent
JI3m	imparfait	25-50 cm	absent	modérée	lente à modérée	lente à modérée	13 (m)	lent
JS2	mauvais	0-25 cm	absent	rapide	rapide	rapide	9 (mb)	nul
PI3	mauvais	25-50 cm	présent	modérée à rapide	modérée à rapide	modérée à rapide	9,6 (mb)	très lent
PV5	mauvais	0-25 cm	absent	modérée à rapide	lente à modérée	lente à modérée	23,5 (te)	très lent
RS2	mauvais	25-50 cm	absent	modérée	modérée	modérée	21 (te)	lent
TH1b	bien	75-100 cm	absent	rapide	rapide	rapide	9 (mb)	très lent
UB4	mauvais	25-50 cm	absent	rapide	rapide	rapide	24 (te)	nul

[a]Les données utilisées proviennent par ordre de priorité des rapports pédologiques de Chambly, Richelieu et de St-Hyacinthe (vol,1, chap,5). La réserve en eau utile sur 100 cm est fournie en cm/cm par couche de 25 cm. La classification a été obtenue en cumulant les données par épaisseur [Σ (moyenne de la couche cm/cm * 25 cm)].

Classes de la réserve en eau utile: extrêmement basse, xb (>2,5 cm), très basse, tb (2,5-5,0 cm), basse, b (5,0-7,5 cm), basse à modérée, mb (7,5-10 cm), modérée, m (10-15 cm), élevée, e (15-20 cm) et très élevée, te (>20 cm).

Classes de perméabilité : lente (<0.5 cm/hr), lente à modérée (0.5-5 cm/hr), modérée (5-10 cm/hr), modérée à rapide (10-15 cm/hr), rapide (>15 cm/hr).

Annexe 4. Résultats de l'enquête auprès des experts

Critères diagnostiques utilisés par les experts interrogés

Aptitude ou qualité de sol	Critères utilisés	Nombre d'experts
1. Aptitude physique à la production de maïs-grain	drainage	4/6
	risque d'inondation	3/6
	texture	2/6
	pierrosité	2/6
	UTM	1/6
	structure	2/6
	fertilité	2/6
	érosion	1/6
2. Conditions de mécanisation	capacité portante	3/7
	pente	6/7
	longueur de la pente	1/7
	pierrosité	4/7
	profondeur	1/7
3. Longueur de la saison de croissance (conditions d'ensemencement)	UTM	5/6
	choix de l'hybride	1/6
	précipitations	1/6
	texture	2/6
	drainage	3/6
	perméabilité	4/6
4. Disponibilité en eau	précipitations	3/6
	% m.o.	5/6
	% argile	5/6
5. Estimation des rendements potentiels	texture	3/6
	fertilité	1/6
	structure	3/6
	disponibilité en eau dans le sol	4/6
	disponibilité en oxygène	3/6
	précipitations	4/6
	UTM	1/6
6. Capacité de rétention des éléments du profil	texture (% argile)	6/7
	ordre taxonomique	2/7
	CEC	47
	perméabilité	27
	saturation en eau	3/7
	stade de croissance de la plante	1/7

(Suite page 121)

(suite)

Aptitude ou qualité de sol	Critères utilisés	Nombre d'experts
7. Vunérabilité aux pertes par volatilisation	perméabilité	5/7
	texture	6/7
	période d'épandage	4/7
	mode d'épandage	4/7
	température	2/7
	type de culture	1/7
	indice d'assèchement	2/7
	précipitations (augm. dénitrification)	4/7
8. Érodabilité	texture	4/7
	% m.o.	4/7
	perméabilité	2/7
	structure	6/7
	couvert végétal	3/7
	travail du sol	3/7
	degré de saturation en eau du sol	1/7
9. Vulnérabilité aux pertes par ruissellement	pente	5/7
	pratiques culturales	3/7
	degré de saturation en eau du sol	5/7
	perméabilité	4/7
	couvert végétal	3/7
	texture	1/7
10. Vulnérabilité aux pertes par lessivage	texture	5/7
	perméabilité	5/7
	période d'épandage	3/7
	précipitations	2/7
	travail du sol	2/7
	antécédents culturaux	2/7
11. Contribution du sol en N	% m.o.	4/5
	structure	2/5
	activité microbiologique	2/5
	drainage	1/5
	CEC	1/5
12. Capacité à retenir le phosphore	[Al mehlich III]	3/6
	sol organique	1/6
	texture	5/6
	pH	2/6
13. Risques de surfertilisation	La partie portant sur les risques de surfertilisation a soulevé plus de questions que de réponses. Entre autres, l'utilisation de débalancement nutritif semble plus approprié que surfertilisation. Les commentaires permettent tout de même d'identifier quelques facteurs : le couvert végétal, la capacité de fixation et la période d'épandage.	

