

Comparaison de diverses méthodes d'évaluation de la saturation et de la solubilité du phosphore dans des sols de Bretagne (France) à des fins agroenvironnementales

*J. B. SARR¹, M. GIROUX², A. R. MICHAUD² et P. AUROUSSEAU³

RÉSUMÉ - J.B. Sarr, M. Giroux, A. R. Michaud et P. Auroousseau, **Comparaison de diverses méthodes d'évaluation de la saturation et de la solubilité du phosphore dans des sols de Bretagne (France) à des fins agroenvironnementales. Agrosolutions 18 (1) : 4-11.** L'application du modèle agroenvironnemental québécois à des sols de Bretagne est intéressante à plusieurs titres. Elle démontre d'abord que les résultats des méthodes Mehlich-3 et Dyer utilisées pour la détermination du P disponible sont bien corrélés entre eux ($R^2 = 0,86$) mais Dyer en extrait davantage. Ensuite, il ressort que la quasi totalité des 45 échantillons de sols de Bretagne étudiés ont des valeurs de saturation P Meh/Al Meh supérieures à 10 %. Ces indices de saturation varient entre 9 et 49 % avec une moyenne de 22 %. La valeur critique à ne pas dépasser pour ces sols de Bretagne serait de 14 % de P Meh/Al Meh, soit l'équivalent de 460 mg/kg de P_2O_5 Dyer. Les sols ont des capacités maximales de fixation moyennes et élevées se situant entre 1119 et 2292 mg de P/kg de sol avec une moyenne de 1608 mg de P/kg. L'étude montre la nécessité de relativiser les teneurs en P Dyer par rapport aux éléments fixateurs du sol, notamment l'Al. Un indicateur P Dyer/Al qui expliquerait la solubilité, la saturation et la fixation du P serait valablement utilisable dans ces sols de Bretagne.

Mots clés : P disponible, solubilité, indice de saturation, capacité de fixation, sols de Bretagne.

ABSTRACT - J.B. Sarr, M. Giroux, A. R. Michaud and P. Auroousseau, **Comparison of different methods to estimate phosphorus saturation and solubility of soils in Bretagne (France) for agroenvironmental purpose. Agrosolutions 18 (1): 4-11.** Choosing Quebec approach to evaluate P solubility and saturation of soil from Bretagne region is an interesting option. First, the

amount of soil P extracted with the Dyer and Mehlich-3 methods are well correlated ($R^2 = 0,86$) even though the Dyer technique enables to extract more available P from soils. Almost all of the 45 soil samples from Bretagne also showed P Meh/Al Meh saturation values higher than 10 %. Saturation rates ranged from 9 to 49 %, with an average of 22 %. The saturation limit for these soils would correspond to 14 % P Meh/Al Meh, which is equivalent to 460 mg/kg of P_2O_5 Dyer. These soils have a maximum fixing capacity ranging between 1119 and 2292 mg of P/kg of soil, with an average of 1608 mg of P/kg. This study indicated the importance of taking into account both P Dyer content and soils fixing elements, especially Al. P Dyer/Al would be a valuable indicator to explain solubility, saturation and P fixing capacity for Bretagne soils.

Key words: available P, solubility, saturation index, fixation capacity, Bretagne soils.

Introduction

La pollution diffuse par le phosphore est un enjeu important, compte tenu des conséquences écologiques et économiques associées à l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques. La part de l'activité agricole dans cette pollution est largement démontrée et des efforts sont consentis dans le développement de moyens de lutte et la mise en œuvre d'actions propres à limiter le phénomène. Dans l'optique de réduire la pollution diffuse par le phosphore, Sharpley et al. (2001) suggèrent trois alternatives. D'abord, il s'agit de limiter les apports, de façon à répondre adéquatement aux besoins agronomiques des cultures. Ensuite, ils proposent une évaluation des risques de perte en P avec des modèles mathéma-

1. Agrocampus / Ecole nationale supérieure agronomique de Rennes, 65 rue de Saint Briec, 35042, Rennes, France

*Auteur pour la correspondance : téléphone : + 33 (0) 6 13 96 20 02, courriel : jsarr56@hotmail.com

2. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), 2700 rue Einstein, Québec (Québec), G1P 3W8, Canada

3. Agrocampus / Ecole nationale supérieure agronomique de Rennes, 65 rue de Saint Briec, 35042, Rennes, France

tiques. C'est le cas par exemple de certains outils comme les Indices de risque de perte en P (IRP) qui apprécient qualitativement le risque ou les modèles hydrologiques de qualité d'eau pour prédire les exportations de P dans les parcelles. La troisième proposition consiste à définir des seuils environnementaux au-delà desquels le risque de contamination des eaux de surface est accru. Par rapport à cette dernière recommandation, plusieurs outils existants s'appuient sur la richesse en P disponible ou sur la saturation en P des sols pour établir des valeurs limites à partir desquelles le risque environnemental est réel. En Hollande, Breuwsma et al. (1992) ont développé la notion de saturation en P du sol (Degree of Phosphate Saturation) afin de proposer des seuils environnementaux. En Amérique du Nord, différents indicateurs agroenvironnementaux ont été proposés et ils tiennent compte de la saturation et de la solubilité du phosphore. C'est le cas au Québec, où le paramètre utilisé pour évaluer le risque environnemental résultant de la richesse du sol en phosphore est le taux de saturation correspondant au rapport P/Al extraits suivant la méthode Mehlich-3. La pertinence de cet indicateur agroenvironnemental a largement été démontrée au Québec pour apprécier la mobilité, la solubilité et la désorption du phosphore dans les sols agricoles (Giroux et al. 1996; Khiari et al. 2000; Parent et al. 2002; Pellerin et al. 2005). Cet indice tient compte à la fois des risques environnementaux de perte en P mais aussi des besoins agronomiques des cultures. La richesse du sol en P disponible et la capacité des sols à fixer le P sont ainsi simultanément prises en compte. Cet indicateur a servi à mettre en place des normes réglementaires quant à l'enrichissement et aux apports de P sur les sols agricoles du Québec.

