

Phytodisponibilité et valeur fertilisante du phosphore de déchets urbains

Christian Morel^a, Monique Linères^a, Armel Guivarch^{a,c}, Elisabeth Kvarnström^{b,c},
Virginie Parnaudeau^d, Bernard Nicolardot^d, Jean-Louis Morel^c

^a UMR INRA-ENITAB TCEM, BP 81, 33883 Villenave-d'Ornon cedex
Christian.Morel@bordeaux.inra.fr

^b Université de Technologie de Luleå, Suède

^c UMR INRA-INPL-ENSAIA Sols et environnement, ENSAIA, BP 172, 54505 Vandoeuvre-lès-Nancy cedex

^d INRA, unité d'Agronomie, 2 esplanade Roland-Garros, 51686 Reims cedex 2

1. Enjeux

Le traitement des ordures ménagères, des effluents agro-industriels et l'épuration des eaux usées conduit à la production de déchets¹, généralement bien pourvus en phosphore. En 1998, par exemple, les 15 000 stations d'épuration urbaines ont produit de l'ordre de 900 000 tonnes de boues (exprimées en matière sèche) dont près des deux tiers ont été épandues sur les sols agricoles (CTP, 2001). Leur teneur en phosphore est généralement de l'ordre de 2 à 3% de la matière sèche mais peut varier de 0,1 à 10% suivant la nature du déchet et les procédés de traitement mis en œuvre (Sommelier *et al.*, 1996). Le phosphore de ces déchets est sous des formes minérales et organiques très variées, dissoutes, adsorbées et précipitées (Sommelier *et al.*, 1996 ; Guivarch, 2001). Le gisement est d'environ 24 500 t de phosphore. Bien que significatif, il ne représente néanmoins que 7% des 350 000 t de phosphore livrées en France, pendant la campagne 2000-2001, sous forme d'engrais minéraux phosphatés (www.unifa.fr/).

La réglementation autorise, à la condition de ne pas dépasser des valeurs limites de teneurs et de flux d'éléments traces en particulier, l'épandage de 30 t/ha de matière sèche tous les 10 ans, ce qui représente un apport d'environ 750 kg/ha de phosphore pour une exportation dans les produits récoltés voisine de 300 kg/ha. Il y a donc une accumulation dans les sols agricoles qui pourrait encore s'accroître à l'avenir avec l'augmentation probable de la teneur en phosphore des boues par la généralisation des traitements, plus efficaces, de déphosphatation des eaux usées.

Pour éviter cette accumulation dans les sols agricoles, limiter les risques d'entraînement vers les eaux de surface et l'apparition du phénomène d'eutrophisation (Barroin, 1992), l'apport de boue pourrait être raisonné sur une base phosphore (Sommelier *et al.*, 1996 ; Michelin et Bourgeois, 2002). Cependant, la méconnaissance de la phytodisponibilité du phosphore des déchets et l'absence de référentiel agronomique fiable constituent des freins au raisonnement de l'épandage des déchets urbains sur la base de cet élément. Nous rapportons ici des résultats relatifs à l'évaluation et l'analyse de la phytodisponibilité à court et long termes du phosphore de différents types de déchets urbains. Ils ont permis de constituer une base de données sur la valeur fertilisante du phosphore des déchets en fonction de leur nature et des procédés de fabrication et de comprendre les raisons de leur variabilité.

¹ Au sens de la loi de 1975 : « tout résidu d'un processus de production de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon » (ADEME, 2001).

2. Contexte scientifique

Le phosphore phytodisponible désigne la fraction du phosphore du sol susceptible d'être prélevé par les végétaux cultivés dans les conditions du champ. Ce transfert sol-plante est une des étapes clés qui conditionne la circulation de phosphore au sein de l'écosystème cultivé puisqu'une fraction quitte définitivement la parcelle et participe à l'ouverture du cycle. Cette exportation obligatoire de phosphore impose de reconstituer la réserve phytodisponible du sol pour maintenir la productivité à un niveau optimal. En cas de bilan négatif des entrées et des sorties de phosphore à l'échelle de la parcelle, il s'ensuivra inmanquablement une baisse de la phytodisponibilité du phosphore dans le sol. À l'inverse, pour des bilans positifs, voire très positifs comme dans le cas des exploitations d'élevage intensif, de nouveaux flux significatifs apparaissent dans le cycle biogéochimique². Il s'agit de flux de sortie vers l'environnement par ruissellement, écoulement hypodermique et drainage. En France, dans les sols cultivés de longue date sous grande culture et raisonnablement fertilisés, il y a en général 2 600 kg/ha de phosphore dans la couche labourée même si des valeurs très différentes peuvent être rencontrées (de moins de 500 à plus de 10 000 kg/ha suivant le type de sol et la fertilisation). Environ 75% est sous forme minérale, 5%, dans la biomasse microbienne et le complément se trouve dans des composés organiques divers (Morel, 2002). La quantité de phosphore annuellement exporté dans les récoltes est de l'ordre de 20 kg/ha pour une quantité totale prélevée avoisinant les 30 kg/ha. La fraction annuellement interceptée du phosphore phytodisponible ne représente donc qu'environ 1% de la quantité totale dans la couche travaillée.

