

PROBLÉMATIQUE ET MÉTHODE DE GESTION DES CHARGES DE PHOSPHORE APPLIQUÉES AUX SOLS AGRICOLES EN PROVENANCE DES ENGRAIS DE FERME

M. GIROUX¹, D. CARRIER¹ ET P. BEAUDET²

RÉSUMÉ

L'accroissement marqué de la teneur en phosphore dans plusieurs sols agricoles du Québec et l'augmentation des concentrations de cet élément dans l'eau des rivières suscitent actuellement plusieurs interrogations sur les causes et les risques associés à ces phénomènes. Dans ce contexte, il importe d'examiner toute la problématique du phosphore dans les sols du Québec, de proposer une approche permettant de restreindre adéquatement les charges de P dans les champs trop riches, d'évaluer les types de ferme ou de production présentant les risques de pollution les plus élevés et de prévoir l'impact de ces mesures sur la production, le surplus d'engrais de ferme ainsi que sur la qualité des récoltes, des sols et de l'eau.

Le présent document sur la problématique des charges de phosphore appliquées au sol en agriculture se veut une réponse à ces questions. Il rend compte de la situation du phosphore dans les sols cultivés du Québec. Il définit et propose des balises de gestion du phosphore qui permettraient aux producteurs d'obtenir à la fois des rendements de qualité et de maintenir dans les sols des charges qui ne soient pas dommageables à l'environnement.

Une méthode permettant d'évaluer à la ferme les risques de perte de phosphore, en considérant les caractéristiques des sols, leur fertilité et le mode de gestion des engrais de ferme, est présentée.

Mots clés : Phosphore, engrais de ferme, fixation P, saturation P, accumulation P, teneur en P des sols.

1. INTRODUCTION

1.1 Problématique agronomique

La valorisation sur les terres agricoles des engrais de ferme comme source d'éléments nutritifs pour les cultures est la pratique la plus courante pour la disposition de ces produits. Les doses, comme pour tout fertilisant, doivent être appliquées rigoureusement en fonction des besoins des cultures, du niveau d'éléments nutritifs dans les sols, du mode de gestion des engrais et de leur valeur fertilisante. On privilégie habituellement la teneur en azote des engrais de ferme pour établir les doses d'application. Il en résulte souvent que les apports en phosphore (P) et potassium (K) sont plus grands que les besoins requis par plusieurs cultures. Cette façon de faire, compte tenu que le P est un élément peu mobile et bien retenu dans le sol, crée un facteur d'enrichissement, élève le niveau de fertilité en P du sol et réduit à la longue le besoin en engrais P des cultures. Il faut donc revoir la base des recommandations d'engrais de ferme à appliquer dans les sols à niveau élevé de fertilité en P. L'utilisation de doses excessives d'engrais minéraux phosphatés pendant plusieurs années a provoqué également des accumulations de P dans les sols de zones de culture intensive de maïs (Tabi et al. 1990).

Il faut savoir à ce sujet que les exportations annuelles en P d'une culture de maïs-grain au Québec varient entre 40 et 70 kg P₂O₅/ha alors que les pratiques de fertilisation de cette culture font souvent état de doses annuelles de 40 à 100 kg P₂O₅/ha sous forme de fertilisants minéraux ou de 100 à 225 kg P₂O₅/ha sous forme de lisier de porcs. L'excédent de P s'accumule dans le sol et atteint à long terme des niveaux excessifs, qui affectent peu la qualité des récoltes mais qui peuvent exercer des effets négatifs, principalement sur la qualité de l'eau. Les très fortes teneurs en P dans les sols provoquent en effet une absorption accrue de P par les plantes sans toutefois atteindre un niveau inquiétant pour les animaux et les humains consommant ces récoltes. Il faut souligner également qu'un niveau excessif de P dans les sols, combiné à des conditions de pH élevé ou des conditions climatiques défavorables (température fraîche) peut entraîner une carence en zinc chez certaines cultures, comme le maïs.

¹ Centre de recherche et d'expérimentation en sol (CRES), MAPAQ, 2700 rue Einstein, Sainte-Foy, Québec, G1P 3W8

² Direction de l'environnement et du développement durable, MAPAQ, 200 Chemin Sainte-Foy, Québec G1R 4X6

1.2 Problématique environnementale

Les études effectuées sur plusieurs rivières du Québec montrent que les teneurs en P excèdent très souvent le niveau critique établi à 0,03 mg P/L (Simoneau 1991, 1993, Primeau et Grimard 1989, 1992 et Robitaille 1994). Elles indiquent aussi que les problèmes environnementaux surviennent surtout dans les régions à surplus d'engrais de ferme (lisiers ou fumiers), dans les zones de culture de maïs (Bernier et al. 1996) et sont reliés principalement aux pertes par érosion (Bernard 1995). Les pratiques agricoles de conservation des sols sont donc de première importance pour réduire les charges de P vers les cours d'eau. Il existe également, dans certaines conditions, un transport par ruissellement et par lessivage sous forme soluble de cet élément vers les plans d'eau (Gangbazo et al. 1995, Heckrath et al. 1995, Cully et al. 1983). Les épandages d'engrais de ferme à l'automne et les niveaux excessifs de P dans les sols accroissent la teneur en P dans les eaux de drainage et de ruissellement (Vinekanandan et Fixen 1990, Laperrière 1990). Il faut également mentionner que les coefficients d'efficacité du P des engrais de ferme étaient plus faibles (20 %) avant 1992 que ceux utilisés actuellement (65 à 80 %). Ceci avait pour effet de comptabiliser peu ces apports de P et souvent de recourir à une double fertilisation organique et minérale provoquant du même coup une augmentation marquée des teneurs en P des sols et un accroissement du risque de perte de P dans les eaux.

2. LE PHOSPHORE DANS LES SOLS

2.1 Caractéristique des sols du Québec et teneur en phosphore

Les sols du Québec ont des propriétés physico-chimiques très variées qui originent de leurs processus de formation et de leur matériau originel respectif, particulièrement en ce qui concerne leur teneur en P, leur capacité de fixation et leur chimie relative à cet élément. Par exemple, les sols argileux de type gleysolique de la plaine du Saint-Laurent contiennent surtout des formes de phosphates calciques et magnésiens ; ils possèdent une capacité de fixation faible à moyenne et un niveau moyen de fertilité naturelle pour le P. Les sols podzolisés des régions laurentiennes et appalachiennes possèdent, pour leur part, une chimie du P dominée par le fer et l'aluminium, une capacité de fixation du P de moyenne à très élevée et un niveau de fertilité naturelle faible en cet élément.