Dans la région de Bretagne en France, les teneurs en P disponible des sols sont évaluées avec la méthode Dyer, conçue au départ pour des applications essentiellement agronomiques, soit la détermination des besoins des cultures en engrais phosphatés. La méthode est aussi utilisée pour évaluer le risque environnemental de perte en P, en s'appuyant sur des classes de richesse du sol en P_2O_5 Dyer. Par exemple Vinatier (2004) a proposé une grille où le risque environnemental est supposé faible,

en-deçà de 500 mg/kg de P_2O_5 Dyer. Ces classes donnent une bonne estimation du risque environnemental lié aux exportations de P. Toutefois, seule la richesse du sol en P disponible est prise en compte. La saturation et la capacité de fixation des sols en P demeurent des propriétés à prendre en compte dans l'indexation du risque environnemental. Dans le cadre de la présente étude, l'approche québécoise d'évaluation de la solubilité et de la saturation en P a été appliquée à des sols de Bretagne. Un des objectifs majeurs de l'étude était d'établir des corrélations entre les résultats des différentes méthodes d'extraction du P utilisées au Québec et en Bretagne. Il s'agissait aussi de déterminer la saturation et la capacité de fixation des sols bretons et de les situer par rapport aux seuils agroenvironnementaux établis au Québec. En première étape, les corrélations entre les différentes méthodes d'extraction du P dans les 45 échantillons de sols de Bretagne sont interprétées. En second lieu, la saturation et la capacité de fixation en P de ces sols sont aussi interprétées, en mettant en relief les propriétés des sols les plus influentes sur ces paramètres.

Matériel et méthodes

Tous les échantillons de sol utilisés dans cette étude ont été collectés dans le cadre de l'étude sur l'Observatoire lisier de Bretagne. Ce projet avait pour objectif de caractériser l'évolution de la qualité chimique des sols en rapport avec des apports de lisier. Les 45 échantillons de sol proviennent du Finistère qui est un département de la région de Bretagne en France et sont issus de 8 parcelles qui ont fait l'objet d'un échantillonnage tous les 6 ans

entre 1973 et 1999. Les 45 échantillons appartiennent à un réseau de 180 parcelles qui ont été suivies durant cette période (Vertes et al. 2005). Ces sols sont représentatifs d'une large gamme de teneurs en P_2O_5 Dyer des horizons de surface (25 premiers cm) des sols dans cette région. Les échantillons appartiennent à différentes familles pédogénétiques dont des gleysols et des brunisols de texture limoneuse à limonosableuse et se caractérisent par de faibles teneurs en carbonate de calcium. Les parcelles se différencient par leur richesse en P, les modalités d'apport en engrais et par les systèmes culturaux. Les sols des parcelles 5, 133, 179 et 186 sont riches en P avec une moyenne de 1320 mg/kg de P_2O_5 Dyer, alors que cette moyenne est d'environ 400 mg/kg dans la période considérée pour les quatre autres parcelles. Les échantillons des parcelles 5, 54 et 179 respectivement pour les années 1973, 1999 et 1985 n'étaient pas disponibles. Les caractéristiques physico-chimiques de ces sols sont résumées dans le tableau 1.

Une première caractérisation physico-chimique a été faite en Bretagne pour déterminer le P Dyer et certains paramètres dont le pH et le taux de carbone organique. Une détermination du P soluble à l'eau (C_p) par la méthode de la dilution isotopique (Fardeau 1993) a aussi été effectuée sur les mêmes sols. Ensuite, d'autres mesures ont été réalisées au Québec et ont porté sur la détermination du P, de l'Al et du Fe extraits avec le réactif de Mehlich-3 (Mehl) et à l'oxalate acide d'ammonium (α). Le P total ainsi que le P Sissingh qui est le P soluble à l'eau du sol ont également été déterminés. Les sols ont été tamisés de manière à éliminer les particules dont la taille est supérieure à 2 mm et dont le rôle dans la fixation du phosphore est négligeable.

Tableau 1. Caractéristiques physico-chimiques des 45 échantillons de sol étudiés.

| | Min | Max | Moyenne | Écart-type |
|-----------------------|-----|--------|---------|------------|
| pH | 5,2 | 7,5 | 6,2 | 0,5 |
| Matière organique % | 1,9 | 9 | 4,3 | 1,9 |
| P Dyer (mg/kg) | 96 | 1205,2 | 371,2 | 297,6 |
| P Mehlich -3 (mg/kg) | 105 | 595 | 249 | 121,6 |
| Al Mehlich -3 (mg/kg) | 822 | 1546 | 1123,8 | 209,6 |
| Fe Mehlich -3 (mg/kg) | 120 | 409 | 272 | 77,8 |
| P oxalate (mg/kg) | 648 | 2433 | 1194 | 435,2 |
| P Sissingh (mg/kg) | 4 | 45,8 | 19,3 | 11,5 |
| C_p (mg/kg) | 1,5 | 17 | 8,3 | 4,7 |

C_p (mg/kg) = 10 C_p (mg/L)

Le P Dyer est extrait avec une solution d'acide citrique à 2 % dans un rapport sol-solution de 1:5. La détermination de la concentration C_p est effectuée avec un rapport sol-solution de 1:10 (Fardeau 1993). L'extraction avec la solution Mehlich-3 (CH_3COOH 0,2 M + NH_4NO_3 0,25 M + NH_4F 0,015 M + HNO_3 0,013 M + EDTA 0,001 M) est faite sur 3 g de sol après agitation pendant 5 minutes et filtration dans un rapport sol-solution de 1:10. Les filtrats sont analysés par spectrométrie d'émission atomique à plasma pour déterminer le P, l'Al et le Fe. Le P, l'Al et le Fe sont par ailleurs extraits avec une solution d'oxalate d'acide d'ammonium ($(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 0,2 M + $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0,20 M) avec un rapport sol-solution de 1:40. Le P Sissingh est déterminé dans un rapport sol-eau de 1:60. Cinq cents (500) mg de sol sont mis en solution dans de l'eau déminéralisée pendant 22 heures, puis agités pendant une heure et centrifugés à 10000 TPM pendant 5 minutes. Le phosphore soluble est dosé par colorimétrie selon la méthode à l'acide ascorbique (Murphey et al. 1962). Le P total est déterminé après digestion par un mélange acide ($\text{HCl} + \text{HNO}_3$) dans un rapport sol-solution de 1:100. Certains cations, dont le calcium, ont aussi été déterminés pendant le dosage par spectrométrie. Le pourcentage de matière organique est obtenu en multipliant le taux de carbone organique par le facteur 1,72. L'indice de saturation est calculé en utilisant le rapport pondéral P/Al ou le rapport molaire P/ (Al + Fe). Le rapport pondéral est effectué lorsque le P est rapporté seulement à l'Al ou au Fe. Dans le cas d'un rapport avec Al + Fe, c'est le rapport molaire qui est utilisé du fait de la différence entre les masses molaires de l'Al et du Fe. La capacité de fixation en P a été estimée en utilisant une équation de régression (Giroux et al. 1996) établie entre la teneur en Al Mehlich-3 et la capacité de fixation maximale en P déterminée sur 58 séries de sols québécois selon la méthode des isothermes de Langmuir (Dalal et Hallsworth 1976; Vézina et al. 2000).