Pour caractériser la fraction phytodisponible du phosphore du sol, les agronomes ont mis en œuvre des méthodes d'extraction chimique, plus ou moins sélectives, dans le but d'élaborer un conseil de fertilisation. Les limites de ces extractions ont été bien mises en évidence (Fardeau *et al.*, 1988 ; Morel *et al.*, 1992). De nouveaux indicateurs sont aujourd'hui proposés (Pellerin *et al.*, 2001). Ils sont issus d'une analyse quantitative de la contribution respective des mécanismes mis en œuvre par la racine pour mobiliser le phosphore du sol (Morel, 2002). Les racines prélèvent les ions phosphate dissous dans la solution du sol (*solubilité*). À la quantité d'ions phosphate dissous initialement présente à l'installation de racines, s'ajoute la quantité d'ions phosphate transférés depuis le sol vers la solution (*mobilité*) sous l'action des différents mécanismes physiques, chimiques et biologiques existant à l'interface racine-solution-sol, puis transportés par convection et diffusion dans la solution vers les racines. Un calcul d'ordre de grandeur montre que la quasi-totalité du phosphore prélevé a pour origine la phase solide du sol. Le réapprovisionnement de la solution est donc l'étape clef du transfert de phosphore entre le sol et la plante. Par conséquent, une caractérisation mécaniste de la *phytodisponibilité* consiste à quantifier et modéliser la *solubilité* et la *mobilité* du phosphore du sol en fonction des apports de déchets. Cette modélisation peut être obtenue à l'aide du marquage des ions phosphate de la solution par des ions phosphate contenant du phosphore 32 ou 33 radioactif (Fardeau, 1993 ; Morel, 2002). Dans les sols de grande culture, cultivés et ayant reçu une fertilisation minérale depuis de très nombreuses années, la mobilité du phosphore du sol est principalement contrôlée par le gradient de concentration en ions phosphate entre la solution et le sol, créé par l'absorption racinaire.

La *valeur fertilisante du phosphore d'un intrant* est une grandeur relative qui exprime la phytodisponibilité du phosphore du produit testé par rapport à celle d'une forme de référence, le phosphore soluble dans l'eau et le citrate d'ammonium neutre (superphosphate, phosphate d'ammoniaque). Il s'agit donc d'un coefficient d'équivalence. Il n'existe pas de table officielle de la valeur fertilisante du phosphore des boues de station d'épuration et des composts urbains. Dans la littérature les valeurs varient de pratiquement 0 à plus de 100%. Une part de cette variabilité est expliquée par la diversité des produits étudiés, mais même pour un type donné de boue, une forte

² Ensemble des flux impliqués dans la circulation de phosphore entre les différentes composantes de l'écosystème.

variabilité persiste qui rend incertaine toute recommandation. Pour les composts urbains et les déchets agro-industriels, ces valeurs ont rarement été déterminées.

3. Approches expérimentales et échelles d'étude

Deux démarches expérimentales ont principalement été mises en œuvre pour déterminer dans un premier temps, la phytodisponibilité du phosphore de déchets et, dans un deuxième temps, leur valeur fertilisante.

3.1. Essais de plein champ

La première démarche consiste à analyser pendant plusieurs années le fonctionnement du cycle biogéochimique dans les conditions du champ en fonction des pratiques réglementaires d'épandage des déchets et de régime plus traditionnel de fertilisation minérale. Ce travail a été réalisé dans quatre dispositifs expérimentaux de plein champ plus ou moins anciens. Il s'agit du dispositif de l'INRA-Bordeaux (Pierroton) démarré en 1995 ; de celui l'ENSAIA-INRA (La Bouzule) mis en place en 1997 (Schwartz et Morel, 1997) pour évaluer les risques écotoxicologiques ; de celui de l'Association pour la relance agronomique en Alsace (ARAA), à Ensisheim (Haut-Rhin), installé en 1995 (Schaub, 1999) et de l'essai du Swedish University of Agricultural Science situé à Umeå (Suède), mis en route en 1979 sur un limon cultivé par une monoculture d'orge (Kvarnström, 2001). Ce dernier, le plus ancien, est le seul essai dans lequel des évolutions significativement différentes ont été observées entre traitements. Il comporte un traitement sans apport de phosphore, l'épandage automnal d'une boue urbaine à raison de 4 et 8 t/ha de matière sèche tous les 4 ans soit l'équivalent de 24 et 48 kg/ha/an de phosphore, et un apport de 18 kg/ha/an de phosphore sous forme de phosphate monocalcique commercial (TSP). La boue est de type biologique en 1979 et 1983, mixte (biologique et de déphosphatation biologique) traitée aux sels de fer en 1988 et 1991, et mixte traitée aux sels de fer et chaulée en 1995.