Il est important de tenir compte des caractéristiques intrinsèques des différents sols pour assurer à la fois aux producteurs des rendements économiques optimaux et maintenir dans les sols des charges en P qui ne soient pas dommageables à l'environnement.

Un redressement des teneurs naturelles en P s'impose dans plusieurs sols pauvres considérant les déficiences observées dans les récoltes et les fortes réponses obtenues avec les engrais phosphatés. Ce redressement doit cependant se faire graduellement en respectant les principes agronomiques de la fertilisation des cultures (Barber 1979, Côté et Tran 1995, Dormaar et Chang 1995, Giroux et Tran 1994, N'dayegamiye 1990 et 1995) et être arrêté avant que les charges en P du sol présentent des risques élevés de contamination du milieu.

Une étude conduite dans plusieurs provinces canadiennes et états américains montre que 50 % des sols américains, 48 % des sols ontariens et 59 % des sols de Colombie Britannique présentent des concentrations allant de riches à excessivement riches (Sims 1993). De même, les données relatives au niveau du P des échantillons de sols analysés dans les laboratoires d'analyse du MAPAQ, confirment qu'il y a un accroissement des teneurs en P dans plusieurs régions agricoles. Les régions agricoles 2, 6, 7 et 10 sont celles qui possèdent le plus fort contenu en P disponible (Figure 1). Dans certaines régions, comme la Beauce (région 3), l'analyse du sol indique une teneur en P moyenne, cependant des sous-régions, comme le bassin de la rivière Beauvillage, zone d'élevage intensif de porcs, montrent des analyses excessives en P (Simard et al. 1995). L'inventaire sur la qualité des sols a également révélé une accumulation de P dans les zones de culture intensive de maïs (Tabi et al. 1990).

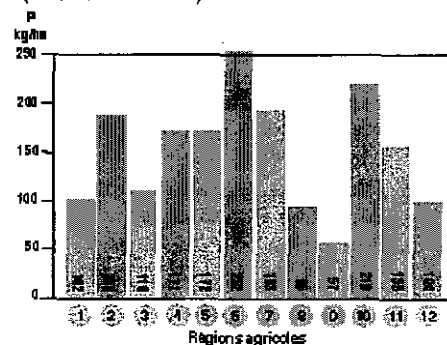


Figure 1. Teneur moyenne en P Melich-3 du sol dans les différentes régions agricoles du Québec (telles que désignées avant 1996).

Source : Laboratoires régionaux d'analyses des sols, MAPAQ (moyenne pour 1993 et 1994)

2.2 Capacité de fixation du phosphore

Cette capacité de fixation, définie comme le pouvoir d'un sol à retenir une quantité de P donnée selon divers mécanismes physico-chimiques (adsorption, fixation, précipitation), est particulièrement reliée à la teneur en fer et en aluminium libre dans les sols (Evans et Smillie 1976, Giroux et Tran 1985, Simard et Lapierre 1990) et revêt une grande importance sur les plans agronomique et environnemental.

Les résultats d'une étude conduite dans 42 sols agricoles du Québec indiquent que la capacité maximale de fixation en P varie entre 400 et 4200 mg P/kg (Giroux et Tran 1985). Cette même étude a démontré qu'il s'agit d'une propriété très importante qui affecte la nutrition des plantes au même titre que la teneur en P disponible des sols. Les grilles de fertilisation actuelles du CPVQ inc. (1996), pour les plantes fourragères, prennent déjà en compte la capacité de fixation en P des sols. On souhaite développer d'autres grilles de fertilisation du P adaptées à des groupes homogènes de sol qui tiennent compte de cette capacité de fixation. Les doses de P recommandées varieraient alors selon la capacité de fixation en P des sols.

Des recherches récentes (Giroux et Tran 1996, Simard et al. 1994) montrent que la solubilité du P du sol et sa désorption varient en proportion inverse de la capacité de fixation en P des sols. Ce critère, d'importance agronomique, devrait également être considéré pour une saine gestion du P sur le plan environnemental. La capacité de fixation de P est déterminée en laboratoire par la mesure des équilibres sol-solution suite à l'ajout de différentes quantités de P en solution (Dalal et Hallsworth 1976). Cette méthode a été utilisée pour déterminer la capacité de fixation en P des séries de sols du tableau 2 et a servi de référence pour développer des méthodes de mesures rapides de ce facteur. En effet, une régression a été établie entre le contenu en aluminium mesuré par la méthode Mehlich-3 et la capacité maximale de fixation en P des sols. Cette régression a servi à évaluer la capacité de fixation et de la saturation en P des sols des tableaux 3 et 4. Une autre méthode rapide basée sur l'addition d'une concentration connue de P à un sol permet d'établir

un indice très valable de fixation de P (Bache et Williams 1971, Simard et al. 1994, Giroux et Tran 1996).

2.3 Accumulation du phosphore dans les sols

Le P ajouté au sol sous forme d'engrais de ferme ou d'engrais minéraux se concentre surtout dans l'horizon de surface. De plus, il est bien retenu dans le sol puisqu'il faut ajouter entre 2 et 5 kg P/ha pour accroître l'analyse en P-Mehlich de 1 kg P/ha. Le P s'accumule dans le sol chaque fois que les quantités appliquées dépassent celles exportées par les récoltes (McCallister et al. 1987, Peck et al. 1971, Giroux et Tran 1994, Tran et N'dayegamiye 1995, Côté et Tran 1995). Ce facteur d'accumulation, facilement mis en évidence par l'analyse périodique de la teneur en P de l'horizon de surface des sols, se produit généralement au Québec dans les zones d'élevage intensif (Simard et al. 1995) et dans celles de monocultures intensives de plantes annuelles (Tabi et al. 1990). Beaudet (1996) a estimé la progression à long terme de la teneur en P des sols selon les différentes doses annuelles d'applications de P provenant du lisier de porcs (Tableau 1). Cette projection est basée sur une analyse moyenne du lisier de porcs de 1,0 kg P/t, sur une exportation de 24 kg P/ha par le maïs-ensilage et sur un facteur d'enrichissement moyen de 3,5 kg P appliqué pour accroître la teneur en P-Mehlich-3 du sol de 1,0 kg/ha, lorsque les applications de P dépassent les exportations de la récolte. La valeur de ces paramètres a été établie dans l'essai de fertilisation longue durée avec du lisier de porcs par Côté et Tran (1995). Ces résultats pourraient être extrapolables à d'autres cultures si le niveau des exportations en P est semblable.