La relation entre les résultats des deux méthodes Dyer et Mehlich-3 est étudiée au moyen de régressions simples entre les valeurs obtenues. On a procédé de même pour établir des relations entre certains paramètres physico-chimiques. Pour tester

l'influence de certaines caractéristiques physico-chimiques du sol (pH, matière organique, teneur en Al) sur une corrélation, on établit une régression multiple en intégrant cette propriété comme une seconde variable explicative. Un test de signification global et/ou du coefficient qui lui est associé au seuil de 5 % permet de déterminer l'influence de cette propriété du sol sur la relation. Ces tests statistiques sont effectués avec le logiciel SPAD 6.0. On supposera pour cette étude que les indicateurs agroenvironnementaux appliqués au Québec sont utilisables dans les sols de Bretagne.

Résultats et discussion

Corrélation entre les résultats des différentes méthodes

Les quantités de P extraites avec la méthode Dyer sont bien corrélées avec celles obtenues avec le réactif de Mehlich-3 ($R^2 = 0,86$) (figure 1a). Le P disponible extrait avec le réactif de Dyer est en moyenne 1,36 fois plus élevé que celui obtenu avec la méthode Mehlich-3. Ce rapport P Dyer/P Mehlich-3 varie entre 0,76 et 2,78. Ces quantités accrues de P Dyer extraites pourraient être attribuées à une plus forte concentration de l'acide citrique de l'extractif de Dyer par rapport à celle de la solution Mehlich-3. Son extractif acide très puissant peut en effet solubiliser les phosphates calciques qui seraient présents dans les parcelles. L'effet de la texture a aussi pu réduire la corrélation comme l'ont indiqué Parent et al. (2002) qui estiment que la méthode Mehlich-3 est moins efficace à extraire le P dans les sols de texture fine comme les argiles que dans les sables. Il est également prouvé que dans les sols très acides et riches en formes amorphes d'Al, comme cela peut être le cas dans les sols de Bretagne, la méthode Mehlich-3 extrait moins de P disponible (Iran et al. 1990).

Par contre, la corrélation entre le P Dyer et le P extrait à l'oxalate acide d'ammonium est moins bonne ($R^2 = 0,74$) (figure 1a). Ceci découle du fait que les formes amorphes d'Al extraites avec l'oxalate sont moins prises en compte avec les méthodes Mehlich-3 et Dyer qui n'extraient que faiblement ces formes. Il en résulte donc

une sous-estimation des teneurs en P par rapport à celles qui sont extraites à l'oxalate acide d'ammonium. En effet, les résultats d'analyse montrent que ces sols de Bretagne sont riches en formes amorphes d'Al et de Fe qui ne sont que partiellement extraites par les réactifs de Mehlich-3 et de Dyer. Les valeurs en Al et Fe extraits à l'oxalate varient entre 2076 et 8678 avec une moyenne de 3650 mg/kg pour l'Al et entre 4576 et 20427 avec une moyenne de 6749 mg/kg pour le Fe, ce qui indique que ces formes sont particulièrement importantes dans ces sols. Les formes amorphes extraites à l'oxalate correspondent à de l'Al et du Fe libres très actifs susceptibles de fixer du P, d'où l'intérêt de les quantifier et de s'intéresser à leur présence dans la définition des indices de saturation ou du pouvoir fixateur du sol en P.

L'intégration des paramètres chimiques du sol que sont le pH et la teneur en calcium dans une régression multiple n'améliore pas la corrélation entre P Mehlich-3 et P Dyer et donc aucune de ces propriétés n'a d'effet significatif sur la relation ($P_c > 5\%$). L'absence d'une variabilité due au pH confirme le fait que les deux méthodes sont adaptées autant pour les sols acides que neutres. L'absence d'un effet dû aux ions Ca malgré leur richesse dans le sol

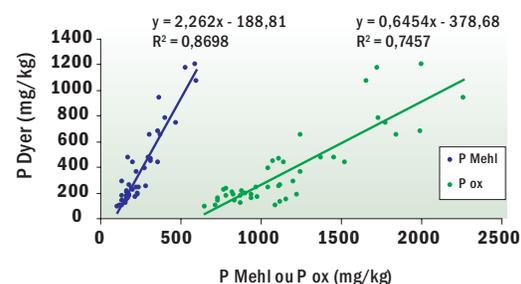


Figure 1a. Relation P Dyer vs P Mehlich-3 ou P oxalate.

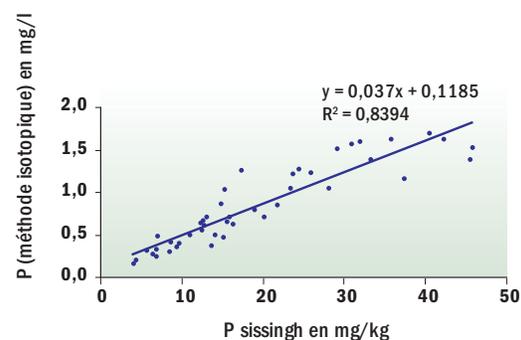


Figure 1b : Relation P Sissingh vs P soluble (C_p).

s'explique par le fait que les ions Ca présents dans ces sols sont en position échangeable et vont très peu fixer le P dans le sol. Par contre, l'effet de la matière organique sur la régression est significatif et accroît le coefficient de détermination quand cette propriété est considérée comme une seconde variable explicative dans la régression ($R^2 = 0,91$; $P_c < 5\%$). Le signe positif du coefficient associé au facteur matière organique dans la régression multiple indique que pour des sols dont le taux de matière organique augmente, la méthode Dyer va extraire encore plus de P que la méthode Mehlich-3. Ce résultat est confirmé dans le rapport P Dyer/P Mehlich-3 qui est plus élevé dans les sols dont le taux de matière organique est supérieur à 4 %. Le P Dyer ne se corrèle pas bien avec le P soluble déterminé avec la méthode Sissingh ($R^2 = 0,65$). Sa corrélation avec le P soluble déterminée par la technique de dilution isotopique (R^2 variable) n'est pas bonne non plus. Il a déjà été démontré que la relation P Dyer vs P soluble (méthode isotopique) était très variable selon le type de sol si bien que P Dyer n'était pas un bon indicateur de la solubilité (Vertes et al. 2005).