3.2. Essais en conditions contrôlées

La lourdeur et le coût du suivi pluriannuel des dispositifs au champ rendent impossible leur multiplication, pourtant nécessaire à l'étude des interactions sols × déchets et à l'obtention de références agronomiques pour les différents types de déchets en fonction des propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols. Pour aborder cette question, la deuxième démarche consiste à évaluer la phytodisponibilité du phosphore par des cultures de ray-grass de 3 à 4 mois conduites en pots en conditions contrôlées. Pour différencier précisément la phytodisponibilité du phosphore du déchet de celle du sol récepteur, il est nécessaire de marquer le phosphore du sol par des ions phosphate radioactifs. L'analyse des quantités prélevées de phosphore radioactif et non radioactif permet de connaître l'origine exacte et le prélèvement de phosphore de chacune des deux sources, sol ou déchet (Fardeau et Stengel, 1998) et d'analyser l'interaction existant entre les deux sources en comparant le prélèvement en l'absence et en présence du déchet. Un traitement témoin, sans apport, est donc toujours inclus dans le dispositif. La forme de référence est également introduite dans le dispositif afin de déterminer la valeur fertilisante des produits.

4. Phytodisponibilité à long terme du phosphore des déchets

La jeunesse (3 à 5 ans d'expérimentation) des essais INRA-Bordeaux, ARAA et ENSAIA-INRA-Nancy ne permet pas encore d'observer d'évolution différenciée de la phytodisponibilité du phosphore

dans les sols recevant les différents types d'apports (engrais minéraux, divers types de déchets). Par contre, les 19 années d'expérimentation de l'essai d'Umeå permettent de comparer les variations à long terme de la solubilité et de la mobilité des ions phosphate en fonction des différentes formes et doses apportées (Kvarnström, 2001).

La solubilité du phosphore est représentée dans la figure 1 (ci-contre) à deux dates (1995 et 1998, soit 16 et 19 années d'expérimentation) d'échantillonnage pour les différents traitements. Elle est la plus élevée dans le sol recevant les apports de boues et la plus faible en l'absence de tout apport de phosphore. La conclusion pourrait être dès lors que la valeur fertilisante à long terme du phosphore des boues est supérieure à celle de la forme de référence. En fait, il n'en est rien. La seule observation du niveau de solubilité ne prend pas en considération la différence de bilan net entre les entrées et les sorties de phosphore. Lorsqu'elle est prise en compte, une relation linéaire significative décrit précisément l'ensemble des valeurs expérimentales (fig. 1). La solubilité du phosphore est directement proportionnelle au bilan net des apports et des exportations dans les récoltes, qu'il soit négatif ou très positif, indépendamment de la nature et des doses de phosphore apporté. Pour une même quantité de phosphore apportée, sa solubilité dans le sol récepteur est la même quelle que soit la nature de l'apport, TSP ou boues.

La mobilité des ions phosphate entre le sol et la solution a été déterminée dans les échantillons de sol de l'essai Umeå prélevés en 1998 (fig. 2, ci-contre). La quantité brute (Pr) d'ions phosphate transférés entre le sol et la solution est fonction de la durée du transfert (t) et de la concentration (Cp) des ions phosphate dans la solution (Fardeau, 1993 ; Morel *et al.*, 2000). Les valeurs expérimentales sont précisément prédites par la fonction mathématique suivante : $Pr^3 = 7,4 Cp^{0,41} t^{0,39}$ (72 obs., $r^2 = 0,99$), qui intègre le double effet de ces deux variables pour l'ensemble des régimes de fertilisation. Par contre, l'état de ce réapprovisionnement diffère significativement entre les régimes, compte tenu des écarts de concentra-

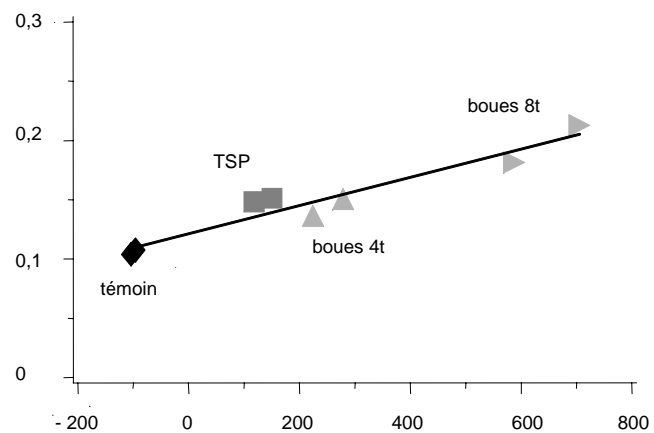


Figure 1. Évolution de la concentration (Cp) des ions phosphate dans la solution en fonction du bilan net de phosphore établi après 16 et 19 années d'expérimentation (Umeå, Suède)
En abscisse : Cp en mg/l de phosphore ; en ordonnée : bilan net de phosphore en kg/ha.