Tableau 1. Évolution de la teneur en P des sols agricoles selon différentes doses de P provenant du lisier de porcs*

Dose apportée chaque année (kg P/ha)**	Nombre d'années													
	1	3	5	7	9	11	13	15	17	19	21	23	27	29
	P-Mehlich-3 (kg/ha)													
10	-4	-12	-21	-29	-37	-45	-53	-62	-70	-78	-86	-95	-111	-119
15	-3	-8	-14	-19	-25	-30	-36	-41	-47	-52	-57	-63	-74	-79
20	-1	-4	-7	-10	-12	-15	-18	-20	-23	-26	-29	-31	-37	-40
25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	1	4	7	10	12	15	18	21	23	26	29	32	37	40
35	3	8	14	19	25	30	36	41	47	52	58	63	74	80
40	4	12	21	29	37	45	54	62	70	78	87	95	111	120
45	6	17	28	39	50	61	72	83	94	105	116	127	149	160
50	7	21	34	48	62	76	89	103	117	131	144	158	186	199
55	8	25	41	58	74	91	107	124	140	157	173	190	223	239
60	10	29	48	67	87	106	125	144	164	183	202	221	260	279
65	11	33	55	77	99	121	143	165	187	209	231	253	297	319
70	12	37	62	87	111	136	161	185	210	235	260	284	334	359
75	14	41	69	96	124	151	179	206	234	261	289	316	371	398
80	15	45	76	106	136	166	196	227	257	287	317	348	408	438
85	16	49	82	115	148	181	214	247	280	313	346	379	445	478
90	18	54	89	125	161	196	232	268	304	339	375	411	482	518
100	21	62	103	144	185	227	268	309	350	391	433	474	556	598

* Selon une analyse moyenne du lisier de porcs en P de 1,0 kg/t et un prélèvement de la culture de 24 kg de P/ha

** Pour convertir les doses de P en P_2O_5 , multiplier par 2,29

Les apports d'engrais P utilisés année après année qui comportent des quantités de P supérieures aux quantités de ces éléments exportées par les récoltes créent un redressement du niveau de fertilité en P des sols qui est souhaitable en sols pauvres et moyens. Ce redressement, moins valable et moins justifié avec bon nombre de sols riches, ne l'est plus en sols excessivement riches en P puisqu'il donne lieu à une concentration en P qui provoque un accroissement de sa solubilité et de sa désorption. Comme la solubilité du P et sa désorption sont proportionnelles à la teneur en P Mehlich-3 des sols mais inversement proportionnelles à la capacité de fixation des sols, le rapport de P-Mehlich-3/capacité de fixation en P du sol est un indicateur environnemental fiable pour déterminer les risques associés à l'état du P dans les sols (Sharpley 1995, Giroux et Tran 1996).

2.4 Saturation en phosphore

La saturation en P du sol est définie comme le pourcentage des sites de fixation déjà occupés par le P dans le sol. Plusieurs méthodes ont été développées pour mesurer la saturation en P des sols. Le rapport de P-Mehlich-3/capacité de fixation représente un indice de saturation simple et très bien adapté à la situation du Québec.

Des travaux de recherche récents menés aux États-Unis et au Québec ont permis d'établir la fiabilité du rapport P-Mehlich-3/P-fixation comme indicateur environnemental pour établir notamment la désorption et la solubilité de P dans les sols (Sharpley 1995, Giroux et Tran 1996). Un taux de saturation supérieur à 10 % est considéré comme élevé et peut provoquer une dissolution de P supérieure à 250 µg P/L (Sharpley 1995). Ceci est particulièrement important pour les sols présentant un risque d'érosion élevé. Un taux de saturation supérieur à 20 % pourrait à plus long terme conduire à une mobilité de P dans le sol et éventuellement vers les drains. Le tableau 2 montre les relations existant entre le niveau de P disponible et soluble dans les sols en relation avec la saturation en P. Dans les sols riches (150-250 kg P/ha), seulement quelques sols présentent un risque élevé de pollution de l'eau par le P mais la plupart présentent un risque limité. Dans les sols excessivement riches (> 250 kg P/ha), la grande majorité des sols présentent un risque élevé.

Les recherches réalisées au Québec sur l'état de la saturation en P des sols sont récentes. Dans la majorité des cas, la saturation en P ne dépasse pas 10 % lorsqu'une bonne gestion des engrais a été appliquée (Tableau 2). Dans les zones d'agriculture et d'élevages intensifs, les niveaux de saturation peuvent dépasser 20 %, ce qui est considéré comme excessif sur le plan de la solubilité, de la désorption et de la mobilité du P dans les sols. Les données de l'Inventaire sur la qualité des sols n'ont qu'except-

Tableau 2. Caractérisation de l'état du phosphore dans quelques sols du Québec.

Séries de sols	P-Mehlich kg/ha	P soluble (eau) mg/kg	Capacité de fixation P mg/kg	Saturation en P* %
Sols pauvres				
Lapointe	43	0,07	3717	0,50
Chapais	40	0,36	2800	0,64
Hébertville	51	0,76	1447	1,59
Saint-Bernard	56	0,77	1471	1,70
Champlain	54	0,32	1495	1,61
Sols moyens et bons				
Saint-Jude	78	0,33	2646	1,32
Mawcook	87	1,86	1025	3,80
Dalhousie	88	1,22	855	4,56
Kamouraska	116	2,11	1340	3,88
Saint-Urbain	132	2,26	1500	3,93
Sols riches				
Sainte-Rosalie	157	1,32	1190	5,88
Chicot	163	3,80	1063	6,87
Fouquette	166	4,56	1195	6,19
Saint-Hyacinthe	184	3,88	464	17,67
Le Bras	244	3,93	1278	9,1
Sols excessivement riches				
Sainte-Rosalie	273	8,58	714	17,09
Kierkoski	257	12,56	504	22,82
Sainte-Sophie	313	8,95	401	34,91
Saint-Samuel	381	3,10	1150	14,78
Saint-Damase	450	15,60	427	47,07

$$* \text{ Saturation en P (\%)} = \frac{\text{P-Mehlich-3 (mg/kg)} \times 100}{\text{capacité de fixation P (mg/kg)}}$$

Pour convertir les unités de mesure (mg/kg) en kg/ha, multiplier par 2,24

tionnellement démontré un mouvement de P vers les couches inférieures du profil de sol mais ils ont démontré une accumulation excessive de P dans la couche de labour de plusieurs séries de sol (Tabi et al. 1990). La teneur en P de l'horizon de surface nécessaire pour fournir une saturation en P de 10 % a varié entre 90 et 695 kg P/ha (Tableau 3). Cependant, il faut généralement plus de 250 kg P/ha pour atteindre un taux de saturation en P supérieur à 10 %.