La relation entre P Mehlich-3 et P Sissingh est bonne ($R^2 = 0,82$) alors que P Mehlich-3 est mal corrélé au P soluble dosé avec la technique de dilution isotopique ($R^2 = 0,61$). Par ailleurs, il existe une bonne corrélation ($R^2 = 0,83$) (figure 1b) entre les concentrations C_p de la méthode isotopique et le P soluble de la solution du sol déterminé avec la méthode Sissingh qui traduisent tous les deux une intensité des ions phosphates dans la solution du sol. La conversion de la concentration C_p en mg/kg permet de remarquer que les concentrations de P soluble à l'eau déterminées avec la méthode Sissingh sont supérieures à celles dosées avec la technique de dilution isotopique. Les temps d'immersion et d'agitation ainsi que le rapport sol-solution de la méthode Sissingh sont plus favorables à la solubilisation du phosphore par l'eau.

Indices de saturation

La rétention du P dans les sols est fonction de certains processus physico-chimiques dont la précipitation et l'adsorption. Les

principaux éléments fixateurs du P sont l'Al et le Fe dans les sols acides et le carbonate de calcium dans les sols alcalins. Dans les sols acides, il a été démontré que les formes amorphes d'Al et de Fe extraites avec l'oxalate acide d'ammonium sont plus actives dans la fixation de P (Parent et al. 2002). En Hollande, on s'est appuyé sur la capacité de fixation des sols pour déterminer le Degree of Phosphate Saturation (DPS) qui a servi à mettre en place un seuil de risque environnemental de perte en P (Breuwsma et al. 1992). Ce concept a par la suite été développé en Europe et en Amérique du Nord et a abouti à la notion d'Indice de saturation en P (ISP) avec laquelle il se corrèle bien. La saturation en P d'un sol est la fraction des sites de fixation occupée par le phosphore. On utilisera l'indice de saturation P Mehli/Al Mehli parce que la prise en compte du Fe uniquement ou de la somme (Al + Fe) n'améliore pas significativement la précision de notre modèle. Les indices de saturation calculés à partir du rapport P Mehli/Al Mehli montrent des valeurs comprises entre 9,2 et 49,3 % avec une moyenne de 22,1 %. Ainsi, la quasi totalité des sols des parcelles ont largement dépassé le seuil critique de 10 % de saturation en P. Ce seuil est une référence générale utilisée au Québec mais qui peut être ajustée selon la texture et le type de pédogenèse. Son dépassement accroît le risque environnemental lié aux pertes en phosphore. Il est intéressant de remarquer que ce niveau critique de saturation est atteint dans presque toutes les parcelles au départ de cette étude en 1973 (figure 2a). La teneur en P des sols à cette période peut expliquer une telle saturation en P. Parmi les huit (8) parcelles étudiées, quatre (4) avaient des teneurs en P_2O_5 Dyer supérieures à 400 mg/kg à cette date. En observant l'évolution temporelle dans les parcelles 5, 179 et 186, on constate que la saturation des sols en P s'est considérablement accrue pour atteindre des niveaux excessifs supérieurs à 30 %. Cette nette augmentation est incontestablement à mettre sous le compte des apports massifs de lisier dans ces parcelles. Jusqu'en 1990, les apports en engrais ont souvent dépassé 200 kg/ha de P_2O_5 , dont 80 m³/ha de lisier. Les travaux de Vertes et al. (2005) ont mis en évidence une forte relation entre les apports cumulés de lisier et la teneur P_2O_5 dans ces sols

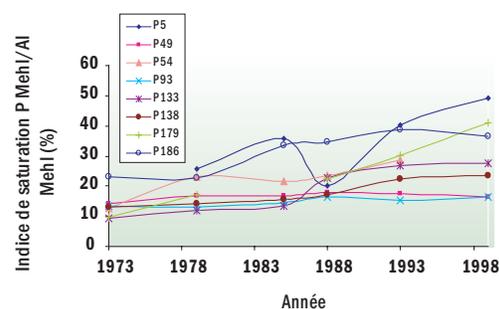


Figure 2a. Évolution temporelle de la saturation en P des sols dans les parcelles.

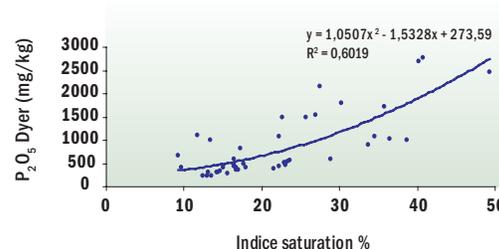


Figure 2b. Relation P_2O_5 Dyer vs indice de saturation P Mehli/Al Mehli.

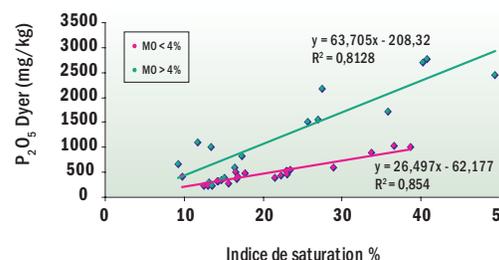


Figure 2c. Relation P_2O_5 Dyer vs indice de saturation P Mehli/Al Mehli.

($R^2 = 0,98$). Les apports massifs de déjections animales saturant les sites de fixation de P et modifient les propriétés initiales de fixation dans les sols (Cachor et al. 2000; Lemerrier 2003). Dans les parcelles 49, 93 et 138, la saturation en P des sols a peu évolué et cela est certes dû aux apports moindres mais aussi à des pratiques culturales qui ont su réduire les niveaux des sols en P. À partir de 1990, six des huit parcelles étudiées montraient une tendance à la stabilité en ce qui concerne la saturation en P. Ceci correspondrait aux effets de la réglementation européenne sur les nitrates qui a su réduire et régulariser les épandages de lisier. Cet effet n'est pas observé dans les parcelles 5 et 179 qui ont des niveaux très élevés en P et dont les temps de réponse par

rapport à la réduction des apports sont plus longs. Toutefois, il existe un paramètre important, le pouvoir tampon, dont il faudrait tenir compte pour suivre l'évolution de la saturation en P des sols dans le temps. La capacité tampon du P exprime une tendance à la fixation du phosphore dans le sol. Une capacité tampon élevée suppose une solubilité moindre. En effet, pour des variations identiques en P dans le sol, la solubilité en P des sols ne se fera pas de la même manière mais variera en fonction de la texture argileuse, des teneurs en Al et Fe libres et de la richesse en matière organique qui confèrent un plus fort pouvoir tampon.