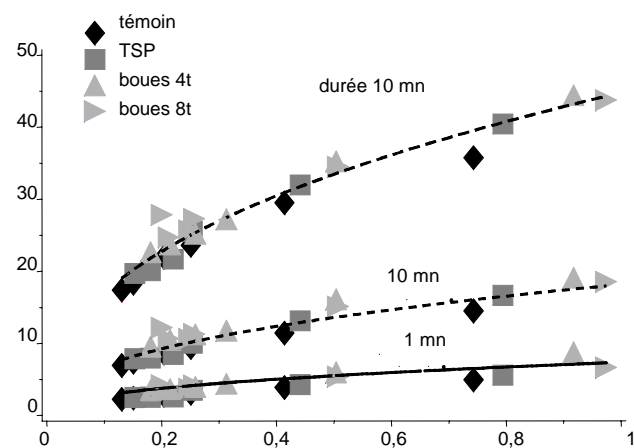


Figure 2. Réapprovisionnement (Pr) de la solution par des ions phosphate du sol en fonction de leur concentration (Cp) dans la solution pour des échantillons de terre prélevés dans l'essai Umeå (Suède) en 1998
En abscisse : Pr en mg/kg de phosphore ; en ordonnée : Cp en mg/l de phosphore.

³ la valeur de Pr est bornée par la quantité de phosphore total minéral.

tions observés entre les régimes de fertilisation dont nous avons vu qu'ils étaient expliqués par les différences de bilan à la parcelle (fig. 1).

Dans l'essai d'Umeå, la phytodisponibilité à long terme, évaluée à bilan identique d'apports et d'exportations de phosphore, est indépendante de la nature de l'apport, que ce soit sous forme de boues biologiques ou d'engrais minéral soluble-eau.

5. Phytodisponibilité à court terme du phosphore des déchets

La teneur moyenne en phosphore de 80 échantillons de boues d'épuration urbaine, représentatifs des principales filières de traitement existant en France, est de l'ordre de 20 g/kg de matières sèches dont près de 85% est sous forme minérale. La solubilité du phosphore varie sur plus de 4 ordres de grandeur depuis 0,01 mg/l pour les boues chaulées à plus de 10 mg/l pour certaines boues biologiques. La solubilité décroît avec la teneur en fer, en aluminium et en calcium des boues. Le chaulage entraîne la baisse la plus importante de solubilité par formation de phosphates calciques de très faible solubilité en milieu basique (pH>12). Cette perte de solubilité s'accompagne d'une réduction de la mobilité du phosphore des boues en considérant des durées courtes de transfert. Pour des durées plus longues, de l'ordre de quelques mois, le phosphore soluble et mobile représente environ 30% du phosphore total pour toutes les filières de traitement (Guivarch, 2001). Il est de l'ordre de 75 à 90% dans les composts urbains à base d'ordures ménagères et de déchets verts et de 30 à 50% dans les fumiers.

L'effet de la filière de traitements sur la phytodisponibilité du phosphore du déchet a été étudié et analysé pour une quinzaine de produits dans des sols ayant une phytodisponibilité initiale très différente. Les caractéristiques de huit de ces produits sont présentées dans le tableau I, ci-dessous. Quelques valeurs de prélèvement de phosphore soit du sol, soit du déchet sont présentées dans la figure 3 (ci-après) pour quelques systèmes sol×déchet. Elles traduisent la diversité des situations rencontrées dans l'analyse détaillée de l'origine des quantités prélevées et des interactions sol×déchet.

Tableau I. Teneurs en carbone organique (C org), azote organique (N org) et ammoniacal (N-NH₄), phosphore total et rapport Corg/Norg des déchets et quantités associés à l'apport de 50 mg P/kg (calcul effectué en considérant 3 500 t/ha de terre)

Nature du déchet	C org g/kg	N org g/kg	C org/ N org	N-NH ₄ g/kg	P total g/kg	C/P	apport d'éléments associé à 50 mg P/kg sol		
							C t/ha	N orga kg /ha	N-NH ₄ kg /ha
Boues biologiques	333	52,6	6,3	7,1	23,4	14,2	2,5	393	53
Boues déphosphatation biologique traitées aux sels de fer et chaux	190	17,5	10,9	4,4	19,1	9,9	1,7	160	40
Boues thermiques	214	11,1	19,3	1,9	26,3	8,1	1,4	74	13
Boues physico-chimiques traitées aux sels de fer et chaux	295	19,2	15,	0,9	14,3	20,6	3,6	235	11
Boues biologiques compostées	307	26,2	11,7	6,9	23,7	13,0	2,3	194	51
Compost de la fraction fermentescible d'ordures ménagères et de déchets verts	158	15,8	10,0	0,5	2,8	56,4	9,9	988	31
Ordures ménagères grises	304	19,43	15,6	0,8	3,3	92,1	16,1	1 030	41
Fumier de bovin	287	23,74	12,1	0,2	6,2	46,3	8,1	670	5

