

Flux de phosphore associés à l'élevage et conséquences sur la fertilité phosphatée des sols : analyse à plusieurs échelles

Sylvain Pellerin¹, Thomas Nesme²

1 : INRA, UMR 1391 ISPA, CS 20032, F-33882 Villenave-d'Ornon cédex (France) ; pellerin@bordeaux.inra.fr

2 : Bordeaux Sciences Agro, UMR 1391 ISPA, CS 40201, F-33175 Gradignan cédex (France)

Résumé

L'élevage joue un rôle majeur dans le cycle biogéochimique du phosphore (P), et ce à différents niveaux d'organisation. En France, les effluents d'élevage produits annuellement contiennent 310 000 t de P soit plus que la quantité de P apportée aux sols par les engrais minéraux (286 000 t P/an). A l'échelle du département, l'usage d'engrais minéraux P décroît quand le chargement animal augmente, ce qui montre que le P apporté par les effluents d'élevage est pris en compte dans le raisonnement de la fertilisation. La substitution est cependant seulement partielle. La spécialisation croissante des exploitations agricoles et la ségrégation géographique entre zones d'élevage et zones de culture est un obstacle majeur à la valorisation optimale de la ressource en P que constituent les effluents d'élevage. Il en résulte des apports de P excédentaires en zone d'élevage intensif, avec des risques associés de transfert de P vers les eaux et d'eutrophisation, et une dépendance de la production végétale aux engrais minéraux de synthèse en zone de grandes cultures. Un raisonnement des apports privilégiant l'azote et une sous-estimation fréquente des apports de P par les produits organiques contribuent également à des apports de P excédentaires, même en l'absence d'excédent structurel. La mise au point de procédés permettant de concentrer le P des effluents d'élevage, et donc de réduire les coûts de transport, et une fiabilisation des références relatives à la valeur fertilisante phosphatée à court terme des effluents d'élevage sont nécessaires pour favoriser un recyclage optimal de cette ressource. Des pistes pour ré-associer cultures et élevages afin de recycler les effluents d'élevage localement doivent également être explorées.

1. Introduction

Le Phosphore (P) est un constituant essentiel des êtres vivants, non substituable. Il entre dans la composition de molécules clés comme l'ADN, support de l'information génétique, l'ATP, molécule jouant un rôle central dans l'énergétique cellulaire, ou encore les phospholipides, constituants des membranes. C'est aussi un polluant potentiel, déclencheur de l'eutrophisation des eaux continentales et estuariennes (SCHELSKE, 2009). Enfin, les roches phosphatées, nécessaires à la production des engrais minéraux et des compléments alimentaires phosphatés, sont une ressource non renouvelable dont la raréfaction pourrait menacer à terme la sécurité alimentaire mondiale (VAN VUUREN *et al.*, 2010). Une gestion plus durable du cycle de cet élément est à la croisée des enjeux de production agricole, de protection de l'environnement et de gestion durable des ressources naturelles.

Chez les plantes, le phosphore est prélevé par les racines dans la solution de sol sous forme d'ions orthophosphates (H_2PO_4^- ou HPO_4^{2-}). Le phosphore est naturellement présent dans les sols par altération des roches, mais sa biodisponibilité est limitée du fait de ses fortes interactions avec les constituants de la phase solide. En France, comme dans une large part de l'Europe occidentale, la fertilité phosphatée des sols a été considérablement accrue au cours de la période 1950-1970 par des apports massifs d'engrais minéraux. Depuis les années 1970, du fait d'un contexte économique incitant les agriculteurs à réduire leurs coûts de production, et grâce aux progrès de la fertilisation raisonnée, les apports annuels d'engrais minéraux P ont été divisés par 4, sans perte de production. Une analyse globale fait apparaître que le bilan P des sols français, qui était encore largement excédentaire en 1990 (+18 kg P/ha), tend vers l'équilibre (+4 kg P/ha en 2006) (SENTHILKUMAR *et al.*, 2012b). Ce chiffre moyen cache néanmoins des disparités régionales importantes.