La relation entre les teneurs en P_2O_5 Dyer et les indices de saturation (figure 2b) montre que le seuil critique de 10 % de saturation en P Mehlich/Al Mehlich appliqué au Québec correspondrait à 363 mg/kg de P_2O_5 Dyer ($R^2 = 0,6$). La variabilité est mieux expliquée lorsque l'on considère séparément les deux nuages de points qui apparaissent de part et d'autre de la courbe de tendance de la figure 2b et qui correspondraient probablement à deux groupes de sols différents par la texture et/ou la teneur en matière organique. La pente de la courbe traduit des sols dont les tendances vis-à-vis la fixation de P sont différentes. La prise en compte de la matière organique pour discriminer les sols améliore substantiellement le coefficient de détermination ($R^2 = 0,85$ et $0,81$ (figure 2c) au lieu de $0,6$ respectivement pour les sols aux teneurs en matière organique inférieures et supérieures à 4 %). En effet, la tendance à la fixation des sols est moins importante dans les sols plus riches en matière organique (> 4 %). Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les acides libérés par la matière organique entrent en compétition avec le P du sol sur les sites de fixation que sont Al et Fe. Il s'ensuit une diminution du pouvoir fixateur et une augmentation de la disponibilité du P; l'occupation des sites de fixation par les acides organiques va donc réduire la tendance du P à se fixer sur le Fe et l'Al. Le rôle de la texture est aussi à considérer pour ce qui est du pouvoir fixateur. Dans les sols de texture fine riche en argile, ce sont les oxydes de fer et d'aluminium qui confèrent un meilleur pouvoir tampon et la saturation en P du sol se ferait plus lentement. A l'opposé, la saturation en P se

ferait plus rapidement dans les sols de texture plus grossière non podzolisés et peu riches en Fe et Al. Ainsi, il serait intéressant de redéfinir des seuils environnementaux pour chacun de ces groupes texturaux. A côté de cette capacité tampon, plusieurs autres facteurs varient simultanément et pourraient jouer sur cette tendance à la saturation. Il s'agit entre autres des modalités d'apport en P qui ne sont pas les mêmes et des cultures qui supposent des exportations en P différentes. En effet, le pouvoir fixateur des sols vis-à-vis du phosphore est fonction des propriétés physico-chimiques mais aussi des précédents agronomiques des sols (Morel et al. 1990).

Définition des seuils de saturation

En réalité, le seuil agroenvironnemental de 10 % est une valeur de référence globale qui est généralement ajustée en fonction des conditions pédologiques notamment la texture (Pellerin 2003; Parent et al. 2002). De ce fait, il est intéressant de pouvoir définir une valeur seuil qui serait adaptée aux sols de Bretagne. Il existe des modèles agroenvironnementaux qui expliquent bien la relation entre la saturation en P du sol et la mobilité du P dans les eaux de surface et qui permettent de définir des seuils de risque environnemental. Ces modèles s'appuient sur la relation entre le P soluble du sol et le P disponible. La valeur limite est obtenue en considérant un seuil de 9,7 mg/kg de P Sissingh qui est en fait un seuil de non réponse des plantes établi au Québec. Cette valeur de référence correspond à environ 4,7 mg/kg de P soluble défini selon la technique de la dilution isotopique. Elle varie entre 7,6 et 9,7 mg/kg. En Allemagne, la valeur de 10 mg/kg est utilisée. La projection de cette valeur sur la figure 3b (P Mehlich/Al Mehlich) conduit à une valeur seuil de 13,96 % de saturation en P qu'on pourrait retenir pour les sols de Bretagne. Cette valeur correspondrait à 456,9 mg/kg de P_2O_5 Dyer (figure 2b) et concorde bien avec les grilles de risque établies en Bretagne (Vinatier 2004) qui estiment le risque environnemental faible en deçà de 500 mg/kg de P_2O_5 Dyer. Elle se rapproche également des valeurs de 13,1 et 15 % définies spécifiquement pour des sols loameux et grossiers (Pellerin 2003; Parent et al. 2002). Breeuswma et al.

(1992) proposent de ne pas dépasser la valeur limite de 25 % de saturation (DPS), soit 15 % de P Mehlich/Al Mehlich pour avoir des concentrations dans l'eau de ruissellement inférieures à 0,1 mg/l de P inorganique. Il est toutefois nécessaire de prendre en compte les données agronomiques, notamment les besoins spécifiques en P des cultures, pour préciser davantage cette limite.

Relation entre P Sissingh et P disponible

Dans l'optique de développer un indicateur agroenvironnemental pour les sols de Bretagne, on a aussi utilisé la relation entre le P soluble et le P disponible qui est dans ce cas le P Dyer. Au Québec, on utilise la relation entre le P soluble et le P Mehlich-3 qui est bonne ($R^2 = 0,82$) et qui est largement accrue si le P Mehlich-3 est rapporté à l'aluminium ($R^2 = 0,91$). Le P Dyer n'est pas un bon indicateur de la solubilité du P dans les sols. Il ne se corrèle pas bien avec le P soluble à l'eau du sol. Par contre, la prise en compte de la richesse du sol en Al précise davantage la relation entre P Dyer et le P soluble du sol. En effet, la relation P soluble vs P Dyer ($R^2 = 0,65$) (figure 3a) est nettement améliorée ($R^2 = 0,80$) (figure 3b) si l'on relativise le P Dyer par rapport à l'Al Mehlich. Étant donné que les modèles agroenvironnementaux tiennent compte de la précision de cette relation, on peut dire qu'un indicateur P Dyer/Al Mehlich-3 est valable pour expliquer la solubilité et la saturation en P; il pourrait être utilisé dans les sols de Bretagne. Ainsi, il semble important de relativiser les teneurs en P disponible par rapport aux éléments fixateurs en P du sol, notamment l'Al. La différence des coefficients de détermination dans les relations P Dyer/Al Mehlich-3 vs P Sissingh ($R^2 = 0,80$) et

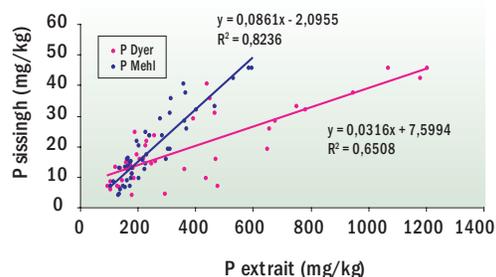


Figure 3a. Relation P soluble vs P extrait avec Mehlich-3 ou Dyer.