[a]Les experts (12) ont répondu selon leur expertise. Ils n'étaient pas tenu de répondre à toutes les questions, c'est pourquoi le nombre de répondants varie d'une question à l'autre (par exemple, 2/7: 2 personnes sur 7 ont choisi ce critère pour classifier les unités cartographiques.

Classification des séries de sols[a]

Aptitude ou qualité de sol	Série de sols / Classe / Unité	Cousineau CO	St-Damase DA2	St-Hyacinthe HY3	Joseph JS2	Providence PV5	St-Thomas TH1b	St-Urbain UB4
1. Aptitude à produire du maïs-grain	Apte	0/4	4/4	4/4	4/4	4/4	4/4	4/4
	inapte	4/4	0/4	0/4	0/4	0/4	0/4	0/4
2. Condition de mécanisation:	aucune limitation	0/3	4/4	4/4	4/4	4/4	4/4	4/4
	limitante	0/3	0/4	0/4	0/4	0/4	0/4	0/4
	très limitante	3/3	0/4	0/4	0/4	0/4	0/4	0/4
3. Longuer de la saison de croissance:	hâtive	0/2	1/4	1/4	1/4	1/4	1/4	1/4
	moyenne	0/2	2/4	2/4	2/4	2/4	2/4	2/4
	tardive	1/2	1/4	1/4	1/4	1/4	1/4	1/4
	très tardive	1/2	0/4	0/4	0/4	0/4	0/4	0/4
4. Disponibilité en eau:	adéquate	2/2	2/5	5/5	2/5	5/5	0/5	5/5
	limitante	0/2	3/5	0/5	3/5	0/5	2/5	0/5
	très limitante	0/2	0/5	0/5	0/5	0/5	3/5	0/5
5. Productivité potentielle (estimation des rendements)	très faible (< 4,8 t/ha)	2/2	0/4	0/4	0/4	0/4	2/4	0/4
	faible (4,8-5,5 t/ha)		0/4	0/4	1/4	0/4	2/4	0/4
	modéré (5,6-6,9 t/ha)		2/4	0/4	2/4	0/4	0/4	0/4
	élevé (7-8 t/ha)		1/4	0/4	1/4	2/4	0/4	1/4
	très élevé (>8 t/ha)		1/4	4/4	0/4	2/4	0/4	3/4

