

Colloque sur le phosphore

Une gestion
éclairée !

LE FLUX ET LA DYNAMIQUE DU PHOSPHORE DANS LES SOLS AGRICOLES QUÉBÉCOIS

Léon-Étienne Parent, agr., Ph. D.

Professeur à la Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation de
l'Université Laval

leon-etienne.parent@sls.ulaval.ca

Co-auteurs : Annie Pellerin, agr. et candidate au doctorat et
Lotfi Khiari, Ph.D., Département des sols et de génie
agroalimentaire, Université Laval, Québec

M. Léon-Étienne Parent est agronome et professeur à la Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation de l'Université Laval (FSAA). Il a notamment travaillé au développement de l'indicateur agroenvironnemental (P/AI) pour le nouveau guide de fertilisation ainsi qu'au développement du diagnostic CND (Composition Nutritive Diagnostique) qui permet, entre autres, de diagnostiquer globalement la composition d'un sous-système de culture. M. Parent a également développé le concept des engrais organo-minéraux, une solution à la valorisation agricole et horticole des surplus de fumiers et de lisiers et d'autres biomasses. Plusieurs de ses travaux ont porté sur l'amélioration des systèmes de culture.

LE FLUX ET LA DYNAMIQUE DU PHOSPHORE DANS LES SOLS AGRICOLES QUÉBÉCOIS

Introduction

Le phosphore est un élément essentiel à la croissance des plantes. En excès, il contribue toutefois à la pollution de l'environnement en favorisant l'eutrophisation des eaux de surface, un phénomène caractérisé par la prolifération d'algues et autres végétaux. L'eutrophisation constitue une sérieuse menace réduisant les usages de l'eau et la qualité de l'eau potable. Les sources de phosphore dans les eaux de surface proviennent de processus naturels comme l'érosion, le ruissellement et l'infiltration, amplifiés ou supplémentés par des activités agricoles, industrielles et municipales. Plusieurs études ont mis en évidence une contribution majeure de l'agriculture à l'eutrophisation, car les autres activités ont été contrôlées par des mesures d'assainissement et des normes de rejet au cours d'eau. Il faut maintenant mieux contrôler les flux de phosphore dans les systèmes agricoles en reconnaissant les principaux éléments de la dynamique du phosphore dans les systèmes sol-plante-élevage et en obtenant des indices fiables de la capacité réceptrice des milieux. Une grande responsabilité des actions à entreprendre est dévolue aux agronomes.

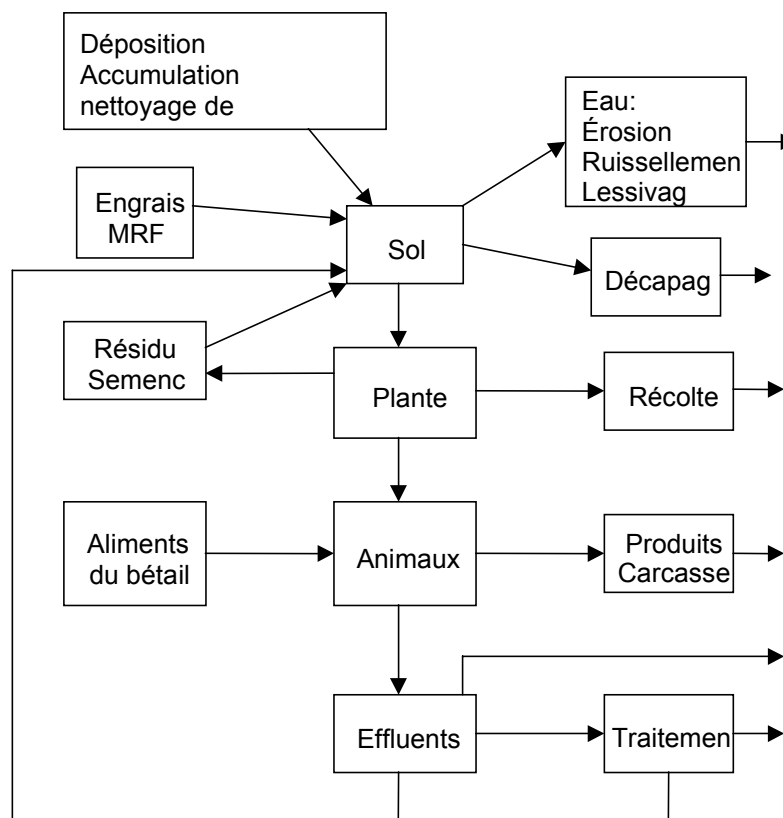
Selon la Société américaine de science du sol, le flux de matière est la quantité de matière (masse ou volume) traversant une unité de surface par unité de temps (www.soils.org/cgi-bin/gloss). La dynamique de la matière est une notion plus abstraite, qui considère les choses dans leur mouvement, leur devenir (Petit Robert). Ainsi, la dynamique du phosphore (P) dans le sol tient compte du flux de phosphore d'un pool à un autre à travers la surface du sol (mouvement) et de la transformation du P dans le sol (devenir). La dynamique du P dans les systèmes agricoles est représentée par un cycle simplifié du P plutôt que par le cycle complet du P qui inclut, entre autres, l'influence des océans et des activités volcaniques sur le devenir planétaire du P.

Cette présentation fournit des balises permettant aux agronomes de mieux adapter les pratiques agricoles aux exigences environnementales des milieux récepteurs.

Cycle du phosphore dans les systèmes agricoles

Le cycle du P comprend des compartiments permettant de représenter la dynamique du P par un diagramme d'écoulement. Les compartiments du P sont souvent représentés par des entités où le P s'accumule, par exemple le sol, les plantes, les animaux, les structures d'entreposage des aliments du bétail et des effluents, les engrais commerciaux et l'eau non confinée dans des structures de rétention (Figure 1).

Figure 1 : Cycle simplifié du phosphore dans un système agricole

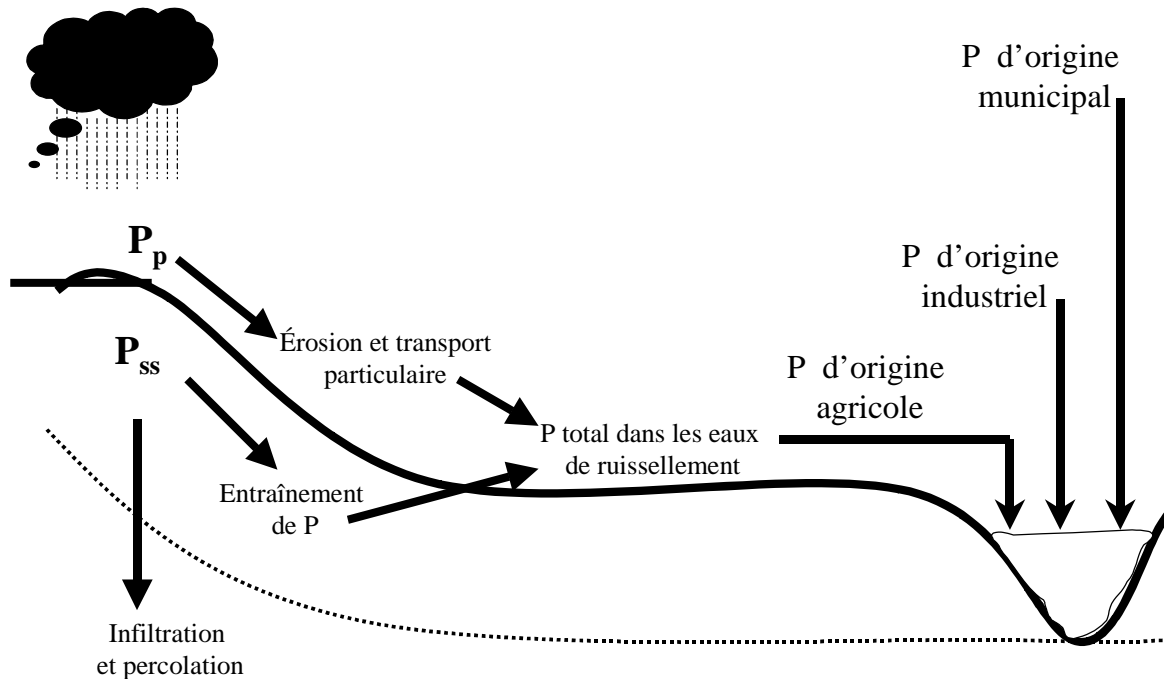


Les relations aliments-animaux-effluents de la figure 1 permettent de calculer le coefficient d'efficacité alimentaire qui peut être amélioré par l'ajout d'enzymes ou par une alimentation mieux équilibrée. Pour calculer des bilans de matière dans les systèmes agricoles, on simplifie encore davantage le modèle sur la base de certaines hypothèses. Par exemple, on néglige la plupart du temps les phénomènes de déposition et de déplacement mécanique (nivellement, nettoyage des fossés) et les pertes par des processus hydrologiques, où on suppose que le P des résidus et des semences fait partie du cycle interne du sol et se retrouve dans l'analyse.