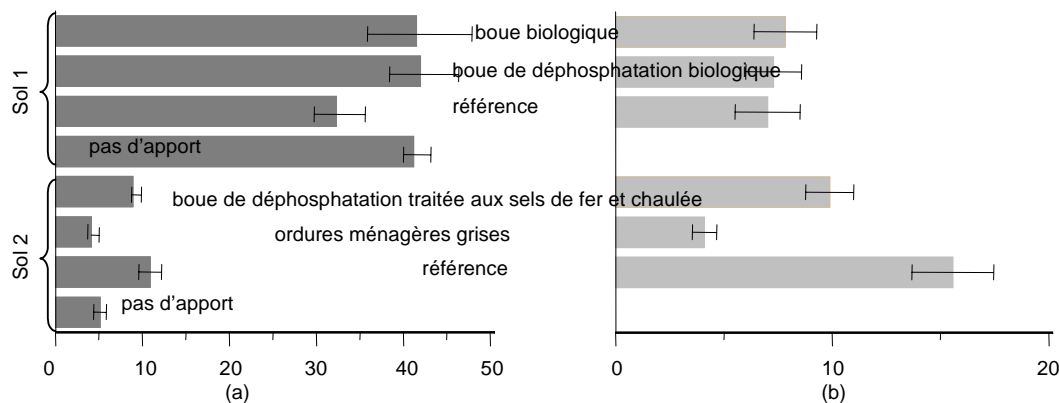


Figure 3. Prélèvement de phosphore du sol (gauche) et de l'apport (droite) dans différents systèmes sol x intrant
 Culture de ray-grass de 3 mois. Sol 1 et 2 : sols argilo-limoneux ayant une solubilité de 0,80 et 0,04 mg/L et une teneur en phosphore extrait par la méthode Olsen de 52,4 et 6,1 mg/kg.
 Référence : phosphate minéral soluble dans l'eau et le citrate d'ammonium.
 En abscisse : (a) phosphore prélevé du sol (mg/kg) ; (b) phosphore prélevé de l'intrant (mg/kg).

Le sol 1 a une phytodisponibilité environ 8 fois plus élevée que le sol 2 sur la base de la quantité de phosphore prélevé en l'absence de tout apport de phosphore (fig. 3, ci-dessus). Suite à l'apport de la forme de référence, l'engrais minéral soluble dans l'eau, la quantité de phosphore prélevé augmente significativement (+90% du témoin sans apport) dans le sol déficient en phosphore (sol 2), alors qu'elle diminue significativement (-20% du témoin sans apport) dans le sol bien pourvu (sol 1). Dans le cas du sol déficient, cette augmentation est expliquée par la levée de la déficience et la stimulation de la croissance des parties aériennes (+85%) et, donc, des racines du ray-grass à l'origine d'une interception accrue du phosphore du sol. Dans le cas du sol bien pourvu, l'ajout supplémentaire de phosphore peut entraîner une diminution des surfaces interceptrices, que ce soit les racines (Römer *et al.*, 1988) et/ou les hyphes des champignons mycorhizogènes du sol (Plenchette, 1991), et réduire l'interception et le prélèvement. Ces résultats mettent en évidence le double effet du phosphore apporté sur la phytodisponibilité du phosphore dans le système sol×intrant. On distingue, d'une part, l'effet direct correspondant à l'utilisation effective du phosphore apporté et, d'autre part, l'effet indirect de nature à perturber le prélèvement de phosphore du sol initial (Morel et Fardeau, 1989 ; 1990). L'effet indirect peut être estimé par la différence de phosphore prélevé du sol uniquement avec et sans fertilisation. Il caractérise l'interaction entre les deux sources de phosphore, le sol et l'intrant, qui peut être positive, nulle, voire négative, suivant la nature de l'intrant et la phytodisponibilité initiale du sol.

L'apport de phosphore sous forme de déchet, rend encore plus complexe l'analyse puisque des quantités, parfois importantes et déséquilibrées, de carbone et d'azote sont introduites dans le système sol×déchet (tab. I). C'est le cas, par exemple, du traitement « ordures ménagères grises »⁴ pour lequel une « faim » d'azote marquée a été observée en culture malgré une fertilisation minérale basale conséquente. L'absence de stabilisation de la matière organique de ce déchet a provoqué une organisation microbienne intense de l'azote du sol (Houot *et al.*, 2001) qui a entraîné une carence temporaire d'azote pour la plante-test et une baisse de la biomasse récoltée par rapport au témoin sans apport et du prélèvement de phosphore du sol (-56%) en comparaison du traitement de référence (fig. 3). Cette perturbation du cycle interne de l'azote a eu pour conséquence de limiter nettement l'utilisation réelle du phosphore apporté sous forme d'ordures ménagères grises (8,6% contre 32,4%

⁴ Les ordures ménagères grises sont la fraction résiduelle des ordures ménagères après collecte sélective des emballages.

pour la source de référence, soit une valeur fertilisante de 26%) par organisation microbienne du phosphore phytodisponible du sol×déchet et/ou réduction de croissance des racines. Cependant, les contributions de chacune des deux sources à la nutrition phosphatée sont très proches : environ 50% du prélèvement total de phosphore provient des ordures ménagères grises contre 60% pour la forme de référence, soit une valeur fertilisante de 84%.