Aptitude ou qualité de sol	Unités	CO			DA2			HY3			JS2			PV5			TH1b			UB4		
	Classe[b] →	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
6. Capacité de retenir les cations	Scénarios ↓	0/4	0/4	4/4	3/5	1/5	1/5	1/5	2/5	2/5	1/5	3/5	1/5	1/5	1/5	3/5	4/5	1/5	0/5	2/5	0/5	3/5
7. Pertes par volatilisation	printemps	0/5	2/5	3/5	1/5	1/5	3/5	1/5	3/5	1/5	1/5	2/5	2/5	1/4	2/4	1/4	1/5	2/5	2/5	1/5	2/5	2/5
	printemps enfoui	1/4	2/4	1/4	4/5	1/5	0/5	5/5			5/5			4/4			4/5	1/5	0/5	4/5	1/5	0/5
	été	1/3	0/3	2/3	1/5	3/5	1/5	2/5	3/5	0/5	2/5	3/5	0/5	2/4	2/4	0/4	2/5	3/5	0/5	2/5	2/5	1/5
	automne	0/4	1/4	3/4	2/5	3/5	0/5	3/5	2/5	0/5	3/5	2/5	0/5	2/5	3/5	0/5	3/5	2/5	0/5	2/5	3/5	0/5
8. Capacité du sol à retenir P	n/a	2/4	0/4	2/4	1/4	2/4	1/4	0/4	3/4	1/4	0/4	2/4	2/4	0/4	3/4	1/4	1/4	1/4	2/4	0/4	3/4	1/4
9. Indice d'érodabilité	n/a	2/4	0/4	2/4	1/4	2/4	1/4	1/4	3/4	0/4	2/4	2/4	0/4	2/4	2/4	0/4	0/3	2/3	1/3	3/4	1/4	0/4
10. Pertes par ruissellement	printemps	1/4	2/4	1/4	2/5	2/5	1/5	1/5	4/5	0/5	2/5	3/5	0/5	1/5	3/5	1/5	1/5	2/5	2/5	1/5	3/5	1/5
	printemps enfoui	4/4			5/5			5/5			5/5			5/5			5/5			5/5		
	été	2/4	1/4	1/4	3/4	0/4	1/4	3/4	1/4	0/4	4/4			2/3			2/3	0/3	1/3	3/4	0/4	1/4
	automne	2/4	2/4	0/4	2/5	3/5	0/5	3/5	2/5	0/5	3/5	2/5	0/5	3/5	2/5	0/5	2/5	1/5	2/5	3/5	2/5	0/5
11. Capacité de rétention du profil	n/a	0/4	0/4	4/4	3/5	1/5	1/5	1/5	2/5	2/5	3/5	0/5	2/5	1/5	1/5	3/5	3/5	1/5	1/5	1/5	0/5	4/5
12. Pertes par lessivage	printemps	1/4	3/4	0/4	1/5	2/5	2/5	2/5	3/5	0/5	0/5	3/5	2/5	1/4	3/4	0/4	0/5	2/5	3/5	3/5	2/5	0/5
	printemps enfoui	2/4	2/4	0/4	1/5	2/5	2/5	2/5	3/5	0/5	1/5	2/5	2/5	1/4	3/4	0/4	1/5	1/5	3/5	4/5	1/5	0/5
	été	3/4	1/4	0/4	3/5	2/5	0/5	4/5	1/5	0/5	3/5	1/5	1/5	3/4	1/4	0/4	2/5	2/5	1/5	4/5	1/5	0/5
	automne	0/4	4/4	0/4	1/5	2/5	2/5	1/5	4/5	0/5	0/5	2/5	3/5	0/4	4/4	0/4	0/5	1/5	4/5	1/5	4/5	0/5

[a]Que sept experts ont rempli le questionnaire tel quel,
[b]Classes : faible (1), modéré (2), élevé (3)
n/a : non applicable

Annexe 5. Modèle d'évaluation de l'aptitude des terres à produire du maïs

Annexe 6. Modèle d'évaluation des conditions de mécanisation

Annexe 7. Modèle d'évaluation des conditions d'ensemencement

Annexe 8. Modèle d'évaluation de l'indice d'érodabilité d'un sol à teneur modérée en matière organique

Annexe 9. Modèle d'évaluation de la vulnérabilité aux pertes par lessivage d'un sol modérément bien drainé

Annexe 10. Classification des risques de débalancement nutritif en P et K

Fertilité du sol[a]	Recommandation[b]	Risques de débalancement nutritif en P et K Dépassement si la dose appliquée[c] est de	
Phosphore (P)	**P_2O_5**	**123 kg P_2O_5/ha**	**58 P_2O_5/ha**
<100 kg/ha	60-120 kg/ha	faibles	faibles
100-200 kg/ha	30-60 kg/ha	modérés	faibles
201-300 kg/ha	20-30 kg/ha	élevés	faibles
301-400 kg/ha	20 kg/ha	élevés	modérés
>400 kg/ha	0 kg/ha	élevés	élevés
Potassium (K)	**K_2O**	**127 kg K_2O/ha**	**75 kg K_2O/ha**
<110 kg/ha	185-205 kg/ha	faibles	faibles
111-225 kg/ha	140-170 kg/ha	faibles	faibles
226-390 kg/ha	80-120 kg/ha	modérée	faibles
391-500 kg/ha	40-60 kg/ha	élevés	faibles
>500 kg/ha	0-20 kg/ha	élevés	modérés

[a]Classes de fertilité des rapports pédologiques de la région de Montréal.
[b]Grilles de référence en fertilisation du CPVQ (1994).
[c]Estimée à partir des indices d'efficacité proposés au Tableau 5.
Classes de risques: moins de 50% de la dose suggérée par rapport à la fertilité du sol : risques faibles, entre 50 et 75% : risques modérés, plus de 75% : risques élevés.