Tableau 3. Capacité de fixation en phosphore de l'horizon de surface des différents sols cultivés au Québec par catégorie et leur teneur relative en phosphore assimilable pour une saturation en P de 10 %

Séries de sols en %	Horizons de surface des sols cultivés	
	Classe de capacité de fixation en phosphore mg/kg	Teneur en P Mehlich pour une saturation en P de 10 % kg P/ha
8,5	400 - 700	90 - 157
17,5	701 - 1100	157 - 247
63,0	1101 - 2400	247 - 538
11	2401 - 3100	538 - 695

* Ces résultats proviennent de toutes les séries de sols étudiées sous différents systèmes culturaux dans l'Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec (Tabi et al. 1990).

Le concept de la saturation en P permet d'intégrer plusieurs aspects de la chimie du P des sols et de considérer ceux-ci selon leurs caractéristiques intrinsèques. Il serait très souhaitable de fournir aux agriculteurs le niveau de saturation en P avec le rapport d'analyse de sols pour permettre de prendre des décisions plus éclairées sur les pratiques de fertilisation en regard des risques environnementaux.

La mesure de la capacité de fixation en P peut être établie par une relation simple avec Al-Mehlich-3 n'exigeant pas d'analyses supplémentaires. Elle peut aussi être établie par une méthode d'analyse rapide avec plus de précision mais avec des coûts analytiques.

3. ÉTAT DE LA SITUATION AU QUÉBEC

3.1 Teneur et saturation en phosphore des champs de maïs de la région 06

Une étude réalisée dans 135 champs de maïs de la région 06 par Rivest (1996) montre l'état du P sous cette culture (Tableau 4). La teneur moyenne en P-Mehlich de l'horizon de surface des sols est de 317 kg/ha avec un minimum de 80 et un maximum de 1012 kg P/ha ; 8,1 % des sols sont de classe moyenne (60-150 kg P/ha), 34,8 % sont riches (150-250 kg P/ha) et 57,1 % sont excessivement riches (+ 250 kg P/ha). Ces résultats montrent que 51,1 % de ces sols dépassent 10 % de saturation en P et présentent un risque réel de solubilisation élevée du P. À cet effet, tous les sols de classes inférieures à riche et la majorité des sols de classe riche montrent une saturation en P inférieure à 10 %, tandis que 76 % des sols de classe excessivement riche fournissent un niveau de saturation supérieur à 10 %. C'est donc dans cette dernière classe que se retrouve la majorité des sols à risque pour le P.

Parmi ces 135 champs, 66 ont été fertilisés avec des engrais minéraux uniquement. Leur teneur en P dans l'horizon de surface varie de 80 à 813 kg P/ha et 47 % des champs ont un niveau de saturation en P supérieur à 10 %. Dix-neuf champs fertilisés annuellement au lisier de porcs ont une teneur en P variant de 283 à 645 kg P/ha pour une valeur moyenne de 476 kg P/ha et un taux de saturation de 10 % et plus, dans 80 % des cas. Ces données indiquent bien que les apports de lisiers utilisés année après année pour fournir l'azote nécessaire au maïs apportent des quantités de P supérieures à celles exportées par les récoltes et créent un facteur d'accumulation de P qu'il faut maintenant arrêter dans la plupart de ces champs pour contrer la pollution de l'eau. Dans les 15 champs fertilisés occasionnellement au lisier de porcs, la teneur en P-Mehlich de leur horizon de surface varie de 136 à 753 kg P/ha pour une moyenne de 264 kg P/ha avec seulement 20 % de champs de niveau de saturation supérieur à 10 %. Dans les 14 champs fertilisés annuellement au fumier de bovins, la teneur en P-Mehlich varie de 186 à 477 kg P/ha pour une valeur moyenne de 325 kg P/ha et 64 % des sols ont un taux de saturation en P supérieur à 10 %. Dans les champs fertilisés occasionnellement avec le fumier de bovins, la teneur en P-Mehlich variait de 203 à 312 kg P/ha pour une moyenne de 256 et 44 % de sols avec une saturation supérieure à 10 %.

Les 16 champs fertilisés au fumier de volailles ont une teneur en P-Mehlich variant entre 122 à 1012 kg P/ha pour une moyenne de 353 avec 56 % de sols de niveau de saturation en P supérieur à 10 %.

Toutes ces données sur les champs fertilisés avec des engrais minéraux ou organiques montrent qu'il est très important de suivre le niveau d'accumulation de P dans le sol et de régir les apports de ces engrais à partir des besoins en P des cultures. Il faut éviter aussi que la saturation en P du sol dépasse 10 %, quitte à compléter les besoins en azote par des apports d'engrais minéraux dans le cas où la fertilisation avec des engrais de ferme conduit à des excès de P.

La teneur en P soluble à l'eau a été mesurée et mise en relation avec la saturation en P des sols dans 40 de ces champs (Figure 2). Cette relation permet d'établir qu'un excès de saturation en P dans les sols peut grandement accroître la solubilité du P. La teneur en P soluble excessive dans plusieurs de ces sols fait ressortir une problématique environnementale sérieuse et la nécessité d'un contrôle des charges de P appliquées, en se basant sur le taux de saturation en P des sols pour établir le risque.

Tableau 4 : Analyse du phosphore dans 135 champs cultivés en maïs dans la région 06

Nombre total de champs	135
Nombre de sols moyens et bons	11 (8,1%)
Nombre de sols riches	47 (34,8%)
Nombre de sols excessivement riches	77 (57,1%)
Valeur P minimum	80 kg P/ha
Valeur P maximum	1012 kg P/ha
Valeur P moyenne	317 kg P/ha
Capacité de fixation P minimum	562 mg P/ka
Capacité de fixation P maximum	2766 mg P/ka
Capacité de fixation P moyenne	1335 kg P/ha
Saturation en P minimum	2,24%
Saturation en P maximum	31,8%
Saturation en P moyenne	11,3
% des sols avec saturation > 10%	51,1%
% des sols avec saturation > 20%	11,1%

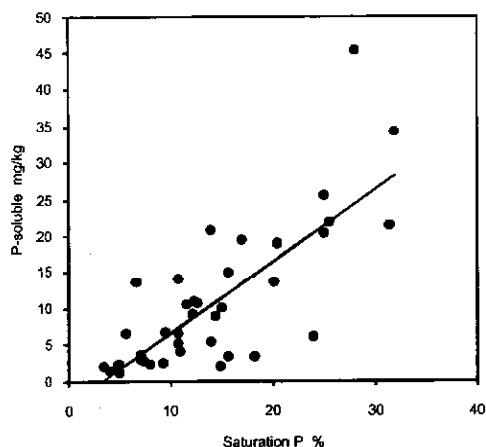


Figure 2. Relation entre la teneur en phosphore soluble à l'eau et la saturation en P des sols.