Cette analyse détaillée souligne et met en évidence *l'écart important d'évaluation que l'on fera sur la valeur fertilisante du phosphore du déchet suivant l'indicateur de phytodisponibilité que l'on utilisera* et explique une part importante de la variabilité des valeurs fertilisantes rencontrées dans la littérature

C'est l'indicateur « contribution de l'apport dans le prélèvement de phosphore total par la plante » que nous avons retenu pour calculer la valeur fertilisante des déchets (tab. II). Il est, comme nous venons de le voir, moins sensible à l'interaction sol×déchet qui peut être très exacerbée suivant la nature du déchet, compte tenu des conditions expérimentales (apport de 50 mg/kg de sol de P sous forme de déchet finement broyé). Cet indicateur quantifie donc plus précisément l'effet spécifique du phosphore apporté. La valeur fertilisante à court terme du phosphore d'un déchet varie entre 54 et 92% (valeur moyenne de 80%) dans les 53 systèmes sol×déchet répertoriés par Guivarch (2001). Les boues biologiques, de déphosphatation biologique, traitées ou non aux sels de fer et/ou chaulées, ont une phytodisponibilité équivalente à celle de la source de référence. Certains traitements, comme la digestion et, surtout, le compostage réduisent jusqu'à 50% cette valeur fertilisante phosphatée.

Pour analyser et identifier les principaux mécanismes physiques, chimiques et biologiques susceptibles d'expliquer cette variabilité de comportement du déchet, la valeur fertilisante à court terme du phosphore a été confrontée à différentes caractéristiques du déchet. L'adsorption et la précipitation de phosphates dues à l'ajout de sels de fer, d'aluminium et de calcium ont été globalement appréciés par la teneur en calcium, aluminium et fer des déchets. Les processus biologiques ont été estimés en suivant les cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote au cours d'incubations de mélanges sol×déchet effectuées en conditions standardisées (Nicolardot *et al.*, 2003 ; Houot *et al.*, 2001).

L'augmentation de la teneur en fer, en aluminium et en calcium des boues entraîne une réduction spectaculaire de la solubilité et de la mobilité sur temps courts de leur phosphore (Guivarch, 2001). Cependant, il n'y a pas de liaison significative entre la valeur fertilisante et ces différentes teneurs. Les mécanismes d'adsorption et de précipitation ne semblent donc pas intervenir de façon prépondérante dans le contrôle de la phytodisponibilité du phosphore des déchets.

Tableau II. Valeur fertilisante à court terme du phosphore de différents déchets et engrais de ferme

La valeur fertilisante est la contribution du phosphore du déchet à la nutrition phosphatée exprimée en pourcentage de celle de l'engrais de référence. Le chiffre entre parenthèses est le nombre de systèmes sol×déchet étudiés. (± indique l'écart type) (Source : Guivarch, 2001).

Boues biologiques (5) traitées aux sels de fer (2) ou aux sels de fer et chaux (3) et boues de déphosphatation biologique (3) puis chaulées (4) ou traitées aux sels de fer et chaux (1)	92±16
Boues physico-chimiques traitées aux sels de fer (2) ou aux sels de fer et chaux (4)	88±5
Boues biologiques digérées (5) puis traitées aux sels de fer (5) ou aux sels de fer et chaux (2) ou conditionnées thermiquement (45 mn à 195°C sous 18 bars) (4)	71±20
Boues biologiques compostées (déchets verts (4), sciure de bois (1))	73±18
Ordures ménagères grises (1)	84
Compost de la fraction fermentescible d'ordures ménagères et de déchets verts (1)	54
Fumiers de bovins (4)	76±8
Fientes de volaille (2)	87±15

Par contre, une régression linéaire hautement significative existe entre la valeur fertilisante du phosphore des boues et la minéralisation nette de l'azote dans le système sol×déchet (fig. 4, ci-contre). La dégradation du carbone dans les mélanges sol×déchet varie notablement avec le déchet : 20 à 65% du carbone organique sont minéralisés en 120 jours. L'indice⁵ de stabilité biologique (Linères et Djakovitch, 1993) confirme cette différence de comportement. La cinétique de minéralisation nette de l'azote organique des déchets est également très variable : depuis des cinétiques rapides aboutissant à la minéralisation de plus de 70% de l'azote

organique en quelques semaines jusqu'à des cinétiques où la quantité d'azote minéralisé dans le mélange sol×déchet est d'abord inférieure à celle du sol témoin avant de se stabiliser à des taux de minéralisation de quelques pourcents après quelques semaines. Tel est le cas par exemple de la boue digérée et conditionnée thermiquement (45 mn à 195°C sous 18 bars) présenté dans la figure 4. Cette boue a un rapport élevé de carbone organique sur azote organique (tab. I). Son introduction dans le sol a entraîné sur la période de culture une organisation d'azote. Cette organisation microbienne piège également du phosphore le rendant, au moins temporairement, non disponible pour la plante et expliquerait la diminution enregistrée. Au contraire, dans le cas de boues biologiques très instables et bien pourvues en azote, la valeur fertilisante phosphatée avoisine, voire dépasse parfois, le chiffre de 100%.