Annexe 11. Modèle d'évaluation de la capacité de rétention du phosphore

Annexe 12. Caractéristiques affectant l'aptitude physiques des terres à produire du maïs-grain

Unité	DR	dr	dr_d	REU	re100	CEC,A	cec_A	CEC,B	cec_B	CEC,C	cec_C	cr_pro
AC1	mal	mal	mod. bien	mod. basse	mod. basse	f	f	m	m	tf	tf	f
AI3	mal	mal	mod. bien	**très élevée**	**élevée**	m	m	**m**	**f**	f	f	f
BC4n	mal	mal	mod. bien	mod. basse	mod. basse	m	m	f	f		n/a	f
CO	très mal	très mal	imparfait	**élevée**	**très élevée**	te	te	n/d	te	n/d	te	f
DA2	mal	mal	mod. bien	modérée	modérée	**f**	**m**	**tf**	**f**	m	f	f
DU3jncqr	bien	bien	bien	**très basse**	**basse**	**te**	**m**	e	e		n/a	m
HY3	mal	mal	mod. bien	**très élevée**	**élevée**	**m**	**f**	**m**	**f**	**m**	**f**	f
JI3m	imparfait	imparfait	bien	modérée	modérée	m	m	**m**	**f**	m	n/a	f
JS2	mal	mal	mod. bien	mod. basse	mod. basse	m	m	**tf**	**f**	f	f	f
PI3	mal	mal	mod. bien	**mod. basse**	**élevée**	m	m	**tf**	**f**	**tf**	**f**	f
PV5	mal	mal	mod. bien	très élevée	très élevée	e	e	e	e	e	e	e
RS2	mal	mal	mod. bien	**très élevée**	**élevée**	m	m	f	f	f	f	f
TH1b	**bien**	**mod. bien**	bien	mod. basse	mod. basse	f	f	**tf**	**f**	tf	tf	f
UB4	mal	mal	mod. bien	très élevée	très élevée	m	m	**m**	**f**	m	m	m

Légende:

DR: Classe de drainage provenant des rapports pédologiques
dr: drainage déduit
dr_d: drainage déduit si les sols sont drainés artificiellement
REU: réserve en eau utile sur 100 cm estimés à partir des données des rapports pédologiques
re100: réserve en eau utile sur 100 cm de sol déduite
CEC,A: CEC du A provenant des rapports pédologiques
cec_A: CEC du A déduite
CEC,B: CEC du B provenant des rapports pédologiques
cec_B: CEC du B déduite
CEC,C: CEC du C provenant des rapports pédologiques
cec_C: CEC du C déduite
cr_pro: capacité de rétention des cations du profil déduite à partir des trois horizons (A, B, C)

tf: très faible
f: faible
m: modérée
e: élevée
te: très élevée
mod, bien: modérément bien drainé
n/d: non disponible
n/a: non applicable

Annexe 13. Qualités des terres affectant la productivité potentielle pour le maïs-grain

	m	Facteur limitant	pl	pl_d	Facteur limitant	de	de_d	Facteur limitant
AC1	1		m	p	drainage	1	2	
AI3	1		m	p	drainage	1	1	
BC4n	1		t	t	couche d'impédence	1	2	
CO	1		t	t	drainage	1	1	
DA2	1		m	h	perméabilité	1	1	
DU3jncqr	3	pierrosité, pente	h	h	couche d'impédence	2	2	épaisseur du sol
HY3	1		m	p	drainage	1	1	
JI3m	1		m	p	drainage	1	2	
JS2	1		m	p	drainage	1	2	
PI3	1		m	p	drainage	1	1	
PV5	1		m	h	perméabilité	1	1	
RS2	1		m	p	drainage	1	1	
TH1b	1=,6,2=,4	pente	p	p		2	2	texture
UB4	1		m	p	drainage	1	1	

Légende:
m: conditions de mécanisation
Classes : (1) aucune limitation, (2) limitante, (3) très limitante
pl: conditions d'ensemencement ou longueur de la saison de croissance
pl_d: idem pour les sols drainés artificiellement
Classes : (p) précoce, (h) hâtive, (m) moyenne, (t) tardive,
de: disponibilité en eau
de_d : idem pour les sols drainés artificiellement
Classes : (1) adéquate, (2) limitante, (3) stress sévère