3.2 Bilan de charge et évolution des teneurs en phosphore des sols selon l'application de lisier de porcs

Le bilan de charge sur une ferme permet de mesurer les apports de P, les exportations, les accumulations et les pertes de P. Une expérience de longue durée sur le maïs-ensilage menée à Saint-Lambert par Côté et Tran (1995) sur une période de 16 années a permis d'établir le bilan du P suite à l'épandage annuel de 0, 30, 60, 90 et 120 t/ha de lisier de porcs. La quantité totale de P ajouté a été de 336, 672, 1008 et 1344 kg P/ha.

Les résultats indiquent que pour des doses faibles de lisier, l'accumulation a été modérée, mais pour les doses fortes de 90 et 120 t/ha, l'accumulation de P-Mehlich-3 a atteint le niveau excessif. Le P ajouté est peu mobile et presque totalement concentré dans les 10 premiers cm du sol engendrant, dans cette zone une saturation en P nettement accrue avec les doses P. Elle est respectivement de 3,0, 9,1 et 21,5 % pour les doses de lisier de 0, 60 et 120 t/ha (Tableau 5). La saturation de 21,5 % mesurée avec la dose 120 t/ha de lisier est excessive et provoque un accroissement très marqué du P soluble et sa possibilité de ruissellement et de pollution de l'eau. Les données illustrent aussi que des doses modestes de 30 et 60 m³/ha sont plus appropriées pour la gestion à long terme du lisier dans le maïs. Cet exemple démontre aussi très clairement que le concept de redressement du niveau de fertilité et les recommandations d'engrais de ferme basées uniquement sur l'azote doivent être revus en sols riches lorsque le niveau de saturation en P devient trop élevé. La capacité de stockage des sols en P a donc ses limites et il faut modifier les doses d'application lorsque la saturation en P atteint des niveaux trop élevés.

Tableau 5. Effets de l'application de doses croissantes de lisier de porcs sur le maïs-ensilage après 16 années consécutives de culture

Solubilité et saturation en phosphore du sol après 16 ans				
Dose de lisier t/ha	P soluble (eau)	P-Mehlich-3	Capacité de fixation P	Saturation en P %
0-10 cm				
0	0,92 c*	40 c	1390 a	3,0 b
60	2,87 b	109 b	1278 a	9,1 b
120	6,26 a	240 a	1137 a	21,5 a
10-20 cm				
0	0,43 b	21 b	1634 a	1,3 b
60	1,15 ab	52 ab	1520 a	3,8 ab
120	1,53 a	77 a	1352 a	5,6 a
20-30 cm				
0	0,56 a	22 a	1369 a	1,7 a
60	0,73 a	31 a	1586 a	2,3 a
120	0,85 a	34 a	1537 a	1,9 a
30-40 cm				
0	0,53 a	32 a	1369 a	2,6 a
60	0,73 a	32 a	1586 a	2,1 a
120	0,75 a	36 a	1537 a	2,3 a
40-50 cm				
0	0,47 a	24 a	1369 a	2,1 a
60	0,89 a	30 a	1586 a	2,3 a
120	0,84 a	42 a	1537 a	3,2 a

* Les données porteuses d'une même lettre ne diffèrent pas entre elles au seuil statistique $p = 0,05$

Source : Tran et Côté (communication personnelle)

3.3 Teneur et saturation en phosphore sur les fermes laitières

La teneur en phosphore sur les fermes laitières axées principalement sur la production d'herbages, valorisant uniquement les engrais de la ferme et utilisant avec modération les engrais minéraux phosphatés, varie de faible à moyenne au Québec. Il est fréquent de rencontrer des sols avec moins de 50 kg P/ha et des saturations en P inférieures à 1 % dans le Bas Saint-Laurent et d'autres régions agricoles. Beaucoup de ces sols bénéficieraient d'un redressement des teneurs en P car le rendement et la teneur en P des fourrages sont souvent assez faibles. Sur le plan environnemental, ces sols représentent un risque limité de perte de P à cause de leur bonne couverture végétale et de leur taux de saturation en P très faible. D'autres régions, comme les Cantons de l'Est, ont atteint, dans les prairies, une teneur moyenne en P de 145 kg P/ha et dans les pâturages de 120 kg P/ha. Ces teneurs représentent des valeurs très convenables pour l'entretien des prairies et pâturages. Certaines régions ont donc atteint un niveau de redressement acceptable du niveau de P des sols cultivés en prairies mais plusieurs autres sont encore à des niveaux faibles. Il est exceptionnel de rencontrer des niveaux de P excessifs sur ces cultures, sauf dans les cas où ces sols ont reçu de fortes doses de lisier de porcs.

4. PRIORISATION DU PHOSPHORE DANS LES PLANS DE FERTILISATION

4.1 Approche bilan

Le redressement du niveau de fertilité en P des sols doit être arrêté lorsque les sols ont atteint un niveau trop riche ou un taux de saturation excessif. La priorité doit alors être donnée au P dans le plan de fertilisation. Les doses de P seront déterminées en considérant l'exportation du P par les cultures et la teneur en P des engrais. Des travaux réalisés au Québec ont permis de démontrer que l'approche du bilan constitue une bonne façon de régir les éléments nutritifs dans les sols pour éviter l'épuisement ou l'accumulation excessive (Jobin et Forand 1993, Giroux et Tran 1994).

Dans les sols excessivement riches en P, il faut donner priorité au P pour déterminer les doses d'épandage d'engrais par un bilan simple entre les quantités de P apportées et celles exportées. Pour établir ce bilan, il faut connaître les analyses d'engrais et les prélèvements en P des récoltes. Ces paramètres étant connus, il est facile d'établir la dose maximale autorisée par la formule suivante :

$$\text{Dose d'engrais (t/ha)} = \frac{\text{Exportation P (kg/ha)}}{\text{Concentration (engrais) P (kg/t)}}$$

4.2 Critères relatifs à la saturation en phosphore des sols

Si des analyses plus détaillées de l'état du P sont disponibles, celui qui élabore le plan de fertilisation pourra s'y référer pour modifier les doses de P selon les risques environnementaux. À cet effet, le niveau de saturation en P permettra d'adapter plus spécifiquement les charges selon l'état des sols.