À partir de la figure 1, on peut construire un modèle simulant le risque d'eutrophisation d'une pratique effectuée sur un paysage défini par sa morphologie, soit une crête, un plateau, une pente et une dépression (Figure 2).

Figure 2 : Modèle utilisé pour élaborer l'indice de risque du phosphore dans les systèmes culturaux

Transport du phosphore par les eaux de ruissellement



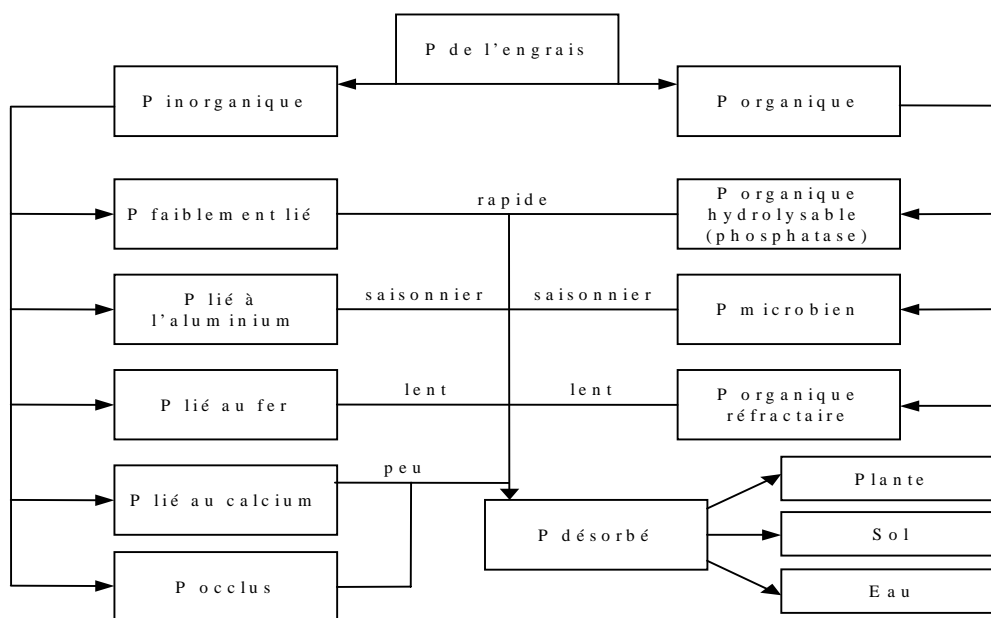
On peut calculer un indice global de perte du phosphore (indice de risque du phosphore = IRP) au champ afin de simuler l'efficacité environnementale des pratiques agricoles dans un sous-système sol-plante spécifique. Cet indice pondère les effets combinés de phénomènes de transport comme l'érosion, le ruissellement et le lessivage et des sources de P comme les engrais minéraux et organiques (dose, moment et mode d'application) et le sol (P extrait par une méthode reconnue comme Mehlich-3 ou saturation du sol en P exprimé par le rapport P/AI). L'IRP fait déjà partie du code des bonnes pratiques de l'état du Maryland et est en voie d'étalonnage dans plusieurs états américains et au Québec. En plus des processus de transport (érosion, ruissellement, infiltration), il tient compte de la catégorie des eaux réceptrices, de l'analyse de sol et des sources exogènes (dose, mode et période d'application des engrais minéraux et organiques). Les risques les plus élevés sont associés à la pratique suivante : une

dose élevée d'engrais phosphaté laissé en surface avant l'hiver sur des sols montrant un contenu élevé en P (Coale *et al.*, 2002).

Réaction des engrais phosphatés dans le sol

La figure 3 montre la répartition de l'engrais phosphaté commercial ou organique après son application en sol acide à neutre. Ce diagramme est une approche thermodynamique (probabilité élevée de succès d'une réaction d'extraction) et séquentielle (extractions successives sur le même échantillon de sol) utilisant des méthodes d'analyse assez spécifiques à la forme du P dans le sol, ou des solutions d'extraction reliées à son énergie de rétention. La méthode de fractionnement du P inorganique en sol acide comprend le P faiblement lié extrait par un sel ou par de l'eau distillée, le P lié à l'aluminium, au fer ou au calcium, et le P occlus dans les oxy-hydroxydes. Le P organique lié à la matière organique (MO) du sol comprend les compartiments facilement hydrolysables, microbiens et réfractaires (humus). Les flèches représentent des taux souvent exprimés de façon qualitative comme du P rapidement, modérément ou lentement disponible ou diffusible vers la solution du sol. Ici, les flèches ont des unités de débit (unité de masse ou de volume par unité de temps) plutôt que de flux. Lorsque le cycle est appliqué à une surface de sol, les flèches ont des unités de flux. Les rectangles sont des compartiments du P dans le sol déterminés par l'analyse séquentielle.

Figure 3 : Compartiments du P du sol obtenus par fractionnement chimique



Le phosphore apporté au sol sous forme d'engrais évolue vers des formes de moins en moins bio-disponibles. La vitesse des réactions des phosphates solubles dépend du nombre de collisions entre les particules qui diffusent dans la solution du sol et entre les particules diffusibles et la phase solide du sol (argile, limon, MO). Les réactions comme la précipitation, l'adsorption et l'immobilisation microbienne sont d'autant plus lentes que la température est basse. Du P peu retenu par le sol comporte un risque environnemental lorsqu'associé à un processus de transport (érosion, ruissellement, infiltration). La répartition du P de l'engrais dépend du type de sol et des pratiques de conservation des sols.

Facteurs pédologiques influençant le cycle du phosphore dans le sol

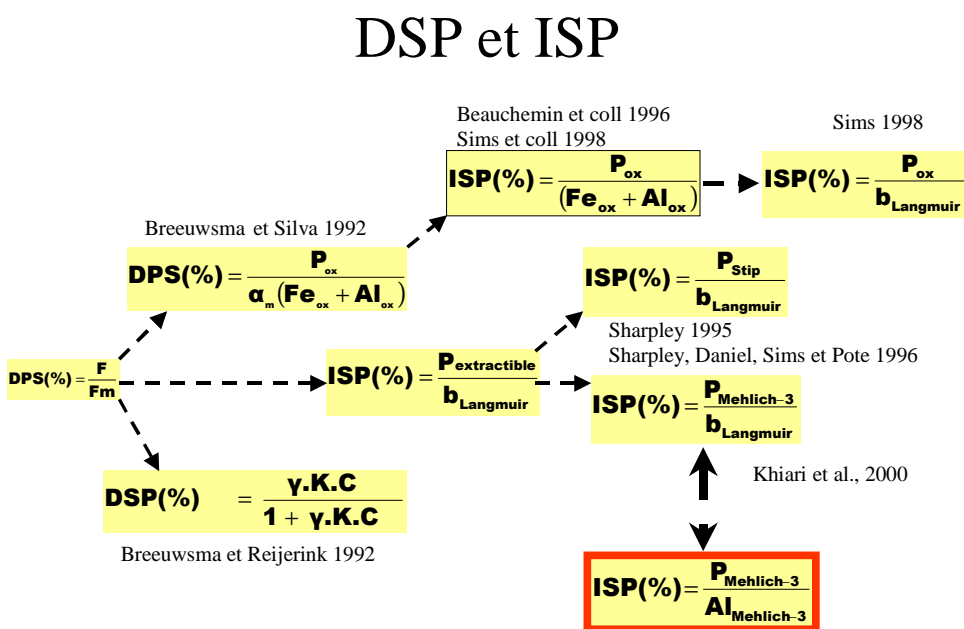
Contenu du sol en composés d'aluminium et de fer

La disponibilité du phosphore est sujette à plusieurs processus physicochimiques comme la précipitation, l'adsorption et la réorganisation microbienne. Les facteurs les plus impliqués dans les voies de fixation de P sont les hydroxydes de fer et d'aluminium dans les sols acides, le carbonate de calcium dans les sols alcalins et l'activité biologique dans les sols organiques. Les principaux constituants du sol responsables de la fixation du P sont les minéraux argileux, le fer et l'aluminium, les cations échangeables et le carbonate de calcium. En sol acide à neutre, comme ceux rencontrés généralement au Québec et dans le Nord de l'Europe, les chercheurs ont porté leur attention sur les formes les plus actives de l'aluminium et du fer dans les sols, soit les formes extractibles à l'oxalate acide d'ammonium. Ces formes sont les hydroxydes d'aluminium et de fer de même que des formes de ces éléments complexées par la matière organique du sol. Comme le montre la figure 4, des modèles d'évaluation agroenvironnementale de la saturation en P des formes d'aluminium et de fer extractibles à l'oxalate acide d'ammonium dans les sols ont été proposés par plusieurs chercheurs en Europe et en Amérique. Les concepts présentés sont le DPS (degree of phosphate saturation) et l'ISP (indice de saturation en phosphore). Le concept hollandais de DPS (Breeuwsma et Silva, 1992; Breeuwsma et Reijerink, 1992) est devenu l'ISP en cheminant vers les Etats-Unis (Sharpley, 1995; Sharpley et coll., 1996; Sims, 1998; Sims et coll., 1998) et le Canada (Beauchemin et coll., 1996; Khiari et coll., 2000).