Annexe 14. Prélèvements en NPK par le maïs-grain et possibilités d'exportation

	Superficie (ha)	Maïs_d (t/ha)	N total[a] (kg/ha)	P total[a] (kg/ha)	K total[a] (kg/ha)	N export,[b] (kg/ha)	P export,[b] (kg/ha)	K export,[b] (kg/ha)
AC1	1653	6,8	189	31	121	132	22	36
AI3	1594	8	223	36	143	156	26	43
DA2	1516	7,2	200	33	128	140	23	39
HY3	5028	8	223	37	143	156	26	43
JI3m	23	6,8	189	31	121	132	22	36
JS2	4312	6,8	189	31	121	132	22	36
PV5	2207	7,2	200	33	128	140	23	39
RS2	896	8	223	36	143	156	26	43
TH1b	348	6,8	189	31	121	132	22	36
UB4	13	8	223	36	143	156	26	43
Total[c]	**17 590**	**121 660**	**3 385 344**	**553 755**	**2 168 736**	**2 367 096**	**393 414**	**651 282**

[a]Prélèvement total potentiel selon CPVQ (1990)
N total = Maïs_d * 27,9 kgN/t
P total = Maïs_d * 4,6 kgP/t
K total = Maïs_d * 17,9 kgK/t
Total régional = ∑(superficie * prélèvement)

[b]Prélèvement par l'épi selon Giroux (1991)
N exportable = Maïs_d * 27,9 kgN/t * 0,70
P exportable = Maïs_d * 4,6 kgP/t *0,70
K exportable = Maïs_d * 17,9 kgK/t *0,30
Total régional = ∑(superficie * prélèvement)

[c]Rendements totaux = ∑(superficie * rendements)

Annexe 15. Classification de la vulnérabilité aux pertes par volatilisation selon les scénarios

Unités	ETA	ETA_dr	Pr	Pre	Été	Aut
AC1	3	1	3	1	2	1
AI3	3	1	3	1	2	1
BC4n	3	2	3	1	2	2
CO	3	1	3	2	2	1
DA2	3	1	3	1	1	1
DU3jncqr	3	1	3	1	2	1
HY3	3	1	3	1	2	1
JI3m	3	1	3	1	2	1
JS2	3	1	3	1	1	1
PI3	3	1	3	1	2	1
PV5	3	2	3	1	1	2
RS2	3	1	3	1	2	1
TH1b	3	1	3	1	2	1
UB4	3	1	3	1	1	1

Classes : faible (1), modérée (2), élevée (3)

ETA: Épandage sur terres agricoles non drainés artificiellement
ETA_dr: idem avec drainage artificiel
Pr: Épandage au printemps, lisier non enfoui
Pre: Épandage au printemps, lisier enfoui
Été: Épandage à l'été en post levé par rampe
Aut: Épandage à l'automne, lisier enfoui

Annexe 16. Classification de la vulnérabilité aux pertes par ruissellement selon les scénarios et estimation des superficies (%)

Unités cartogr.	Superficie	sans scénario	Printemps non enfoui	Printemps enfoui	Été	Automne
AC1	1653	1	1	1	1	1
AI3	1594	1	1	1	1	1
BC4n	5	1	1	1	1	1
CO	500	1	1	1	1	1
DA2	1516	1	1	1	1	1
DU3jncqr	40	3	3	3	3	3
HY3	5028	2	2	1	1	2
JI3m	23	1	1	1	1	1
JS2	4312	1	1	1	1	1
PI3	82	2	2	1	1	2
PV5	2207	2	2	1	2	1
RS2	896	1	1	1	1	1
TH1b[a]	348	1=,6,2=,4	1=,6,2=,4	1	1=,6,2=,4	1=,6,2=,4
UB4	13	1	1	1	1	1

[a]60% de la superficie occupée par cette ubité est classée 1 et 40% classée 2,
Classes : faible (1), modérée (2), élevée (3)

Superficies (%) estimées par classe de vulnérabilité aux pertes par ruissellement

Classe de risques	sans scénario	Printemps non enfoui	Printemps enfoui	Été	Automne
1	59,6	58,8	99,8	86,9	71
2	40,2	40,9	0	12,9	28,8
3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Classes de vulnérabilité : faible (1), modérée (2), élevée (3)