L'état actuel des connaissances nous permet, à cet effet, de définir et de proposer des classes de risques environnementaux liés à la saturation en P de l'horizon de surface des sols cultivés (Tableau 6). Le taux de saturation en P du sol est, à notre avis, déterminant sur les risques environnementaux et doit être considéré de façon prioritaire et majeure à la fois dans l'élaboration des plans de fertilisation et dans les guides agro-environnementaux. Nous suggérons aussi d'intégrer le niveau de saturation en P des sols à une évaluation plus globale des risques de perte de P.

Tableau 6. Critères relatifs à la saturation en phosphore des sols.

Classe de risque	Saturation en P (%)
Faible	0-5
Moyenne	5-10
Élevée	10-20
Excessive	> 20

4.3 Évaluation globale des risques de perte de phosphore

Le concept de gestion du P en agriculture selon les risques de vulnérabilité environnementale est un concept relativement nouveau, mais qui est déjà en application dans certains états américains. L'analyse des sols ne fournit pas toute l'information nécessaire à une bonne gestion du P sur le plan environnemental. Sharpley et al. (1994) ont proposé d'indexer des critères liés au ruissellement, au potentiel d'érosion, au niveau de fertilité des sols, aux doses d'application et aux modes de régie des engrais. En s'inspirant de cette approche, nous présentons aux tableaux 7 et 8, une façon d'évaluer les risques de vulnérabilité pour le P selon les types de sol, leur pente, leur fertilité, les doses et les modes de gestion des engrais. Cette approche laisse la latitude voulue aux personnes responsables d'établir les plans de fertilisation pour déterminer l'ampleur du risque de pollution et la pertinence de restreindre les doses d'application de P, tel que le prévoit le projet de règlement.

Pour les engrais de ferme, dans les sols en situation de risques environnementaux élevés pour P (pente de plus de 5 %, faible couverture végétale) ou soumis à des applications d'engrais effectuées à l'automne, le seuil critique de saturation en P est de 10 %. Donc, lorsque le taux de saturation est supérieur à 10 %, il faudrait fertiliser les sols sur la base du P selon l'approche bilan déjà décrite. Dans les cas de sols dont le taux de saturation en P est égal ou inférieur à 10 %, on pourra continuer de fertiliser sur la base des besoins en azote. Il serait souhaitable que ces ajustements des pratiques de fertilisation soient complétés par des pratiques culturales de conservation.

Dans les sols de moins de 5 % de pente avec une bonne couverture végétale, le niveau de saturation en P considéré comme critique est de 20 % si les applications d'engrais sont faites au printemps ou en été. Lorsque la saturation en P excède ce niveau, la priorité doit être donnée au P dans l'élaboration des plans de fertilisation avec les engrais de ferme et dans le calcul des doses à ajouter selon l'approche bilan. Pour les mêmes sols à taux de saturation égal ou inférieur à 20 %, la fertilisation pourra être poursuivie sur la base de l'azote.

Pour les engrais minéraux, dans les sols en situation de risques environnementaux élevés, le même contrôle des charges de P, basé sur l'approche bilan, s'applique. Les critères mentionnés dans les tableaux 7 et 8 pourraient être intégrés dans les logiciels qui servent de base à l'élaboration des plans de fertilisation.

Tableau 7. Critères affectant la vulnérabilité des pertes de phosphore dans l'environnement selon les sols et les pratiques d'épandage

Indice de vulnérabilité	Faible	Moyen	Élevé	Très élevé
Érosion et ruissellement				
Indice d'érodabilité des sols*	< 0,015	0,015-0,025	0,025-0,035	> 0,035
Pente (%)	0-2	2-5	5-8	> 8
Couverture végétale et résidus de culture en surface (%)	> 50	30-50	10-30	< 10
Fertilité en P du sol				
Niveau P-Mehlich-3 du sol (kg/ha)	< 60	60-150	150-250	> 250
Saturation en P (%)	< 0-5	5-10	10-20	> 20
Engrais minéraux et organiques				
Doses d'application (P ₂ O ₅ /ha)	0-40	40-80	80-120	> 120
Période d'application	Été	Printemps	Automne	Automne
Mode d'application	Incorporé en postlevée	Incorporé en présemis	Incorporé à l'automne	Surface à l'automne

* pour établir l'indice d'érodabilité des sols, voir tableau suivant.

5. IMPACT DU CONTRÔLE DES CHARGES SUR LE PHOSPHORE

5.1 Impact sur les pratiques de fertilisation

D'une façon générale, l'approche proposée va restreindre les doses d'application d'engrais en sols très riches de façon à ne pas créer d'accumulation nouvelle de P dans les sols selon leurs caractéristiques intrinsèques. Une réduction des doses d'engrais de ferme, devrait s'accompagner d'une amélioration des pratiques d'épandage. Par exemple, un producteur de porcs ayant un sol contenant 475 kg P/ha applique actuellement pour le maïs 80 t/ha de lisier : 40 à l'automne et 40 en postlevée du maïs. Selon l'approche proposée, il ne pourra pas appliquer plus de 30 m³/ha de lisier.

Calcul : Analyse lisier : 0.8 kg P/t

Exportation P : 8 t/ha x 3 kg P/t = 24 kg P/ha

Dose lisier maximale : 24 + 0.8 = 30 m³/ha

Tableau 8. Indice d'érodabilité des sols (K) selon les classes texturales et l'état des propriétés physiques des sols

Texture	K*	Risque d'érosion** et ruissellement
Argile lourde		
Argile	< 0,015	Faible
Sable		
Sable loameux		
Argile sableuse	0,015 - 0,025	Moyen
Argile limoneuse		
Loam sableux	0,025 - 0,035	Élevé
Sable fin		
Sable loameux fin		
Loam sablo-argileux	> 0,035	Très élevé
Loam argileux		
Loam		
Loam limono-argileux		
Loam limoneux	> 0,035	Très élevé
Loam sableux très fin		
Sable loameux très fin		
Sable très fin		
Limon		

* Unités de K : t x ha x h/ha x MJ x mm.

** Dans les sols présentant un niveau de compaction élevé, un faible niveau de matière organique ou des couches affectant l'infiltration de l'eau, accroître le risque d'un niveau.