Le diagramme de la figure 4 indique que les concepts de DPS et d'ISP peuvent être reliés entre eux par des équations de conversion (Khiari et coll., 2000). Dans le modèle québécois, nous

faisons appel à la méthode Mehlich-3. Le rapport pondéral $(P/Al)_{M-3}$ est bien corrélé au DPS. Le fait d'ajouter Fe_{M-3} n'améliore pas la corrélation, car la méthode Mehlich-3 extrait peu de fer. Cependant, le rapport molaire $(P/[Al + Fe])_{M-3}$ a été récemment proposé au Delaware (Maguire et Sims, 2002). Le rapport molaire est calculé en divisant d'abord les résultats de l'analyse de sol exprimés en $mg\ kg^{-1}$ (c'est-à-dire ppm ou partie par million) par 32 pour le P, par 27 pour l'Al, et par 56 pour le Fe.

Figure 4 : Modèles simulant la capacité du sol comme milieu récepteur du P



$F \approx P_{OX}$; F_m = capacité maximale de sorption du P dans le sol = $\alpha_m(Al_{OX} + Fe_{OX})$; P_{OX} , Fe_{OX} , Al_{OX} = P, Al et Fe extraits à l'oxalate acide d'ammonium et exprimés en mmol; α_m = P fixé par des réactions lentes de précipitations dans le sol (2 à 12 mois d'incubation); $\beta_m = b_{Langmuir} = P$ maximum adsorbé par le sol selon l'équation de Langmuir; $\gamma = 3 = \alpha_m / \beta_m$; K = constante d'énergie de l'isotherme d'adsorption de Langmuir; c = concentration dans la solution après un équilibre de 24 h entre le P ajouté et le sol; $P_{extractible}$: P extrait par une méthode normalisée; P_{strip} : P extrait à l'aide de bandelettes enrichies d'hydroxyde de fer; P-Mehlich-3, Al-Mehlich-3 : P et Al extraits par la méthode Mehlich-3

Des recherches non publiées menées au Québec par Khiari et Parent dans des sols minéraux acides cultivés pour la pomme de terre (4-5 % de MO) ont montré que le P de l'engrais (MAP) se retrouvait en faible quantité sous forme de P organique (2 % du P ajouté), de P faiblement lié (5 %) et de P lié au fer (9 %) ou sous une autre forme (négligeable), mais en grandes quantités sous forme de P lié à l'Al (79 %). Ces recherches appuient l'utilisation du rapport $(P/Al)_{M-3}$ pour le diagnostic agroenvironnemental des sols minéraux avec contenu normal en MO. Le

diagnostic agroenvironnemental basé sur le rapport $(P/Al)_{M-3}$ comprend un diagnostic environnemental et un diagnostic agronomique. Ces sujets seront traités plus loin.

Contenu du sol en matière organique (MO)

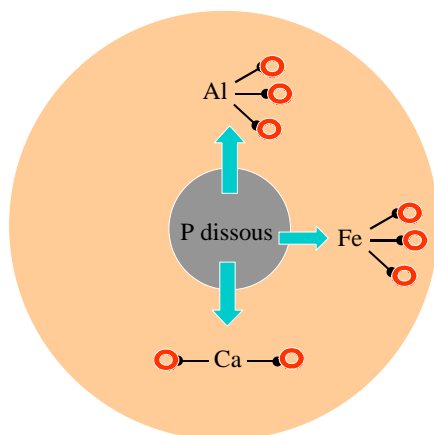
Dans un sol acide cultivé en pomme de terre et riche en MO (20 %) incubé pendant six semaines en laboratoire (23 °C) par Khiari et Parent (données non publiées), le P de l'engrais se répartissait comme suit : P organique (11 %), P faiblement lié (34 %), et P lié à l'aluminium (35 %) ou au fer (16 %). Un enrichissement du sol en matière organique augmentait la contribution du P organique à la dynamique du P. La proportion du phosphate monoammoniacal (MAP) immobilisée sous forme de P était de 2,4 % dans les sols contenant 4-5 % MO et ne recevant pas de lisier de porc déshydraté, et de 11,4 % dans le sol riche en MO (20 %) et enrichi de lisier de porc déshydraté. De façon correspondante, les proportions de P facilement relâché montaient à 22 % et 72 % du P-MAP, respectivement. Donc, l'immobilisation microbienne du P de l'engrais dans le sol était présente, mais l'effet de l'ajout de MO sur la solubilité du P de l'engrais dans le sol était dominant dans ces sols minéraux acides réputés fixateurs des phosphates ajoutés.

Lors des réactions d'adsorption du phosphore dans les sols minéraux, les composés organiques de nature anionique appelés ligands entrent en compétition avec l'anion phosphate. Les acides carboxyliques, comme les acides oxaliques, tartriques, maloniques, citriques et maliques, se lient au Fe et à l'Al, favorisant la mise en solution du phosphore. Pour augmenter l'efficacité des engrais phosphatés, on peut soit enrichir toute la couche arable en MO à l'aide d'amendements, soit enrichir un volume limité de sol avec des résidus organiques (pratiques de conservation des sols avec travail minimum), ou ajouter des ligands organiques dans la zone d'application des engrais (engrais organo-minéraux de démarrage). Plus la concentration des ligands dans l'engrais est élevée, plus la fixation du phosphore par l'Al et le Fe dans les sols acides est faible, comme illustré à la figure 5. Ainsi, par unité de P ajouté et à une dose comparable, le lisier de bovin laitier a fait augmenter plus rapidement que le super-phosphate le niveau de P biodisponible dans une argile limoneuse gleysolique du Québec lors d'un essai de longue durée (Zheng *et al.*, 2001).

Avec l'ajout de matières organiques au sol, les processus biologiques et enzymatiques contrôlent graduellement le cycle du P. Dans les sols très riches en MO, le rapport $(P/Al)_{M-3}$, qui

est un indicateur des phénomènes d'adsorption et de désorption du P, devient alors moins représentatif des processus se produisant dans le sol. Les deux principales causes de cette perte d'efficacité du rapport $(P/Al)_{M-3}$ sont le rôle de la MO dans la solubilisation du phosphore inorganique (réduction de la fixation) et les facteurs biologiques dominant le cycle du P (microbes et enzymes).

Figure 5 : Mécanisme de compétition des ligands organiques (en gris) avec le P de l'engrais sur les sites de fixation de l'Al et du Fe dans le sol avoisinant le granule (en orange)



Dans les terres noires cultivées du Québec, qui contiennent en moyenne 80 % de MO, le P organique forme les 2/3 du P total et le P de l'engrais est peu retenu chimiquement (Parent et Khiari, 2003). Dans les sols organiques, les pratiques actuelles de fertilisation dépassent largement la capacité du sol à retenir le phosphore, comme l'indique la qualité médiocre de l'eau du ruisseau Norton qui traverse un bassin de sols organiques cultivés dans le sud-ouest du Québec (Simoneau, 1996). En effet, il faut considérer les processus microbiens en plus de l'ISP. Le critère biologique représentatif des processus microbiens peut être décrit par le rapport des formes organiques C/P, de façon analogue au rapport C/N (Parent et Khiari, 2003). Jusqu'à un rapport C/P critique, la biomasse microbienne immobilise le P. Au-delà de cette valeur critique, le P peut être hydrolysé ou non selon le niveau d'activités enzymatiques (phosphatases produites par les microbes et les racines). Toutefois, la valeur de P critique dépend aussi de la concentration en N organique. Donc, le diagnostic du P organique dépend globalement du contenu de la matière organique en C, N et P organiques selon un rapport multiple plutôt qu'un rapport binaire C/N, C/P ou N/P. Les rapports C/N, C/P et N/P sont souvent diagnostiqués séparément, quoiqu'ils font partie du même simplex d'analyse. Le diagnostic des rapports multiples fait appel aux méthodes de la géostatistique de composition.

Une composition est un ensemble de composantes ou simplex totalisant 100 %, définie comme suit :

$$C + N + P + R_3 = 100\% \quad (1)$$

où R_3 est la valeur de remplissage entre 100 % et les valeurs des trois analyses (C, N, P).