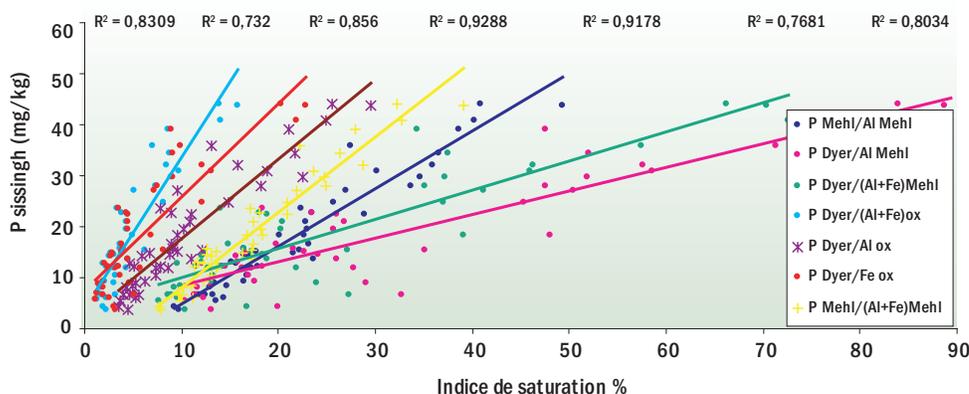


Figure 3b. Relation P soluble vs indice de saturation.

P Dyer/Al oxalate vs P Sissingh ($R^2 = 0,85$) n'est pas très importante. Malgré la richesse des sols en fer, un rapport P Dyer/Fe oxalate donne une corrélation moindre ($R^2 = 0,73$) qu'un rapport P Dyer/Al Mehli ($R^2 = 0,80$). La prise en compte du fer n'améliore pas la précision du modèle si bien que l'Al est à prioriser pour un indicateur de saturation des sols de Bretagne. On pourrait seulement extraire l'Al et le P Dyer dans le sol pour déterminer la saturation en phosphore. Le rapport P Dyer/Al Mehlich-3 nécessitant deux méthodes de dosage n'est pas réaliste. L'idée serait donc, vu le rôle de l'Al, de développer une méthode pour extraire à la fois le P et l'Al selon la méthode Dyer et d'utiliser un indicateur P/Al. Cette recommandation suppose au préalable de faire une détermination précise de la capacité de fixation et de vérifier la corrélation de celle-ci avec l'Al Dyer.

En pratique, dans toutes les parcelles ayant des saturations supérieures à 13,9 %, le raisonnement des plans d'épandage devrait se faire par rapport au phosphore et non aux nitrates. Ainsi, la réglementation québécoise exige dans de pareils cas que les apports en engrais compensent au plus les besoins des cultures. Pour assurer une diminution des niveaux de P dans les sols trop riches, il faut réduire les apports et compter sur les phénomènes de rétroversion qui vont favoriser la recristallisation du P et un retour vers des niveaux acceptables.

Estimation de la capacité maximale de fixation en P

La capacité de fixation en P correspond à l'aptitude d'un sol à retenir une quantité de P donnée selon différents processus physi-

co-chimiques. Pour évaluer cette propriété des sols, il faut faire appel à la méthode des isothermes de Langmuir qui nécessite de longues manipulations. À défaut de pouvoir procéder à cette manipulation, il existe une équation¹ de régression établie à partir de 58 séries de sols du Québec de diverses textures. Le modèle établit une relation entre la capacité maximale de fixation en P et la teneur en Al Mehlich et donne une bonne estimation de ce paramètre. Le modèle de régression utilisé repose sur un coefficient de corrélation r de 0,78 et une erreur type d'estimation de ± 469 mg/kg. L'utilisation de cette régression pour les sols de Bretagne est confortée par une grande similarité de certaines propriétés physico-chimiques entre les sols acides du Québec et ceux de Bretagne. Les sols des deux régions se rapprochent notamment par leur acidité et leur richesse en Al. L'estimation de la capacité maximale de fixation en P des différents sols indique que toutes les parcelles fixent relativement bien le phosphore. La capacité de fixation varie entre 1119 et 2292 mg de P/kg de sol avec une moyenne de 1608 mg de P/kg. Giroux et al. (1985) ont rapporté des valeurs se situant entre 150 et 4200 mg/kg avec une moyenne de 1520 mg/kg dans 42 sols acides du Québec. Il apparaît que cette propriété des sols est stable dans le temps pour un sol donné et résulte du fait que les principaux éléments fixateurs comme l'aluminium varient très peu. En même temps, il y a une variation spatiale de cette propriété qui pourrait résulter d'un substrat géologique et d'une pédogenèse différente. Les processus pédogénétiques de gléyification, de podzolisation et de brunification influent sur la teneur et l'activité des diverses formes d'Al et de Fe.

C'est ainsi qu'au Québec le premier critère retenu pour grouper les sols en fonction de la capacité de fixation est la pédogenèse (Vézina et al. 2000). Comparativement aux 5 classes de capacité de fixation en P établies au Québec, les 8 parcelles ont des capacités de fixation en P moyennes voire élevées (figure 4a). Pour les besoins en P des cultures, l'estimation de la capacité de fixation est importante. Des travaux menés au Québec ont mis en relation une baisse de la disponibilité du P du fait de fortes capacités de fixation (Giroux et al. 1985). Le modèle de régression utilisé prédit la capacité maximale de fixation en P mais certaines propriétés, dont le taux de matière organique, affectent et modifient la capacité de fixation réelle du sol. Sur la figure 4b, la pente de la courbe peut être interprétée comme un pouvoir fixateur qui va influencer sur la disponibilité du P. Pour une même variation de P total, les quantités de P Dyer correspondantes ne sont pas les mêmes. La pente au début de la courbe est plus élevée et on peut penser qu'il s'agit là des sols les plus fixateurs et dont le taux de matière organique est moins important. Le rapport P Dyer/P total qui varie entre 0,07 et 0,6 avec une moyenne de 0,24 est par ailleurs corrélé à l'indice de saturation P/Al Mehlich-3 ($R^2 = 0,7$). Toutefois, la matière organique n'affecte pas seulement le pouvoir fixateur en P mais aussi le ruissellement de surface. Ainsi, son rôle vis-à-vis de la mobilité du P doit être considéré sous ces deux angles. La matière organique limite le ruissellement de surface en favorisant une bonne structure et en réduisant la formation de croûte de battance. C'est ce rôle sur le ruissellement qui est le plus déterminant sur le risque global de transfert de P. Arousseau (2001) a observé une corrélation spatiale négative entre les plus fortes pertes en P dans l'Est et le Nord-Est de la Bretagne et la teneur en matière organique des sols.