Annexe 17. Superficies (%) estimées par classe de vulnérabilité aux pertes par lessivage

Classe de risques	sols non drainés[a]	sols drainés[a]	Printemps non enfoui[b]	Printemps enfoui[b]	Été[b]	Automne[b]
1	15,2	15,3	0	0	15,3	0
2	0,1	41,7	15,3	15,3	84,7	15,3
3	84,7	43,0	84,7	84,7	0	84,7

[a]sans scénario d'épandage
[b]sur sols drainés
Classes de vulnérabilité : faible (1), modérée (2), élevée (3)

Annexe 18. Capacité de rétention du phosphore

Unités	Al_{ox} %	Capacité de rétention du P	Selon Tran et al, (1988)	Selon Giroux et Tran (1985)[a]	Risques de débalancement nutritif en P[b]
AC1	0,21	élevée		faible	1
AI3	0,07	faible		faible	2
BC4n	0,13	modérée		faible	
CO		faible	faible		
DA2	0,15	faible		faible	2
DU3jncqr		élevée		modérée	
HY3	0,48	faible	faible à modérée	modérée	1
JI3m	0,59	modérée		modérée	1
JS2		faible			2
PI3	0,11	modérée		faible	
PV5	0,36	modérée		modérée	2
RS2	0,16	faible		faible	1
TH1b		élevée			3
UB4	0,21	modérée	modérée	faible	3

[a]Les classes de fixation du P sont faible (<0,3 % Al_{ox}), modéré (0,3-0,6 % Al_{ox}) et élevé (>0,6 % Al_{ox}). Elles ont été établies à partir de données de la couche de surface (A). Ce qui démontre l'influence des horizons inférieurs sur cette couche malgré les pratiques culturales.
Classes de vulnérabilité : faible (1), modérée (2), élevée (3)

Annexe 19. Classification des unités de sols drainésartificiellement selon leurs aptitudes à recevoir des engrais de ferme

Unités	Printemps non enfoui	Printemps enfoui	Été post levé	Automne enfoui
AC1	3l/v	3l	2l/v	3l
AI3	3l/v	3l	2l/v	3l
BC4n	3z/sk/sp/v	3z/sk/sp	3z/sk/sp	3z/sk/sp
CO	4z	4z	4z	4z
DA2	3l/v	3l	2l	3l
DU3jncqr	4z	4z	4z	4z
HY3	3l/v	3l	2l/v	3l
JI3m	3v	2l	2v/sp	2l/sp
JS2	3l/v	3l	2l/sp	3l
PI3	4z	4z	4z	4z
PV5	3v	2l	2r	2l/v
RS2	3l/v	3l	2l/v	3l
TH1b	3l/v	3l	3l/sp	3l
UB4	3v	2l	1	2l

Classes: apte (1), moyennement apte (2), peu apte (3), inapte (4)

z aptitude physique à produire le maïs

m conditions de mécanisation

r vulnérabilité aux pertes par ruissellement

l vulnérabilité aux pertes par lessivage

v vulnérabilité aux pertes par volatilisation

sk risques de débalancement nutritif en potassium

sp risques de débalancement nutritif en phosphore

Annexe 20. Évaluation des unités selon le modèle de Heidlage et Shingleton (1984)

Risques de pertes à l'environnement (pollution des eaux)			Risques en considérant le potentiel de recyclage par le maïs-grain		
Classe	**Unité**	**Superficie totale**	**Classe**	**Unité**	**Superficie totale**
1	AC1		1	AI3	
	AI3			DA2	
	DA2			HY3	
	HY3			JI3m	
	JI3m			JS2	13 369 hectares
	JS2			RS2	(74%)
	RS2	15 370 hectares	2	AC1	
	TH1b	(85%)		PV5	
2	CO			TH1b	4 221 hectares
	PV5	2 720 hectares		UB4	(23%)
	UB4	(14%)	3	BC4n	
3	BC4n			CO	
	DU3jncqr	127 hectares		DU3jncqr	627 hectares
	PI3	(1%)		PI3	(3%)

Classes de risques : faible (1), modérés (2), élevés (3)
Classes de potentiel de recyclage : faible (1), modérés (2), élevés (3)