La moyenne géométrique de ces quatre composantes (C, N, P, R_3) est :

$$(G = CxNxPxR_3)^{0,25} \quad (2)$$

La variable diagnostique V_p pour la minéralisation du P organique en P inorganique est :

$$V_p = \ln(P/G) \quad (3)$$

L'équation (3) tient compte simultanément de tous les rapports impliquant P dans le simplex, car :

$$\ln(P/G) = \ln\left(\frac{P^{0,25} P^{0,25} P^{0,25} P^{0,25}}{C^{0,25} N^{0,25} P^{0,25} R_3^{0,25}}\right) \quad (4)$$

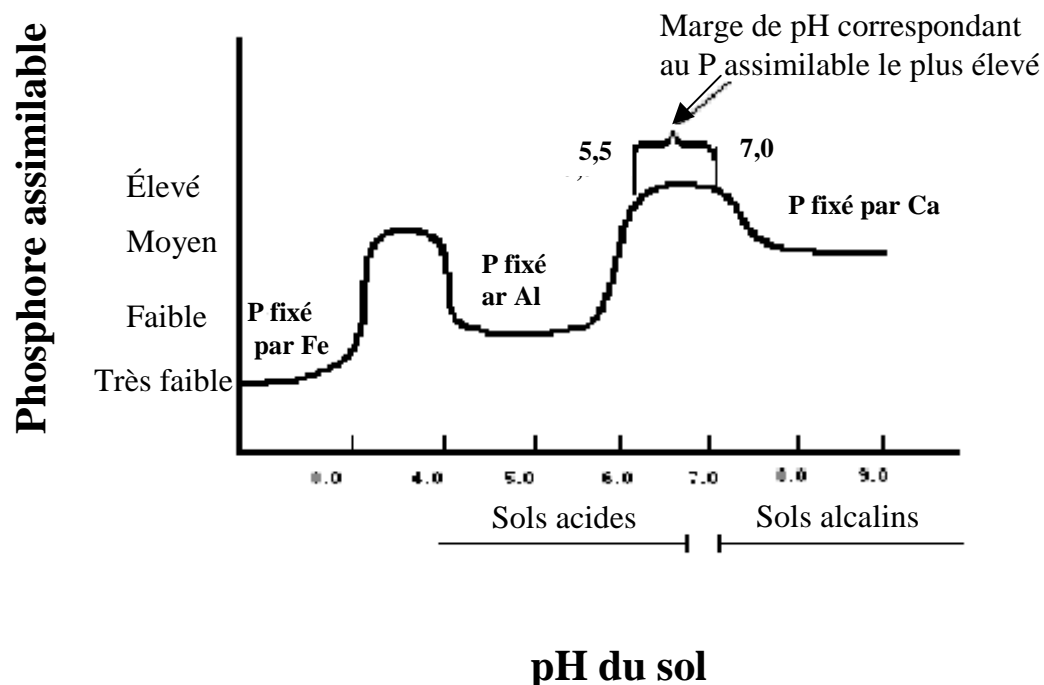
L'équation (4) relative à l'hydrolyse ou l'immobilisation de P organique comprend les rapports binaires C/P, N/P et P/R. À l'aide de résultats de la littérature, Parent et Khiari (2003) ont proposé une valeur V_p critique de - 4,3 entre un sol immobilisant le P ($V_p < - 4,3$), et un sol où une augmentation de l'activité enzymatique a le potentiel de produire une minéralisation nette du P ($V_p > - 4,3$).

pH du sol

La biodisponibilité du P dans le sol dépend du pH du sol (Figure 6). La plus forte solubilité du P dans les sols minéraux se situe entre les pH 6,2 et 7,0. La figure 6 indique l'importance de l'Al dans la fixation du P près de l'intervalle optimal. Il faut tenir compte des propriétés du sol pour choisir l'engrais P, de sorte que les produits de réaction formés aient une solubilité maximale et une assimilabilité adéquate. La fixation de P résulte des ions associés et du pH des solutions saturées autour du granule d'engrais.

Les engrais eux-mêmes peuvent influencer la réaction du sol. Le pH des solutions saturées des engrais phosphatés à 25 °C est présenté au tableau 1. Parmi les engrais utilisés pour l'agriculture de champ (MAP, DAP, SP), seul le DAP a une réaction alcaline rapide, quoique la nitrification de l'ammonium acidifie graduellement le milieu par la suite.

Figure 6 : Influence du pH sur la solubilité du P dans le sol



Une application excessive de DAP en milieu neutre à calcaire peut conduire à une intoxication ammoniacale de la plantule (dégagement de NH_3 , une matière très toxique à faible concentration). Lorsque l'on désire un effet acidifiant à court terme, le MAP est préférable au DAP. La nitrification de l'ion ammonium provenant des phosphates d'ammonium (MAP, DAP) acidifie le milieu lors de la production de nitrite (NO_2^-) par la chaîne de réactions suivantes :

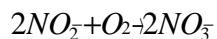


Tableau 1 : pH des engrais phosphatés et concentration en P en solution saturée (Lindsay et coll., 1962)

Engrais pur	Composition de la solution saturée à 25 °C		
	Symbole de la solution	pH	Concentration mole P/litre
Phosphate monoammoniacal	MAP (11-52-0) $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$	3,47	2,87
Phosphate biammoniacal	DAP (18-46-0) $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$	7,98	3,82
Phosphate monocalcique	Super-phosphate (0-20-0 ou 0-46-0) $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$	1,48	3,98
Phosphate monopotassique	MKP (0-52-35) KH_2PO_4	3,99	1,69
Phosphate bipotassique	DKP (0-41-54) K_2HPO_4	10,10	6,10

Élaboration de modèles environnementaux tenant compte de la qualité des eaux de surface et souterraines (Pellerin, 2003)

Il est difficile d'établir des relations directes entre la saturation d'un sol en P et le déplacement du P du sol vers les eaux de surface ou souterraines. Il existe toutefois des méthodes de laboratoires fortement corrélées à ces phénomènes et peu coûteuses. Les Hollandais suggèrent de ne pas dépasser un DPS de 25 % pour obtenir une concentration en P inorganique de 0,1 mg P par litre dans l'eau souterraine en sol sableux acide. La valeur correspondante sous forme du rapport $(P/Al)_{M-3}$ est d'environ 15 % en sol sableux acide. Ce sont ces analyses simples de laboratoire qui nous fournissent les outils nécessaires à la mise en place des meilleures pratiques de fertilisation.

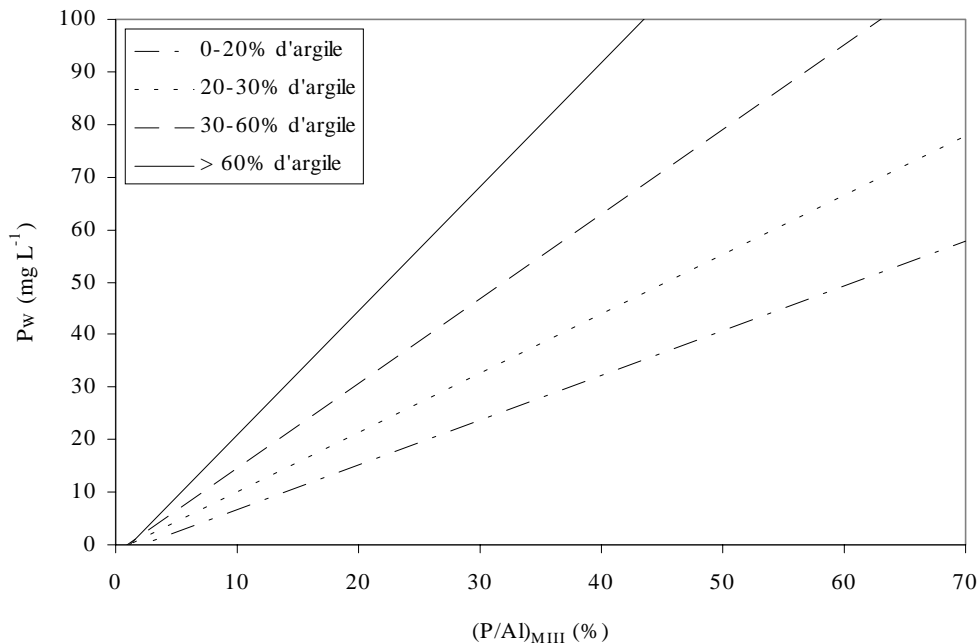
Les modèles simulant les écoulements latéraux et verticaux du P dans un champ agricole sont construits à partir des hypothèses suivantes :

1. Il existe un lien entre le DPS et le P soluble (Figure 4). Il y a aussi un lien direct entre le P ruisselé et le P soluble dans un grand volume d'eau en équilibre avec le P du sol (P_w) (Pote et coll., 1996). Il suffit donc d'établir une relation entre le rapport $(P/Al)_{M-3}$ et le P_w pour construire un modèle environnemental pour les écoulements latéraux du P biodisponible dans le sol.

2. Dans un sol suffisamment saturé en P, le P excédentaire doit diffuser ou être entraîné vers le bas. Il existe donc une relation verticale entre le rapport $(P/Al)_{M-3}$ dans la couche arable et la concentration en P soluble dans le sol sous la couche arable (Maguire et Sims, 2002), au-delà du bruit de fond aléatoire (état naturel du sol + erreur expérimentale) retrouvé naturellement dans le sous-sol.