Cet ensemble de résultats illustre l'étroite dépendance entre la phytodisponibilité à court terme du phosphore des déchets et les transformations de l'azote dans le système sol×déchet conditionnées, en particulier, par la nature et la stabilité de la matière organique du déchet. Or, les quantités de carbone et d'azote organique et ammoniacal associées aux 50 mg de phosphore apporté au kilogramme de sol dans les cultures en pots varient énormément suivant les déchets (tab. I). Ainsi, pour des composts urbains à base d'ordures ménagères ou de déchets verts qui ont une faible teneur en phosphore (plus faible que celle des boues), le carbone et l'azote sont apportés en quantités importantes avec les 50 mg/kg de sol de P. Les transformations biogéochimiques dans le mélange sol×déchet incubé sont probablement exacerbées dans nos conditions expérimentales.

6. En conclusion

Les résultats présentés montrent l'équivalence entre la phytodisponibilité du phosphore de la majorité des boues et celle de la forme d'engrais minéral de référence, le phosphore soluble dans l'eau et le citrate d'ammonium. Par conséquent, il faut comptabiliser la totalité du phosphore pour raisonner l'apport de boues. La réglementation actuelle de l'épandage des boues conduit donc à une

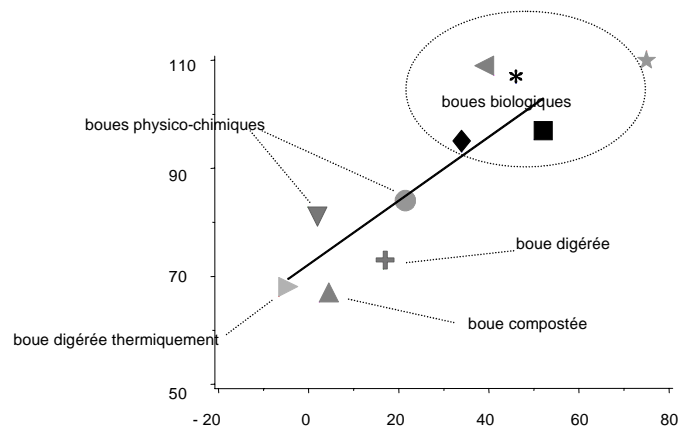


Figure 4. Évolution de la valeur fertilisante à court terme du phosphore de différentes boues

En relation avec la minéralisation nette de l'azote dans le système sol×boue.
En abscisse : minéralisation nette de l'azote dans le système sol×déchet (mg/kg) ; en ordonnée : valeur fertilisante à court terme du phosphore (%).

⁵ L'indice de stabilité biologique est un indicateur de la stabilité de la matière organique du déchet établi à partir de l'analyse biochimique de la matière organique en carbone soluble, hémicelluloses, cellulose, lignine/cutines et cellulose brute.

accumulation de phosphore phytodisponible dans les sols agricoles qui, s'il était transporté dans eaux de surface, pourrait être préjudiciable à leur qualité.

Cependant, *pour quelques déchets*, comme les boues digérées et traitées thermiquement ou compostées et les composts urbains, la *phytodisponibilité* à court terme du phosphore peut être légèrement *plus faible* que celle de l'engrais minéral de référence. Cette diminution est expliquée par une *interaction des transformations du carbone et de l'azote* dans le système sol×déchet sur le prélèvement de phosphore plutôt que par une baisse effective de la phytodisponibilité intrinsèque du phosphore du produit. Les quantités, très variables suivant les déchets, de carbone organique, d'azote organique et ammoniacal sont apportées en même temps que le phosphore du déchet, ce qui n'est évidemment pas le cas avec l'engrais minéral de référence. Dans les conditions de température, d'humidité et de fertilisation minérale optimales pour la culture, le développement de la biomasse microbienne dans le système sol×déchet peut être exacerbé et conduire parfois à une minéralisation nette négative d'azote. Cette organisation microbienne piège également du phosphore phytodisponible ce qui le rend au moins temporairement non disponible pour la plante. Pour limiter cette organisation microbienne, une incubation du mélange sol×déchet pourrait être réalisée pendant quelques semaines avant de réaliser le marquage isotopique du phosphore phytodisponible du sol et la mise en culture. Pour ce qui concerne l'évaluation sur le long terme, le suivi pluriannuel de la solubilité et de la mobilité du phosphore dans les dispositifs de l'ARAA, l'INRA-Bordeaux et l'INRA-ENSAIA-Nancy ainsi que celui de l'INRA-Grignon permettraient de mieux analyser, comprendre et modéliser les modifications pluriannuelles de phytodisponibilité, solubilité et mobilité du phosphore en fonction du sol et de la nature des déchets ■

Ce travail a bénéficié du soutien et de la collaboration scientifique, technique et financière de nombreux partenaires : Jacques Wyart (Ademe), Anne Cauchy et Emmanuel Soyeux (Vivendi Water), Bruno Carlotti et Christophe Bacholle (SEDE-Environnement), Jean-Claude Keromnes (Angibaud), Elise Bourmeau (CGEA-Valorisation agronomique), Anne Schaub (Association pour la relance agronomique en Alsace), Lars Ericson (Agricultural Research for Northern Sweden, Umeå, Suède), Jean-Claude Fardeau (INRA, Environnement et Agronomie), Sabine Houot (UMR INRA-INAPG « Environnement et Grandes Cultures »), Christophe Schwartz (ENSAIA-INRA, Laboratoire Sol et Environnement) et les responsables des nombreuses stations d'épuration du groupe Vivendi-Water.