Les notions de capacité de fixation et de taux de saturation en P sont intéressantes dans la mesure où l'usage qu'on peut en faire est triple. L'intérêt de tels outils se situe au niveau de leurs applications agronomique, environnementale et réglementaire. Le Plan agroenvironnemental de fertilisation (PAEF) s'appuie sur ces principes pour raisonner la fertilisation. Au Québec, les grilles de fertilisation de certaines cultures sont établies selon la texture

¹ Capacité maximale de fixation en P = 1,62 Al Mehlich - 212 (Giroux et al. 1996)

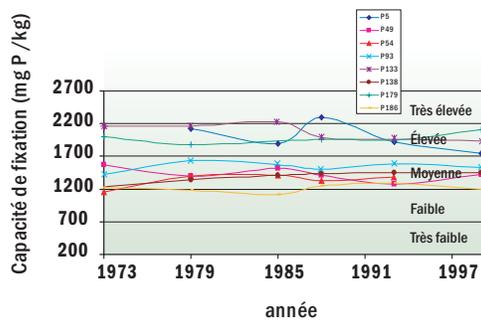


Figure 4a. Capacité maximale de fixation en P des sols des différentes parcelles comparativement aux classes établies au Québec.

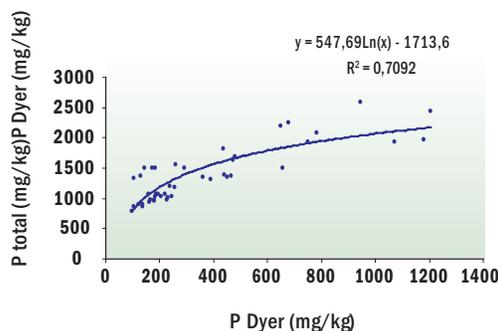


Figure 4b. Relation P total vs P Dyer.

et la saturation en P sols. Les propriétés de fixation vont en effet agir sur la disponibilité du P et il est important d'ajuster les applications d'engrais en fonction de ce paramètre. Les recommandations du CRAAQ (Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec) insistent sur le besoin de réduire la richesse en P dans les sols excessivement saturés. Pour des sols à forte saturation en P, il est très important de donner une priorité au P par rapport à l'azote pour établir les doses adéquates d'engrais organiques et limiter ainsi l'enrichissement en P. Les recommandations agronomiques en termes de bilans (apports - exportations) sont également établies selon la saturation et la capacité des sols à fixer le P.

L'intérêt environnemental des indicateurs réside dans leur capacité à établir des seuils au-delà desquels la solubilité du P et les risques de contamination des eaux de surface sont accrus. Ces valeurs limites sont par ailleurs retenues par la réglementation québécoise pour fixer les normes et lutter contre la pollution diffuse par le phosphore d'origine agricole. Il existe un abaque de dépôt maximal à ne pas dépasser

pour assurer un rendement optimal et il est établi selon le niveau de saturation en P des sols. Ainsi, un suivi périodique des niveaux de saturation est effectué par les agriculteurs pour évaluer les doses d'engrais à apporter.

Conclusion

Les résultats de cette étude montrent que globalement, les méthodes Mehlich-3 et Dyer se corrélaient bien entre elles. Toutefois, la méthode Dyer extrait beaucoup plus de P disponible à cause de son extractif acide puissant. Les deux méthodes estiment bien le P disponible du sol, mais la méthode Dyer va en extraire davantage lorsque le taux de matière organique s'accroît. De même, il existe une bonne corrélation entre le P soluble déterminé par la technique de dilution isotopique et par la méthode Sissingh. Les formes d'aluminium libres affectent la solubilité du P dans ces sols et leur prise en compte améliore la relation entre P Dyer et P Sissingh est de 0,65. La relation est améliorée si on tient compte de l'Al Mehlich ($R^2 = 0,80$) ou de l'Al oxalate ($R^2 = 0,85$).

La saturation en P des sols étudiés a atteint des niveaux critiques supérieurs aux normes environnementales en vigueur au Québec. Le seuil critique de saturation en P à ne pas dépasser pour les sols étudiés serait de 14 % (P/Al) Mehlich-3, soit environ 457 mg/kg de P_2O_5 Dyer, seuil au delà duquel la solubilité du P est accrue et le risque de contamination des eaux de ruissellement élevé. La teneur moyenne en P_2O_5 Dyer des sols de Bretagne était de 400 mg/kg pour la période 1990-1995 et la plupart des cantons avaient des moyennes supérieures à 500 mg/kg (Walter et al. 1997; in Lemerrier 2003). Cela signifie certainement que plusieurs de ces parcelles ont des niveaux supérieurs à 14 % de saturation en P. Dans ces conditions et au vu des fortes valeurs de saturation mises en évidence, il est nécessaire d'apporter des solutions correctrices. Dans le cas spécifique du maïs dans des sols agricoles québécois de texture différente, Pellerin et al. (2003) (in Parent et al. 2002) font les suggestions suivantes. Les sols ayant des

saturation inférieures au seuil (14 % dans ce cas) peuvent être raisonnablement fertilisés jusqu'à hauteur de 80 kg/ha de P_2O_5 . Aucune des 8 parcelles qui font l'objet de cette étude n'entre dans ce schéma. Entre la valeur critique environnementale de 14 et 35 % de saturation P Mehlich/Al Mehlich, les apports en engrais doivent être ajustés de manière à juste couvrir les besoins des cultures; ainsi des apports allant jusqu'à 45 kg/ha P_2O_5 peuvent être tolérés. De telles modalités dans les apports devraient s'appliquer aux parcelles 49, 54, 93, 133 et 138. Au-delà de 35 % de saturation en P, les apports ne doivent pas excéder 35 kg/ha de P_2O_5 pour entretenir des niveaux de P soluble dans l'eau conformes aux normes environnementales. Les parcelles 5, 179 et 186, qui entrent dans ce cas, présentent un risque majeur de contamination des eaux de ruissellement et leurs plans de fertilisation devraient être revus. Le constat est que, malgré leur réduction, les apports en engrais se situaient aux alentours de 100 kg/ha de P_2O_5 Dyer en 2002 dans ces sols (Vertes et al. 2005). L'étude démontre que ces sols de Bretagne fixent bien le phosphore et qu'il existe un lien étroit entre leur saturation et les apports d'engrais. La matière organique exerce un effet sur la tendance à la saturation.