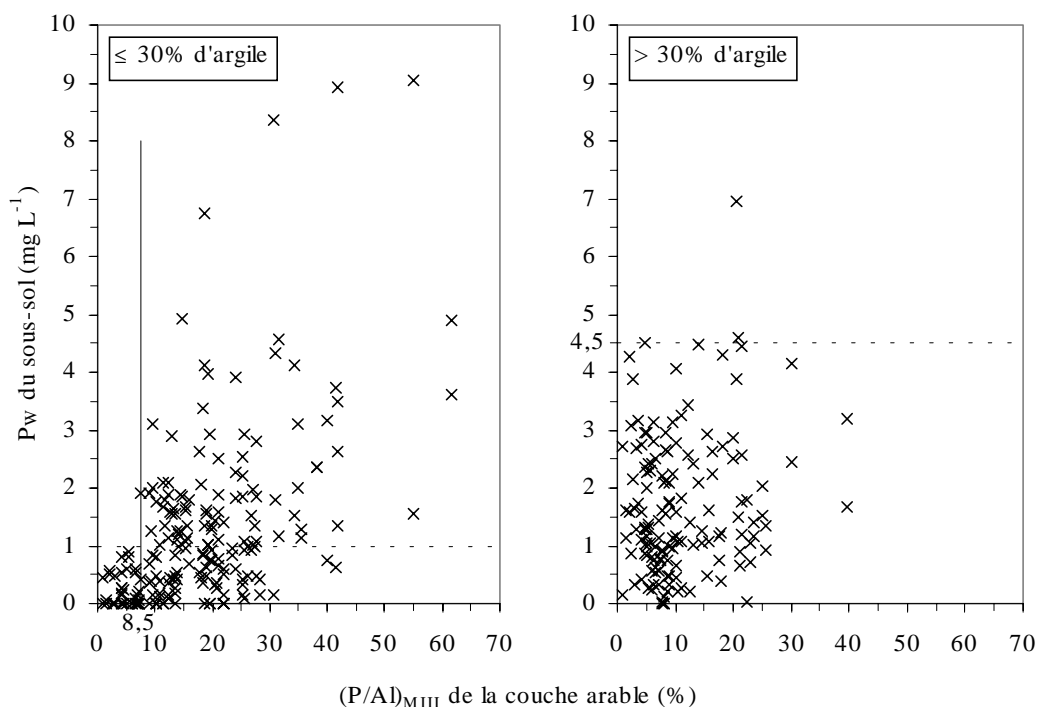
Des études effectuées sur 175 sols du Québec montrent que la texture du sol est le facteur le plus important à considérer dans la relation entre P_w et le rapport $(P/Al)_{M-3}$. Plus le sol est riche en argile, plus la pente de la relation est élevée, donc plus élevé est le risque d'obtenir une valeur élevée de P ruisselé pour une valeur $(P/Al)_{M-3}$ donnée (Figure 7). En effet, les sols argileux (gleysols) ont un pouvoir tampon conféré par les oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium souvent plus élevé qu'en sols sableux du même groupe pédologique (gleysols). De plus, la méthode Mehlich-3 est moins efficace à extraire le P dans les argiles que dans les sables. Chez les sols sableux, il y a aussi une différence entre les séries de sols de la catégorie des gleysols (incluant les brunisols mélaniques et sombriques et les luvisols) et celles de la catégorie des podzols (incluant les brunisols dystriques). C'est pourquoi, le risque environnemental devrait être évalué selon la texture et, possiblement, la classification pédologique du sol.

Figure 7 : Relation entre P_w et $(P/Al)_{M-3}$ selon la texture du sol



L'écoulement vertical varie également selon la texture du sol. Chez les sols riches en argile (> 30 % d'argile), le bruit de fond aléatoire (aucune tendance d'enrichissement selon la saturation de la couche arable en P) est très élevé et n'est pas influencé par le rapport $(P/AI)_{M-3}$ dans la couche arable (Figure 8).

Figure 8 : Relation entre P_w du sous-sol et le rapport $(P/AI)_{M-3}$ de la couche arable



Dans les sols plus sableux (≤ 30 % d'argile), un rapport $(P/AI)_{M-3}$ dépassant 8,5 % dans la couche arable cause un enrichissement du sous-sol en P au-delà du bruit de fond aléatoire. Les critères d'écoulement vertical apparaissent donc plus sévères que les critères d'écoulement latéral, étant donné le bruit de fond élevé des sols de texture plus fine. Des saturations correspondant à des objectifs d'enrichissement selon des contraintes de ruissellement et de lessivage du P définissent des balises pour la capacité réceptrice des sols permettant l'élaboration de plans d'action pour l'atteinte d'objectifs environnementaux (Tableau 2). En général, un enrichissement dépassant une saturation supérieure à 8,5 % dans la couche arable est potentiellement dommageable dans les sols contenant moins de 30 % d'argile. Pour les sols contenant plus de 30 % d'argile, il faut au moins appliquer le critère du P latéral. Le diagnostic environnemental pour le lessivage (P vertical) est plus difficile à appliquer : une concentration

en P_w inférieure à 1,0 mg/l est la concentration minimale que l'on peut envisager, car elle correspond au bruit de fond aléatoire dans les sols contenant moins de 30 % d'argile.

Tableau 2 : Valeurs critiques environnementales selon la texture du sol et sa genèse

Contenu en argile	Genèse	Valeur critique du P latéral selon l'objectif d'enrichissement de la solution du sol		Valeur critique du P vertical
		Concentration de P dans la solution du sol 0,10 mg P/l		
%	Classe	% (P/AI) _{M-3}		
0-20	Podzol	17		8,5
	Gleysol	14		8,5
20-30	Podzol	13		8,5
	Gleysol	10		8,5
30-60	Toutes	8		-
> 60	Toutes	6		-

Il faut contrôler l'érosion de particules de sol enrichies en phosphore à un niveau tolérable pour l'environnement par des mesures de conservation de sol. Il faut aussi chercher à contrôler le ruissellement et l'écoulement préférentiel comme processus de transport du phosphore du sol vers les eaux de surface. Ces processus peuvent être partiellement maîtrisés, par exemple par le travail du sol (bris du réseau de fissures favorisant l'écoulement préférentiel; maintien d'une surface rugueuse ou couverte de résidus pour atténuer l'écoulement de surface et conserver l'eau dans la couche arable, l'eau biodisponible dans le sol durant l'été étant souvent le facteur limitant le plus le rendement), les travaux hydrauliques (avaloirs, aménagement des pentes) et les mesures de confinement (bandes riveraines, boisés et lignes d'arbres, marais filtrants, cultures alternées ou compagnes sur de faibles distances, etc.). Dans ces cas, on pourrait augmenter la capacité réceptrice du champ et tolérer une plus forte saturation du sol en P, conciliant ainsi des objectifs agronomiques et environnementaux.

Élaboration de modèles agroenvironnementaux

Les modèles agroenvironnementaux font appel aux concepts suivants :

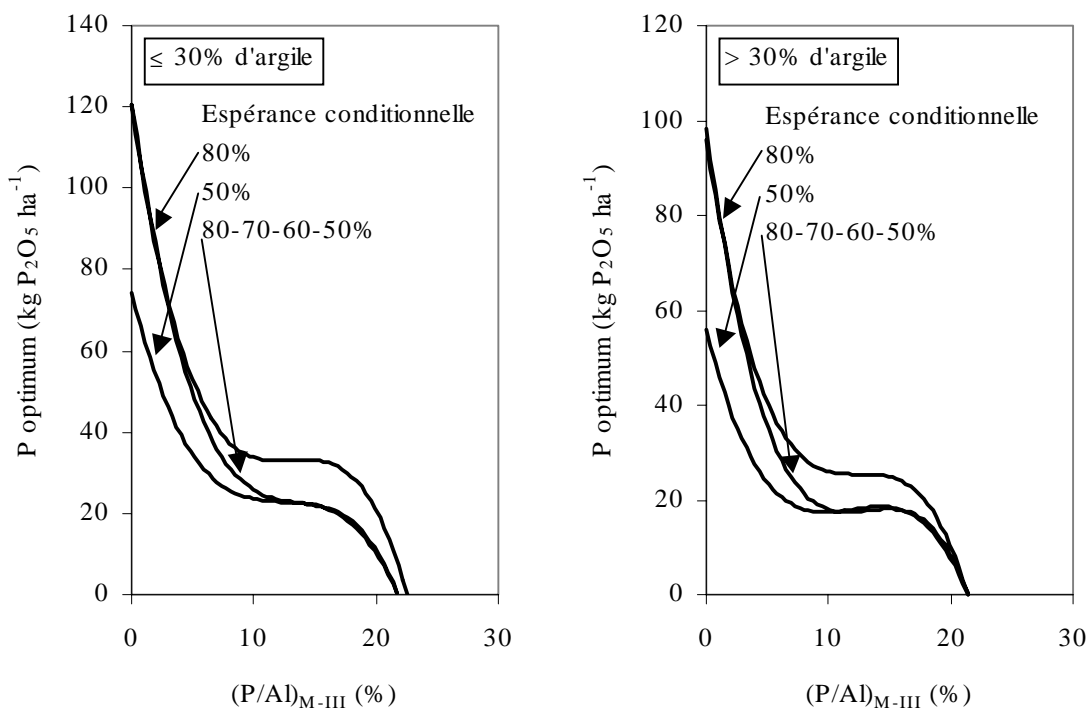
1. Courbes de réponse des cultures aux engrais phosphatés (essais au champ).
2. Classification des réponses selon la texture et l'analyse de sol, soit le rapport $(P/AI)_{M-3}$, en deux ou trois classes provisoires par groupe textural, et utilisation de contraintes environnementales (Tableau 2) pour augmenter le nombre de classes.
3. Modèle représentatif des réponses aux engrais P obtenues à l'étape 1 à travers les classes de fertilité définies à l'étape 2.
4. Ajustement du modèle défini à l'étape 4 aux incertitudes et aux philosophies de fertilisation.