Références bibliographiques

- BARROIN G., 1992. Dégradation et réhabilitation des eaux de surface chargées en phosphates. In P. LEGRAND, J.C. GERMONT & R. MOLETTA : *Altération et restauration de la qualité des eaux continentales. Les Dossiers de l'environnement de l'INRA*, 4, 145-159.
- CTP, 2001. *Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture*. Dossier documentaire. ADEME Éditions, Angers, 58 p. + fiches.
- FARDEAU J.C., MOREL C., BONIFACE R., 1988. Phosphore assimilable des sols. Quelle méthode choisir en analyse de routine. *Agronomie*, 8, 577-584.
- FARDEAU J.C., 1993. Le phosphore biodisponible des sols : sa représentation par un modèle fonctionnel à plusieurs compartiments. *Agronomie*, 13, 317-331.
- FARDEAU J.C., STENGEL P., 1998. Sol et échanges avec le couvert végétal. In P. STENGEL & S. GÉLIN : *Sol : interface fragile*. INRA Éditions, Paris, 41-63.
- GUIVARCH A., 2001. *Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de stations d'épuration urbaines*. Thèse de doctorat de l'institut national polytechnique de Lorraine, 274 p. + ann.
- HOUOT S., FRANCOU C., VERGÉ-LEVIEL C., 2001. Gestion de la maturité des composts : conséquences sur leur valeur agronomique et innocuité. In G. THÉVENET & A. JOUBERT : *Les nouveaux défis de la fertilisation raisonnée*. GEMAS-COMIFER, Blois, 173-182.
- KVARNSTRÖM E., 2001. *Plant-availability of phosphorus removed from wastewater by different process*. Department of Environmental Engineering, Division of Sanitary Engineering. Thèse de l'université de technologie de Luleå, Suède. 143 p.
- LINÈRES M., DJAKOVITCH J.L., 1993. Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique. In J. DECROUX & J.C. IGNAZI : *Matières Organiques et Agricultures*. GEMAS-COMIFER, Blois, 159-168.

- MICHELIN J., BOURGEOIS S., 2002. Valeur agronomique des boues de station d'épurations urbaines. Bilan de 13 années d'essais. *Actes des 7^{es} Journées nationales de l'étude des sols*, Orléans, 22-24 octobre 2002. Association française pour l'étude des Sols, 37-38.
- MOREL C., FARDEAU J.C., 1989. Native and soil fresh fertilizer phosphorus uptake as affected by rate of application and P fertilizers. *Plant and Soil*, 115, 123-128.
- MOREL C., FARDEAU J.C., 1990. Uptake of phosphate from soils and fertilizers as affected by soil P availability and solubility of phosphorus fertilizer. *Plant and Soil*, 121, 217-224.
- MOREL C., PLENCHETTE C., FARDEAU J.C., 1992. La fertilisation phosphatée raisonnée de la culture du blé. *Agronomie*, 12, 565-579.
- MOREL C., 2002. *Caractérisation de la phytodisponibilité du P du sol par la modélisation du transfert des ions phosphate entre le sol et la solution*. Document présenté pour obtenir l'habilitation à diriger des recherches. INPL-ENSAIA Nancy. 80 p. (www.bordeaux.inra.fr/tcem).
- NICOLARDOT B., PARNAUDEAU V., GÉNERMONT S., MORVAN T., HÉNAUT C., FLURA D., ROBERT P., MAROVECCIO F., LINÈRES M., MOREL C., 2003. Disponibilité en azote des effluents urbains, agro-industriels et issus d'élevage. Cet ouvrage.
- PELLERIN S., MOREL C., SCHNEIDER., MOLLIER A., DENROY P., JORDAN-MEILLE L., 2001. Transfert sol-plante des éléments minéraux : avancées des connaissances et perspectives d'application. In G. THÉVENET & A. JOUBERT : *Les nouveaux défis de la fertilisation*. GEMAS-COMIFER, Blois, 129-140.
- PLENCHETTE C., 1991. Utilisation des mycorhizes en agriculture et horticulture. In D.G. STRULL : *Les mycorhizes des arbres et plantes cultivées*. Tec&Doc Lavoisier, Paris, 131-196.
- RÖMER W., AUGUSTIN J., SCHILLING G., 1988. The relationship between phosphate absorption and root length in nine wheat cultivars. *Plant and Soil*, 111, 199-201.
- SCHAUB A., 1999. *Site de références d'Ensisheim*. Rapport de contrat ADEME, 30 p.
- SCHWARTZ C., MOREL J.L., 1997. Évaluation des risques écotoxicologiques liés à la valorisation agricole des déchets et produits dérivés. *Aspects sanitaires et environnementaux de l'épandage des boues d'épuration urbaines*. Journées techniques ADEME, 5-6 juin 1997, ADEME Éditions, Angers, 153-155.
- SOMMELIER L., MOREL J.L., MOREL C., WIART J., 1996. *La valeur phosphatée des boues résiduares des stations d'épuration urbaines*. ADEME Éditions, Angers. 172 p.