Il ressort de cette étude qu'il y a un intérêt certain à relativiser la richesse du sol en P Dyer par rapport à l'Al. Ceci nous permet de penser qu'un indicateur agroenvironnemental P Dyer/Al Dyer pourrait être développé pour les sols de Bretagne. Il peut être suggéré de développer un extractif Dyer qui puisse extraire simultanément le P et l'Al. Les teneurs en Al dans le sol variant très peu dans le temps, sa mesure, une fois tous les dix ans par exemple, et le suivi des teneurs en P pourraient aider à diagnostiquer le risque environnemental dans chaque parcelle et appuyer les recommandations agronomiques.

Toutefois, certaines démarches permettraient éventuellement de compléter cette étude. Il serait d'abord pertinent de procéder à une détermination précise en laboratoire de la capacité de fixation en P et des capacités tampons de tous les échantillons de sols. De plus, la détermination de ces paramètres est d'autant plus importante qu'elle permet d'établir des recommanda-

tions d'engrais mieux adaptées au niveau de la saturation en P des sols et au risque environnemental (Vézina et al. 2000). La considération des paramètres pédogénétiques et de texture dans la définition des seuils agroenvironnementaux serait aussi une démarche pertinente, alors que ceux-ci ne sont pas pris en compte dans cette étude. En effet, le comportement des sols ayant une texture ou un développement de profil différent peut différer à l'égard de la saturation en P. Enfin, les exigences particulières des cultures de Bretagne n'ont pas été prises en compte dans la présente étude, alors que c'est une étape fondamentale dans la mise en place des taux limites d'enrichissement des sols. L'évolution temporelle de la saturation des sols à l'étude indique que la dynamique d'enrichissement est tributaire des taux originaux de richesse des sols en P. Il serait ainsi intéressant de connaître la tendance actuelle dans les sols des parcelles étudiées.

Références

- Aurousseau P. 2001. Le phosphore dans les sols. Communication personnelle. Conseil scientifique régional de l'environnement de Bretagne. Disponible sur le World Wide Web [viviane.roazhon.inra.fr/spanum/diagnostic/phosphore/phospho1.htm]
- Beaudin I. 2006. La mobilité du phosphore. Revue de littérature. CRAAQ février 2006. 123 p.
- Breeuwsma A., S. Silva. 1992. Phosphorus fertilisation and environmental effects in the Netherlands and the Po Region (Italy). Agr. Res. Dep. Rep 57 Winand starting center for integrated land, Soil and Water research, Wageningen, The Netherlands.
- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). 2006. Gestion du risque associé aux facteurs sources et transport du phosphore des sols cultivés au Québec à l'échelle du champ, de la ferme et de petits bassins versants agricoles. CRAAQ. Projet de recherche IACA-204. 19 p.
- Fardeau J.C. 1993. Le phosphore assimilable des sols. Sa représentation par un modèle fonctionnel à plusieurs compartiments. Agronomie 13:317-331.
- Giroux M., 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 du sol. Can. J. Soil Sci. 65:47-60.
- Giroux M., T.S. Tran. 1996. Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation en phosphore des sols agricoles du Québec. Agrisol vol. 9 n° 2.
- Khiari L., L.E. Parent, A. Pellerin, A.R.A. Alimi, C. Tremblay, R.R. Simard et J. Fortin. 2000. An agri-environmental phosphorus saturation index for acid coarse-textured soils. J. Environ. Qual. 29 : 1561-1567.
- Lemerrier B. 2003. La pollution par les matières organiques phosphorées en Bretagne. Sources, transfert et moyens de lutte. Synthèse bibliographique. 78 p.
- Morel J.L., J.C. Fardeau., M.A. Beruff et A. Guckert. 1989. Phosphate fixing capacity of soils: a survey, using the isotopic exchange technique, or soils from north-eastern France. Fertilizer Research, n° 19:103-111.
- Morel J.L., J.C. Fardeau. 1990. Pouvoir fixateur des sols vis-à-vis du phosphore : conséquence sur la fertilisation phosphatée. Perspectives agricoles 147:65-72.
- Murphey J., J. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analytica. Chim. Acta 27:31-36.0.
- Parent L.E., A. Pellerin, L. Khiari. 2002. Le flux et la dynamique du phosphore dans les sols agricoles québécois. Com. scientifique colloque sur le phosphore. Québec, Nov. 2002. 27 p.
- Pellerin A., L.E. Parent, J. Fortin, C. Tremblay, L. Khiari et M. Giroux. 2005. Environmental Mehlich-3 soil phosphorus saturation indices for Quebec acid to near neutral mineral soils varying in texture and genesis. Can. J. Soil Sci. 86: 711-723.
- Ross G.C., C. Wang. 1993. Extractable Al, Fe, Mn and Si. In Soil sampling and method of analysis. M. R. Carter ed. p. 239-245.
- Sharpley A.N., P.J.A. Kleinman, P.W. McDowell et J.L. Weld. 2001. Assessing site vulnerability to phosphorus loss in an agricultural watershed. J. Environ. Qual. 30: 2026-2036.
- SPAD 2005. Logiciel SPAD version 6.0. pour Windows. Data Mining et Text Mining. Spad Groupe Test & Go Paris.
- Tran T.S., J.C. Fardeau et M. Giroux. 1988. Effect of soil properties on plant-available phosphorus determined by the isotopic dilution phosphorus-32 method. Soil Sci. Soc. Am. J. n° 52: 1383-1390.
- Tran T.S., M. Giroux., J. Guilbeault et P. Audesse. 1990. Evaluation of Mehlich-3 extractant to estimate the available P in Quebec soils. Comm. In Soil Sci. Plant Anal., 21 (1 et 2), 1-28.
- Tran T.S., M. Giroux. 1987. Disponibilité du phosphore dans les sols neutres et calcaires du Québec en relation avec leurs caractéristiques chimiques et physiques. Can. J. Soil Sci. 67:1-16.
- Vertès F., B. Lemerrier et C. Morel. 2005. Evolution of phosphorus status during 30 years in soils receiving high amount of slurry: description of the temporal trend in a farm monitoring network. Présentation Colloque Porcherie Verte. Mai 2005. INRA UMR SAS Chambre d'agriculture du Finistère.
- Vézina L., D. Carrier, M. Giroux, M. Rompré, G. Laflamme et A. Moreau. 2000. Proposition de regroupement des sols du Québec selon leur capacité de fixation du phosphore en relation avec leurs caractéristiques pédologiques. Agrisol vol. 11 (1) : 15-39.
- Vinatier T. 2004. Les facteurs de risque de transfert de phosphore, de la parcelle vers les eaux de surface. Mémoire de fin d'études ENSA Rennes. 87 p.