Les étapes 1 à 3 sont franchies par les chercheurs et l'étape 4 prend en compte les concepts privilégiés par les spécialistes de la fertilisation, la réglementation et les incertitudes liées aux pratiques d'épandage et à la variabilité des propriétés du sol.

Cas du maïs (Pellerin, 2003)

Le maïs est cultivé sur une grande variété de sols. C'est une culture exigeante en P mais qui appauvrit le sol en P, étant donné que l'exportation de P sous forme de grain est supérieure aux applications de P sous forme d'engrais jusqu'au seuil agronomique de saturation de 2,5 % en sol lourd et de 4,0 % en sol léger (Figure 10; 125 essais incluant les essais de 2001). Le risque agronomique est défini comme l'espérance conditionnelle (EC, proportion des sites ayant un P optimum égal ou inférieur au P recommandé à l'intérieur d'une classe de fertilité). Une EC de 50 % signifie que le rendement optimum sera atteint sur 50 % des sites inventoriés avec la dose prescrite. Plus l'EC est faible (50 % vs 80 %), plus le risque agronomique est élevé. Il est normal que le maïs cultivé sur un sol de haute qualité requiert moins de P que celui cultivé sur un sol mince ou compacté.

Figure 9 : Courbes de réponse du maïs au phosphore selon le risque agronomique et la texture du sol



Les objectifs agronomiques et environnementaux en sols légers (≤ 30 % argile) sont conciliables jusqu'au niveau moyen de fertilité (8,6 %) puisqu'on prévient l'enrichissement du sous-sol (jusqu'à 8,5 %) tout en maintenant une concentration suffisante dans la solution du sol (environ 0,05 mg P/l).

En sols lourds (> 30 % argile), le niveau faible à moyen de fertilité (2,6-5,0 %) maintient une concentration suffisante dans la solution du sol (environ 0,05 mg P/l) tout en minimisant le risque environnemental. Les cultures à enracinement profond peuvent prélever du phosphore soluble du sous-sol et réduire encore davantage le risque environnemental en sol lourd.

Tableau 3 : Seuils agronomiques et environnementaux du maïs.

Niveau de fertilité	≤ 30 % argile	> 30 % argile
	% (P/AI) _{M-3}	
Faible	$\leq 4,0$	$\leq 2,5$
Faible à moyen	4,1-8,6	2,6-5,0
Moyen à élevé	8,7-13,1	5,1-7,6
Élevé	13,2-21,7	7,7-21,4
Très élevé	$> 21,7$	$> 21,4$

Cas de la pomme de terre (Khiari et coll., 2000)

La pomme de terre est cultivée en sol léger et est exigeante en P. Elle enrichit le sol en P, puisque l'exportation de P par la récolte est inférieure aux ajouts de P jusqu'au seuil environnemental de 15,0 % (Figure 9 et Tableau 3 : 78 essais).

Le risque d'enrichissement du sous-sol en P est élevé à partir du niveau de fertilité moyen (8 %). La concentration simulée à ce seuil est de 0,054 mg P/l dans la solution du sol. Une saturation d'eau plus 8 % pourrait satisfaire aux objectifs agronomiques et environnementaux avec les mesures de conservation appropriées.

Figure 10 : Courbe de réponse de la pomme de terre au phosphore

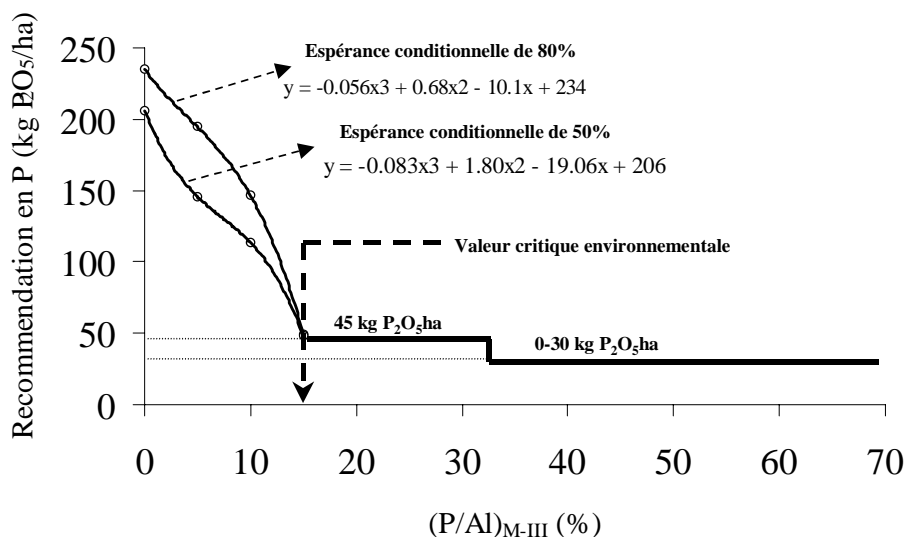


Tableau 4 : Seuils agronomiques et environnementaux de la pomme de terre

Niveau de fertilité	Valeur critique agronomique	Valeurs critiques environnementales
		(P/Al) _{M-3}
	8 %	8,5 % et 15 %
		%(P/Al) _{M-3}
Extrêmement faible		0-2 %
Très faible		2-4 %
Faible		4-8 %
Moyen		8-15 %
Élevé		15-35 %
Très élevé		> 35 %

Modulation des recommandations en engrais

Une recommandation en P peut être modulée suivant des approches philosophiques, une connaissance de la variabilité dans le système de production (variation des propriétés du sol, uniformité des applications) et l'efficacité agronomique des engrais.

Les principales philosophies de recommandation sont : 1) la satisfaction des besoins de la culture; 2) l'enrichissement du sol et le maintien du niveau de l'analyse; 3) la prise en compte de la productivité des sols; 4) la fertilisation localisée.

La satisfaction des besoins est déterminée à partir de courbes de réponse de la culture à l'engrais et de classement des sols suivant des essais de fertilisation. Cette philosophie conduit aux modèles illustrés dans les figures 9 et 10. La plupart des agronomes sont à l'aise avec cette approche lorsque la récolte exporte moins de P que le P appliqué jusqu'au seuil environnemental proposé, comme c'est le cas de la pomme de terre. Toutefois, la récolte de maïs exporte beaucoup plus de P que le P ajouté à sa dose optimale et peut ainsi appauvrir le sol en P. Plusieurs agriculteurs s'inquiètent aussi de cette baisse pour deux raisons. D'abord, moins de phosphore sera disponible dans la couche arable au fur et à mesure de la désaturation, sans tenir compte des cultures faisant partie de la succession et qui se développent mieux dans un sol plus saturé en P. Ensuite, on limite les applications de fumier en réduisant la taille du réservoir de phosphore dans le sol. Une recommandation prudente serait alors basée sur une politique d'enrichissement du sol comme une réglementation environnementale permissive, sur des essais régionaux ou sur des objectifs environnementaux réalistes par bassin versant. L'enjeu ici est de définir convenablement le seuil critique agroenvironnemental pour un objectif d'assainissement tout en maintenant ou en augmentant (si possible) le rendement des cultures. Un seuil minimum pour une rotation maïs-soya serait, par exemple, de 2,5 % dans les sols lourds (> 30 % argile), et de 4 % dans les sols légers (\leq 30 % argile). Si, par exemple, dans une démarche d'amélioration continue vers ce seuil minimum (objectif environnemental élevé), on adopte d'abord un facteur de « sécurité » ou de « tolérance » de 2 ou 3, on pourrait sélectionner des seuils de 5 à 7,5 % pour les sols lourds et de 8 à 12 % pour les sols légers. Il faut toutefois noter que plus le seuil choisi est élevé, plus on tolère de fortes charges sur les sols et plus on favorise une utilisation inefficace des engrais tant au plan agronomique qu'au plan environnemental.