Il aura tout intérêt à appliquer tout le lisier en postlevée plutôt qu'à l'automne pour réduire le plus possible l'achat d'engrais azotés manquant ; dans ce cas-ci, l'achat d'azote supplémentaire peut représenter de 50 à 70 kg N/ha à environ 1,10\$/kilo. Des coûts supplémentaires de fertilisation sont donc à prévoir dans certains cas.

5.2 Impact sur la teneur en phosphore des sols

Les teneurs en P n'augmenteront pas dans les sols soumis au contrôle d'application des charges par l'approche du bilan. Des mesures devront être prises pour réduire à moyen terme les teneurs en P de ces sols. La dose maximale d'application de P, basée sur la méthode du bilan, ne pourra donc pas être appliquée à chaque année. En tenant compte du besoin des cultures, selon les rotations, les applications de P devraient être moindres, certaines années, que les exportations par les récoltes. Un registre des programmes de fertilisation des champs devra être constitué ainsi qu'un suivi de l'évolution à moyen terme des teneurs en P.

5.3 Impact sur la production et la qualité des récoltes

Aucune baisse de production n'est prévue dans les champs soumis à un plan de fertilisation basé sur le P et établi d'après les balises fournies dans ce texte. À ce sujet, les résultats actuels de recherche n'indiquent pas d'effet significatif sur la qualité des récoltes et sur le rendement des cultures même en régie intensive, relié à l'application de P en sols de niveaux de P excessifs. En sols riches, une fumure de démarrage est généralement suffisante pour assurer le rendement économique optimal des cultures en régie normale. La méthode proposée permet l'utilisation de P à des doses supérieures aux fumures de démarrage, mais ne dépassant pas les exportations des récoltes. Ceci assure, même aux producteurs en régie intensive, à la fois des rendements optimaux et des risques minimaux de perte de P.

5.4 Impact sur les surplus de lisiers

L'application du contrôle des charges de P basé sur les balises énoncées devrait améliorer la qualité de l'environnement dans les zones à surplus d'engrais de ferme et limiter les charges de P appliquées. Par contre, il en résultera une augmentation du volume de lisier en surplus sur plusieurs fermes et des coûts supplémentaires pour sa disposition. Il faudrait donc mesurer cet impact dans les régions concernées.

6. CONCLUSIONS

La prise en compte des caractéristiques intrinsèques des sols selon leur teneur en P disponible, leur capacité de fixation et leur niveau de saturation en P est nécessaire pour une évaluation des risques environnementaux liés au P. Une caractérisation du niveau de saturation en P des sols est de nature à mieux révéler ces risques qu'une seule analyse de la teneur en P-Mehlich des sols. Des méthodes rapides ont été établies à cet effet, permettant de réaliser ces analyses à peu de frais. Cette information devrait être fournie aux agriculteurs avec leur rapport d'analyse des sols.

Trois études présentées sur l'état de saturation et la solubilité du P dans les sols agricoles du Québec montrent qu'il y a des sols qui présentent des risques élevés de perte de P parce que leur niveau de saturation est supérieur à 10 % et même 20 %. La régie de fertilisation intensive, particulièrement avec les engrais de ferme, en est la principale cause. Ces pratiques de fertilisation ont fortement augmenté la saturation en P des sols agricoles sur plusieurs champs de maïs fertilisés avec du lisier de porcs ou avec des fumiers de bovins ou de volailles. La surfertilisation des cultures avec des engrais minéraux phosphatés demeure également un problème important dans le maïs et dans les cultures horticoles.

Les données présentées dans ce document renforcent la nécessité d'une intervention pour contrôler le niveau de P dans les sols et la nécessité d'agir au niveau des plans de fertilisation. La priorisation du P dans les plans de fertilisation des sols présentant un taux de saturation en P supérieur à 10 % va réduire graduellement la teneur en P des sols trop riches et améliorer la situation sur le plan environnemental. Par contre ceci va générer d'importants surplus d'engrais de ferme, particulièrement de lisier de porcs. Les superficies de sols nécessaires par unité animale vont également être affectées.

Ce travail montre également que la teneur en P ou le niveau de saturation en P des sols n'est pas le seul critère pour expliquer les risques de perte de P. Une évaluation plus globale du risque doit être

établie en tenant compte des types de sol, de la pente, de la couverture végétale, des doses, des modes d'apport et des périodes d'application des engrais. Ce document propose une méthode d'évaluation globale du risque de pollution par le P, qui permet une évaluation plus complète des risques, notamment lors de l'élaboration de plans de fertilisation.

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

- Bache, B.W. et E.G. Williams. 1971. A phosphate sorption index for soil. *J. Soil Sci.* 22 (3) : 289-301.
- Barber, S.A. 1979. Soils phosphorus after 25 years of cropping with five rates of phosphorus application. *Comm. in Soil Sci. and Plant Anal.* 10 (11) 1459-1468.
- Beaudet, P. 1996. Progression de l'analyse de sol en P-Mehlich selon la dose de phosphore apportée par le lisier de porcs. Direction de l'environnement et du développement durable, MAPAQ.
- Bernard, C. 1995. Étude de l'évolution de la qualité des sols en parcelles de longue durée à Saint-Lambert (Québec). Effet de la rotation et du type de fumure sur la susceptibilité au ruissellement et à l'érosion. *Compte rendu du Congrès Soc. Can. Sci. Sol, Sainte-Foy, Québec.*
- Bernier, D., C. Emond et M. Giroux. 1996. Problématique environnementale associée à l'enrichissement des sols en phosphore. dans *Colloque sur la fertilisation intégrée des sols. CPVQ inc., p. 75-84.*
- Côté, D. et T.S. Tran. 1995. Étude de l'évolution de la qualité des sols en parcelles de longue durée à Saint-Lambert (Québec) - V - Seize années d'application de lisier de porcs en postlevée du maïs : efficacité fertilisante et effets sur les propriétés des sols. *Compte rendu du Congrès Can. Sci. Sol, Sainte-Foy, Québec.*
- CPVQ inc. 1996. Grilles de référence en fertilisation, 2^e ed. Agdex 540.
- Culley, J.L.B., E.F. Bolton et V. Bernyk. 1983. Suspended solids and phosphorus loads from a clay soil : Plot studies. *J. Environ. Qual.* 12 : 493-498.
- Dalal, R.C. et E.G. Hallsworth. 1976. Evaluation of the parameters of soil phosphorus availability factors in predicting yield response and phosphorus uptake. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40 : 541-546.
- Dormaar, J.F. et C. Chang. 1995. Effect of 20 annual applications of excess feedlot manure on labile soil phosphorus. *Can. J. Soil Sci.* 75 : 507-512.
- Evans, L.J. et G.W. Smillie. 1976. Extractable iron and aluminium and their relationship to phosphate retention in Irish soils. *J. Agric. Res.* 15 : 65-73.
- Gangbazo, G., A.R. Pesant, D. Côté, G.M. Barnett et D. Cluis. 1995. Nitrogen and phosphorus transport from hog-manured plots during spring runoff and drainage events. *J. Env. Qual.* (soumis pour publication).
- Giroux, M. et T.S. Tran 1985. Évaluation du phosphore assimilable des sols acides avec différentes méthodes d'extraction en relation avec le rendement de l'avoine et les propriétés des sols. *Can. J. Soil Sci.* 65 : 47-60.
- Giroux, M. et T.S. Tran 1994. Études des facteurs affectant l'évolution des teneurs en P et K des sols agricoles. *Agrosol 7 (2) : 23-30.*