La notion de productivité des sols inclut la qualité des sols (qualité physique, biologique et chimique), l'adaptation des cultivars et les conditions météorologiques. Autrefois, les notions de fertilité et de fécondité des sols formaient des concepts globaux. De nos jours, la notion de fertilité est tellement restreinte aux analyses de sol qu'un concept global de qualité des sols a dû être réintroduit pour inclure les propriétés biologiques et physiques des sols. Des propriétés physiques défavorables à la croissance (compactage sévère, faible profondeur du sol, faible teneur en MO) conduisent à un potentiel de rendement réduit. Un sol qui produit de hauts rendements pourrait recevoir plus d'azote qu'un sol moins productif, d'où l'importance de viser un objectif de rendement réaliste. Les sols peuvent être biologiquement suppressifs, produire un «turnover» rapide de la matière organique, ou engendrer des synergies efficaces

(exemples : les nodules, les mycorhizes). Dans un sol fortement fertilisé avec du P et montrant une saturation supérieure à 4,6 %, le rendement peut chuter significativement (10-20 %) dans une culture d'Éricacées (atoca-mycorhize). Une trop forte dose d'azote réduit aussi la vitalité d'une plantation de légumineuses en atténuant la synergie plante-nodule. Une trop forte dose d'azote peut augmenter l'incidence de maladies et retarder la maturité et la conservation en entrepôt selon le cultivar (exemple : la pomme de terre). A l'appui de cette philosophie, on retrouve des recommandations localisées d'azote basées sur des tests de nitrate ou d'intensité de la couleur verte (exemples : le maïs, la pomme de terre). Par ailleurs, le travail du sol influence le «turnover» de la matière organique : le travail minimum peut produire un sol biologiquement très actif en surface et recycler près de la surface des éléments nutritifs du sous-sol, alors qu'un labour conventionnel favorise la dilution et la fixation des éléments nutritifs. Comme les pratiques de conservation du sol influencent le cycle du phosphore, le sol devrait être suivi régulièrement afin d'adapter la recommandation au type de sol et de pratique de conservation.

Dans un champ, la variabilité des indicateurs de productivité du sol peut conduire à une variabilité spatiale significative dans le potentiel de rendement. Afin de se protéger contre la variabilité des analyses de sol, on utilise souvent un facteur de sécurité. Pour le maïs, on a vu que les seuils agronomiques de saturation en phosphore sont de 2,5 % en sol lourd et de 4,0 % en sol léger. La classe moyenne de fertilité choisie par le CRAAQ est de 5,0-7,5 % en utilisant un facteur de sécurité moyen de 2. Afin de réduire le facteur de sécurité, on peut faire appel aux concepts d'agriculture de précision. Par exemple, pour une même analyse initiale et un régime de fertilisation uniforme, un sol situé dans une zone de rendements faibles peut s'enrichir plus rapidement que dans une zone à rendement élevé, augmentant ainsi l'hétérogénéité des analyses dans le champ. Même si la culture est très élastique aux doses d'engrais (exemple : le P dans le maïs), une application à taux variable permet d'uniformiser l'analyse de sols dans un champ. Comme la nature du paysage influence la redistribution de l'eau, du sol et des éléments nutritifs, l'utilisation d'un GPS embarqué sur un véhicule (précision < 10 cm en altitude, ratissage aux 10-15 m et plus intensément sur les pentes et près des fossés), ou de photographies aériennes sur sol nu au printemps, permet de localiser à peu de frais les zones potentielles d'accumulation d'eau, de sol et d'éléments nutritifs dans un champ.

Les engrais commerciaux n'ont pas tous la même efficacité agronomique. L'industrie a amélioré l'efficacité de l'azote en fabriquant des engrais à libération plus graduelle. Pour le phosphore, la

recherche sur l'efficacité des engrais a surtout porté sur les engrais de démarrage comme les phosphates d'ammonium solides, les engrais liquides et les engrais organo-minéraux. Il y a un problème philosophique qui ralentit le développement d'engrais phosphatés de plus en plus efficaces. En effet, si le but de la fertilisation est de maintenir la réserve en P du sol au seuil prescrit en appliquant au moins ce que la récolte exporte, c'est le coût de l'engrais et non son efficacité qui prime. Dans ce cas, le seuil critique de saturation en P à maintenir est déterminant pour satisfaire de façon réaliste aux objectifs agronomiques et environnementaux de l'entreprise agricole.

Élaboration de normes foliaires tenant compte de l'équilibre nutritif, notamment celui du phosphore

Théorie

Les résultats d'une analyse minérale d'échantillons foliaires montrent des concentrations de N, P, K, Ca, Mg, etc. La géostatistique des données de composition pour un système clos à 100 % a démontré que les composantes inconnues doivent être rassemblées dans une fraction résiduelle, ici R_5 pour ces 5 éléments. Une composition de 4 % de N, 0,3 % de P, 3 % de K, 1 % de Ca et 0,4 % de Mg, donne un R_5 de 91,3 % (soit 100 % - 4 - 0,3 - 3 - 1 - 0,4) contenant toute l'information inconnue (S, oligo-éléments, hydrate de carbone, etc.). Le centroïde de ces composantes est la moyenne géométrique G des composantes calculée comme suit :

$$G = (N \times P \times K \times Ca \times Mg \times R_5)^{1/6}$$

Pour exprimer chaque composante par rapport à toutes les autres, il suffit de définir de nouvelles variables V dites logarithmiques centrées.

$$V_N = \ln(N/G)$$

$$V_{Ca} = \ln(Ca/G)$$

$$V_P = \ln(P/G)$$

$$V_{Mg} = \ln(Mg/G)$$

$$V_K = \ln(K/G)$$

$$V_{R_5} = \ln(R_5/G)$$

Les indices CND sont calculés comme suit :

$$I_N = (V_N - V_N^*)/S_N$$

$$I_{Ca} = (V_{Ca} - V_{Ca}^*)/S_{Ca}$$

$$I_P = (V_P - V_P^*)/S_P$$

$$I_{Mg} = (V_{Mg} - V_{Mg}^*)/S_{Mg}$$

$$I_K = (V_K - V_K^*)/S_K$$

$$I_{R_5} = (V_{R_5} - V_{R_5}^*)/S_{R_5}$$

V_X est la valeur log-centrée de l'échantillon, V_X^* est la valeur log-centrée de l'élément X pour une sous-population à haut rendement (la norme CND) et s_P est l'écart-type de la population entière. Un laboratoire de routine générant une base de données sur les analyses foliaires fournit rapidement s_P , tandis que V_X^* peut être adapté à une région ou à un cultivar avec des essais au champ ou en échantillonnant un nombre limité de cultures à haut rendement. Par exemple, les normes CND de la pomme de terre sont présentées au tableau 5.

Tableau 5 : Normes CND pour la culture de pomme de terre (Khiari *et al.*, 2001)

Valeurs log-centrées						
	V_N^*	V_P^*	V_K^*	V_{Ca}^*	V_{Mg}^*	V_{R5}^*
Les norms CND	— sans unité —					
moyenne	0,683	- 2,079	0,635	- 1,073	- 1,633	3,468
Ecartype	0,100	0,191	0,1 48	0,310	0,168	0,137
Indices nutritifs						
	I_N	I_P	I_K	I_{Ca}	I_{Mg}	I_{R5}
Intervalles de suffisance	- 0,82-0,82	- 0,80-0,80	- 0,67-0,67	- 0,92-0,92	- 0,91-0,91	- 0,87-0,87
Indice de déséquilibre nutritif global (CND- r^2)	4,2					

L'indice de déséquilibre nutritif global (CND- r^2) est calculé comme suit :

$$CND-r^2 = I_N^2 + I_P^2 + I_K^2 + I_{Ca}^2 + I_{Mg}^2 + I_{R5}^2$$

Exemple de calcul

Une analyse minérale d'échantillons foliaires de pomme de terre a donné les résultats présentés au tableau 6 pour fins de diagnostic.

Tableau 6 : Analyse de tissu foliaire de la pomme de terre à deux sites (première feuille mature au début de la floraison)

Échantillon	% N	% P	% K	% Ca	% Mg
A	5,97	0,39	5,08	1,03	0,58
B	3,71	0,17	5,07	0,88	0,37

La valeur de R_5 est :

$$(100 - 5,97 - 0,39 - 5,08 - 1,03 - 0,58) = 86,95 \% \text{ pour l'échantillon A}$$

$$(100 - 3,71 - 0,17 - 5,07 - 0,88 - 0,58) = 89,80 \% \text{ pour l'échantillon B}$$

La moyenne géométrique G est :

$$(5,97 \times 0,39 \times 5,08 \times 1,03 \times 0,58 \times 86,95)^{1/6} = 2,91 \text{ pour l'échantillon A}$$

$$(3,71 \times 0,17 \times 5,07 \times 0,88 \times 0,37 \times 89,80)^{1/6} = 2,13 \text{ pour l'échantillon B}$$

Les valeurs log-centrées sont pour l'échantillon A de :

$$V_N = \ln(5,97/2,91) = 0,72$$

$$V_{Ca} = \ln(1,03/2,91) = -1,04$$

$$V_P = \ln(0,39/2,91) = -2,01$$

$$V_{Mg} = \ln(0,58/2,91) = -1,61$$

$$V_K = \ln(5,08/2,91) = 0,56$$

$$V_{R5} = \ln(86,95/2,91) = 3,40$$

Et pour l'échantillon B de :

$$V_N = \ln(3,71/2,91) = 0,55$$

$$V_{Ca} = \ln(0,88/2,91) = -0,88$$

$$V_P = \ln(0,17/2,91) = -2,53$$

$$V_{Mg} = \ln(0,37/2,91) = -1,75$$

$$V_K = \ln(5,07/2,91) = 0,87$$

$$V_{R5} = \ln(89,80/2,91) = 3,74$$

Les indices CND sont pour l'échantillon A de :

$$I_N = (0,72 - 0,683)/0,100 = 0,36$$

$$I_{Ca} = (-1,04 + 1,073)/0,310 = 0,11$$

$$I_P = (-2,01 + 2,079)/0,191 = 0,36$$

$$I_{Mg} = (-1,61 + 1,633)/0,168 = 0,12$$

$$I_K = (0,56 - 0,635)/0,148 = -0,53$$

$$I_{R5} = (3,40 - 3,468)/0,137 = -0,52$$

CND-r² = $0,36^2 + 0,36^2 + (-0,53)^2 + 0,11^2 + 0,12^2 + (-0,52)^2 = \mathbf{0,8} < 4,2$, la culture de pomme de terre fait partie d'une sous-population à haut rendement potentiel.

Et pour l'échantillon B :

$$I_N = (0,55 - 0,683)/0,100 = -1,28$$

$$I_{Ca} = (-0,88 + 1,073)/0,310 = 0,61$$

$$I_P = (-2,53 + 2,079)/0,191 = -2,35$$

$$I_{Mg} = (-1,75 + 1,633)/0,168 = -0,70$$

$$I_K = (0,87 - 0,635)/0,148 = 1,57$$

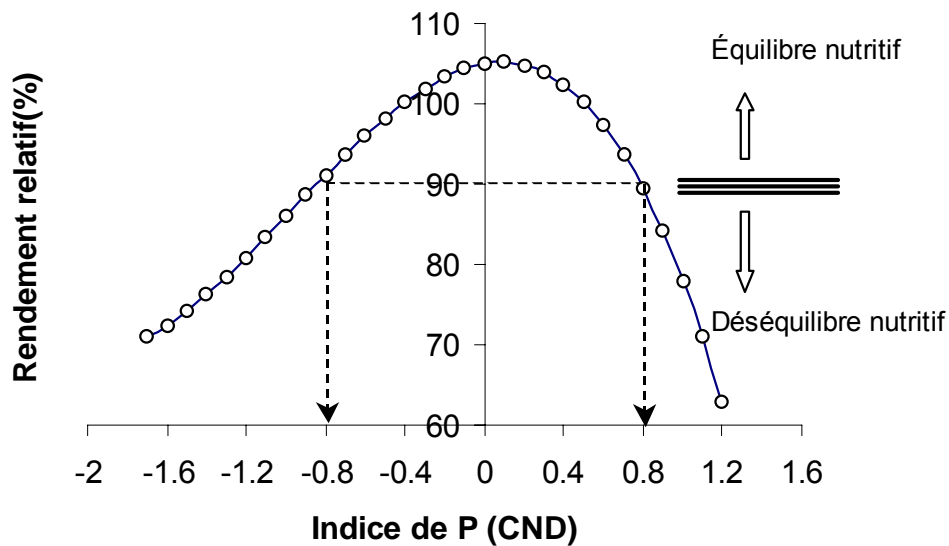
$$I_{R5} = (3,74 - 3,468)/0,137 = 2,00$$

CND-r² = $(1,28)^2 + (-2,35)^2 + 1,57^2 + 0,61^2 + 0,70^2 + 2,00^2 = \mathbf{14,5} \gg \gg 4,2$, la culture de pomme de terre fait partie d'une sous-population à statut nutritionnel déséquilibré et à faible rendement potentiel. Il s'agit d'une carence

prononcée du phosphore ayant un indice de $-2,53$, très loin de l'intervalle de suffisance : $-0,80 < I_P < 0,80$.

L'interprétation des indices est facilitée par l'établissement de relation entre, d'une part, le rendement relatif et l'indice de P (figure suivante) et d'autre part, le rendement et le $CND-r^2$. L' I_P de $-2,53$ correspond à 50 % du rendement potentiel (Figure 11).

Figure 11 : Relation entre le rendement relatif et l'indice P du CND



Conclusions

1. Les flux d'entrée de P dans un champ sont les apports de P (kg) par unité de temps (par exemple, saison) par unité de surface (ha) de sol. Les flux de sorties de P vers les eaux de surface font appel au concept d'un indice de risque du phosphore (IRP).
2. La capacité réceptrice des sols définie par l'IRP dépend des sources de P (engrais, sol) et des processus de transport (ruissellement, érosion, lessivage). Le risque relié au P du sol dépend de la saturation du sol en P (rapport P/AI) et de la dynamique de la matière organique représentée, par exemple, par le multi-rapport $\ln(P/G)$.
3. Les risques environnementaux et agronomiques peuvent être faibles même à une faible saturation du sol en P, mais un meilleur diagnostic de la variabilité spatiale du P dans les champs et de meilleures technologies d'engrais et d'application sont requises.
4. Le diagnostic CND des tissus permet de déterminer si les besoins de la plante sont satisfaits par le régime de fertilisation, ou si le régime actuel sur-sature la plante en P et cause des antagonismes ou une toxicité. Le CND diagnostique d'abord le déséquilibre global, puis, le cas échéant, scrute un à un le ou les éléments en cause.

Bibliographie

- Beauchemin, S., R.R. Simard et D. Cluis. 1998. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *J. Environ. Qual.* 27:721-728.
- Breeuwsma, A. et J.G.A. Reijerink. 1992. Phosphate saturated soils: a new environmental issue. Proc. European State-of-the-art Conf. "Delayed effects of chemicals on soil and sediments": 1-10, The Netherlands.
- Breeuwsma, A. et S. Silva. 1992. Phosphorus fertilisation and environmental effects in the Netherlands and the Po region (Italy). Agric. Res. Dep. Rep. 57, Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Res., Wageningen, The Netherlands.
- Coale, F.J., J.T. Sims et A.B. Leytem. 2002. Accelerated deployment of an agricultural nutrient management tool : the Maryland phosphorus site index. *J. Environ. Qual.* 31 : 1471-1476.
- Khiari, L., L.E. Parent et N. Tremblay. 2001. Selecting the high-yield sub-population for diagnosing nutrient imbalance in crops. *Agron. J.* 93 : 802-808.
- Khiari, L., L.E. Parent et N. Tremblay. 2001. Critical compositional nutrient indexes for sweet corn at early growth stage. *Agron. J.* 93 : 809-814.
- Khiari, L., L.E. Parent et N. Tremblay. 2001. The phosphorus Compositional Nutrient Diagnosis range for potato. *Agron. J.* 93 : 815-819.
- Khiari, L., L.E. Parent, A. Pellerin, A.R.A. Alimi, C. Tremblay, R.R. Simard, and J. Fortin. 2000. An agri-environmental phosphorus saturation index for acid coarse-textured soils. *J. Environ. Qual.* 29 : 1561-1567.
- Maguire, R.O. et J.T. Sims. 2002. Soil testing to predict phosphorus leaching. *J. Environ. Qual.* 31 : 1601-1609.
- Parent, L.E. et L. Khiari. 2003. Nitrogen and phosphorus indicators of organic soil quality. Chap. 5 dans: L.E. Parent and P. Innicki (éditeurs). *Organic soils and peat materials for sustainable agriculture*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Pellerin, A. 2003. Thèse de doctorat (en cours). Département des sols et de génie agro-alimentaire, Université Laval, Québec.
- Pote, D.H., T.C. Daniel, A.N. Sharpley, P.A. Jr. Moore, D.R Edwards, and D.J. Nichols. 1996. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:855-859.
- Sharpley A., T.C. Daniel, J.T. Sims et D.H. Pote 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *J. Soil Water Cons.* 51(2) 160-166.
- Sharpley, A.N. 1995. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *J. Environ. Qual.* 24: 920-926.

Simoneau, M. 1996. Qualité de l'eau du bassin de la rivière Châteauguay, 1979 à 1994. Direction des Écosystèmes aquatiques, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Québec.

Sims, J.T., R.R. Simard et B.C. Joern. 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *J. Environ. Qual.* 27:277-293.

Sims, J.T. 1993. Environmental soil testing for phosphorus. *J. Prod. Agric.* 6: 501-507.

Sissingh, H. A. 1971. Analytical techniques of the P_w method, used for the assessment of the phosphate status of arable soils in the Netherlands. *Plant Soil* 34: 383-486.

Van der Zee, S.E.A.T.M. et W.H. van Riemsdijk. 1986. Transport of phosphate in heterogeneous field. *Transp. Porous Media* 1 :339-359. Cités par Van der Zee, S.E.A.T.M., L.G.J. Fokkink, et W. H. van Riemsduk. 1987. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. *Soil Sci. Soc Am. J.* 51: 599-604.

Van der Zee, S.E.A.T.M., L.G.J. Fokkink et W. H. van Riemsduk. 1987. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. *Soil Sci. Soc Am. J.* 51: 599-604.

Zheng, Z., R.R. Simard, J. Lafond et L.E. Parent. 2001. Changes in phosphorus fractions of a humic gleysol as influenced by cropping systems and nutrient sources. *Can. J. Soil Sci.* 81: 175-183.