- Giroux, M., D. Bernier et C. Emond. 1996. Utilisation agronomique et environnementale judicieuse des engrais phosphatés selon les caractéristiques des sols et des engrais. dans Colloque sur la fertilisation intégrée des sols. CPVQ inc., p. 49-64.
- Giroux, M. et T.S. Tran. 1996. Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation en phosphore des sols agricoles du Québec. Agrosol (sous presse).
- Heckrath, G., P.C. Brookes, P.R. Poulton et K.W.T. Goulding. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *J. Environ. Qual.* 24 : 904-910.
- Jobin, P. et G. Forand. 1993. Le bilan nutritif, une approche écologique de gestion des éléments nutritifs à la ferme. Rapport technique. Centre de développement d'agrobiologie. Sainte-Élizabeth-de-Warwick. 52 p.
- Laperrière, L. 1990. Impact des périodes d'épandage du lisier de porcs sur la qualité des eaux de drainage souterrain. Groupe H.B.A. Rapport final. 63 pages.
- McCallister, D.L., C.A. Shapiro, W.R. Raun, F.N. Anderson, G.W. Rehm, O.P., Engelstad, M.P. Russelle et R.A. Olson. 1987. Rate of phosphorus and potassium buildup/decline with fertilization for corn and wheat on Nebraska Mollisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51 : 1646-1652.
- N'dayegamiye, A. 1990. Effets à long terme d'apports de fumier solide de bovins sur l'évolution des caractéristiques chimiques du sol et la production de maïs-ensilage. *Can. J. Plant Sci.* 70 : 765-775.
- N'dayegamiye, A. 1995. Effet d'apport de fumier et de fumure minérale sur l'évolution de la production de maïs-ensilage et du blé, et du bilan humique dans un loam argileux de la série Le Bras (essais de longue durée). *Agrosol* 8 (1) : 23-29.
- Peck, T. R., L. T. Kurtz et H. L. S. Tandon 1971. Changes in Bray P-1 soil phosphorus test values resulting from applications of phosphorus fertilizer. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 35 : 595-598
- Primeau, S. et Y. Grimard, 1989. Rivière Yamaska : 1975-1988. Volume 1 : description du bassin versant et qualité du milieu aquatique 136 p. Volume 2 : résultats complémentaires sur la qualité des eaux. 150 p. Ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy.
- Primeau, S. et Y. Grimard. 1992. Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-François, 1976 à 1991. Sainte-Foy. Ministère de l'Environnement du Québec. 145 p.
- Rivest, R. 1996. Rapport d'analyse des sols cultivés en maïs de la région 06. Communication personnelle.
- Robitaille, P. 1994. Qualité des eaux du bassin de la rivière Nicolet, 1972 à 1992. 72 p. Ministère de l'Environnement du Québec.
- Sharpley, A., T.C. Daniel, J.T. Sims et D.H. Pote. 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *J. Soil and Water Conservation* 51 (2) : 160-166.
- Sharpley, A.N., S.C. Chapra, R. Wedepohl J.T. Sims, T.C. Daniel et K.R. Reddy. 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters : issues and options. *J. Environ. Qual.* 23 (3) : 437-451.
- Sharpley, A.N., J.T. Sims et G.M. Pierzynski. 1994. Innovative soil phosphorus availability indices : Assessing inorganic phosphorus. dans *Soil testing : prospects for improving nutrient recommendations*. SSSA, Pub 40. Madison, Wisc.
- Sharpley, A.N. 1995. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *J. Environ. Qual.* 24 : 920-926.
- Simard, R.R., D. Cluis, G. Gangbazo et A.R. Pesant. 1994. Phosphorus sorption and desorption indices in soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 25 : 1483-1494.
- Simard, R.R., D. Cluis, G. Gangbazo et S. Beauchemin. 1995. Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density. *J. Environ. Qual.* 24 : 1010-1017.
- Simard, R.R. et C. Lapière. 1990. Les propriétés importantes pour la rétention des agents polluants. Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole. CPVQ inc. p. 169-198.
- Simoneau, M. 1991. Qualité de l'eau du bassin de la rivière Chaudière, 1976-1988. Ministère de l'Environnement du Québec. Sainte-Foy. 207 p.
- Simoneau, M. 1993. Qualité de l'eau du bassin de la rivière Richelieu. Ministère de l'Environnement du Québec. Sainte-Foy. 126 p.
- Sims, J.T. 1993. Environmental soil testing for phosphorus. *J. Prod. Agric.* 6 (4) : 501507.
- Tabi, M., L. Tardif, D. Carrier, G. Laflamme, et M. Rompré. 1990. Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles au Québec. Rapports synthèse et rapports régionaux. Entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agro-alimentaire.
- Tran, T.S., J.C. Fardeau et M. Giroux. 1988. Effects of soil properties on plant available phosphorus determined by isotopic dilution phosphorus-32 method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52 : 1383-1390.
- Tran, T.S. et M. Giroux. 1987. Disponibilité du P dans les sols neutres et calcaires du Québec en relation avec leurs propriétés chimiques et physiques. *Can. J. Soil Sci.* 67 : 1-16.
- Tran, T.S. et M. Giroux. 1990. Relation entre les propriétés du sol et la disponibilité du phosphore à la plante. *Agrosol* 3 (1) 7-12.
- Tran, T.S. et A. N'dayegamiye. 1995. Long term effects of fertilizers and manure application on the forms and availability of soil phosphorus. *Can. J. Soil Sci.* 75 : 281-285.
- Vivekanandan, M. et P.E. Fixen. 1990. Effect of large manure applications on soil P intensity. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 21 : 287-297.