Chez les animaux, le phosphore est apporté par l'alimentation. Dans les systèmes mixtes agriculture - élevage, autrefois majoritaires en Europe occidentale, le phosphore provenant du sol absorbé par les plantes était ingéré par les animaux puis restitué au sol *via* les déjections. Le recyclage du phosphore se faisait localement. L'intensification de l'élevage, la spécialisation des régions de production, l'urbanisation et le développement des échanges commerciaux à longue distance (engrais, aliments pour animaux, produits agro-alimentaires...) ont depuis fortement « ouvert » le cycle du P avec, à certaines étapes du cycle, une faible efficacité et/ou des pertes importantes. En France, les « pertes » de P par transfert vers le réseau hydrographique et par mise en décharge de déchets ultimes représentent de l'ordre de 137 kt P par an (91 kt P transférés vers le réseau hydrographique, et 46 kt P perdus par mise en décharge), ce qui équivaut à 43% des quantités de P importées pour la fertilisation minérale (SENTHILKUMAR *et al.*, 2012b). Une gestion plus durable du cycle du phosphore est indispensable, non seulement du fait de ses effets sur la qualité des eaux, mais aussi du fait de la raréfaction inéluctable de la ressource.

Par sa demande en aliments importés (tourteau de soja par exemple), la production de produits commercialisés (carcasses, lait...) et de sous-produits (cornes, peaux...), et surtout du fait de la production d'effluents riches en phosphore, l'élevage est un moteur puissant du cycle du P, et ce à différentes échelles. Au niveau planétaire, la quantité de P contenue dans les effluents d'élevage représentait en 2000 $17 \cdot 10^6$ t de P, soit plus que la quantité de P contenue dans les engrais minéraux utilisés annuellement ($14 \cdot 10^6$ t de P ; BOUWMAN *et al.*, 2011). Les zones du globe en situation de bilan excédentaire en P correspondent pour beaucoup d'entre elles à des zones d'élevage intensif (MACDONALD *et al.*, 2011).

L'objectif de cet article est d'analyser le rôle de l'élevage sur le cycle du P à différentes échelles, et d'en étudier les conséquences sur l'évolution de la teneur en P dans les sols et les risques environnementaux associés. Par souci de concision, l'analyse a été limitée au cas du phosphore, même si beaucoup d'aspects agronomiques et environnementaux liés à la gestion des effluents d'élevage mettent en cause des interactions entre les éléments C, N et P.

2. Analyse du rôle de l'élevage sur le cycle du P à l'échelle de la France

En plus de ses fonctions physiologiques chez l'animal, le phosphore est un constituant essentiel des os et des produits animaux (0,9 g P par litre de lait chez la vache). Comme en production végétale, le raisonnement des apports de P en alimentation animale a d'abord privilégié l'optimisation des performances zootechniques (GUEGUEN, 2005). Dans les années 1980-1990, la prise de conscience du rôle du P dans l'eutrophisation des eaux et de la responsabilité de l'élevage dans les

rejets de P vers l'environnement ont conduit à réexaminer les préconisations d'apport de P dans les rations afin de minimiser les teneurs dans les effluents. Une analyse plus précise des besoins des animaux (entretien, croissance, production), de la disponibilité du phosphore dans les aliments (distinction du P phytique, non phytique et de l'activité phytasique), l'ajout de phytases microbiennes (en alimentation monogastrique) et l'ajustement des apports au stade physiologique et aux performances des animaux (alimentation bi-phase, puis multi-phase) ont permis de réduire significativement les apports de P et, de ce fait, les quantités de P dans les effluents (BRAVO et MESCHY, 2003 ; JONDREVILLE et DOURMAD, 2005 ; MESCHY *et al.*, 2008 ; DOURMAD *et al.*, 2009). Le Tableau 1 illustre la réduction des rejets de P chez les porcs permise par cette évolution des stratégies alimentaires. En élevage ruminant, l'application de nouvelles normes a également permis de réduire les apports de P dans l'alimentation d'environ 15 à 20% en France (MESCHY *et al.*, 2008). Malgré ces progrès, il demeure qu'en élevage porcin, moins de 50% du P ingéré est retenu par l'animal (de 20 à 50% selon les âges), le reste étant rejeté dans les effluents, principalement dans les urines.

Tableau 1 : Estimation des rejets de P chez les porcs du sevrage à l'abattage suivant différentes stratégies d'apports alimentaires de P (d'après MESCHY *et al.*, 2008).

	A	B	C	D	E
Apports P (g/kg aliment)					
- Porcelet 1 ^{er} âge	10,4	6,6	6,6	6,8	6,1
- Porcelet 2 ^{ème} âge	10,4	6,6	6,3	5,8	5,8
- Croissance	6,5	4,9	4,9	4,8	4,3
- Finition	6,5	4,9	4,3	4,4	3,7
P ingéré (kg/porc)	1,91	1,38	1,28	1,28	1,12
P retenu (kg/porc)	0,518	0,518	0,518	0,518	0,518
Bilan P (kg/porc)	1,39	0,859	0,764	0,758	0,601
Retenu / ingéré	0,27	0,38	0,40	0,41	0,46

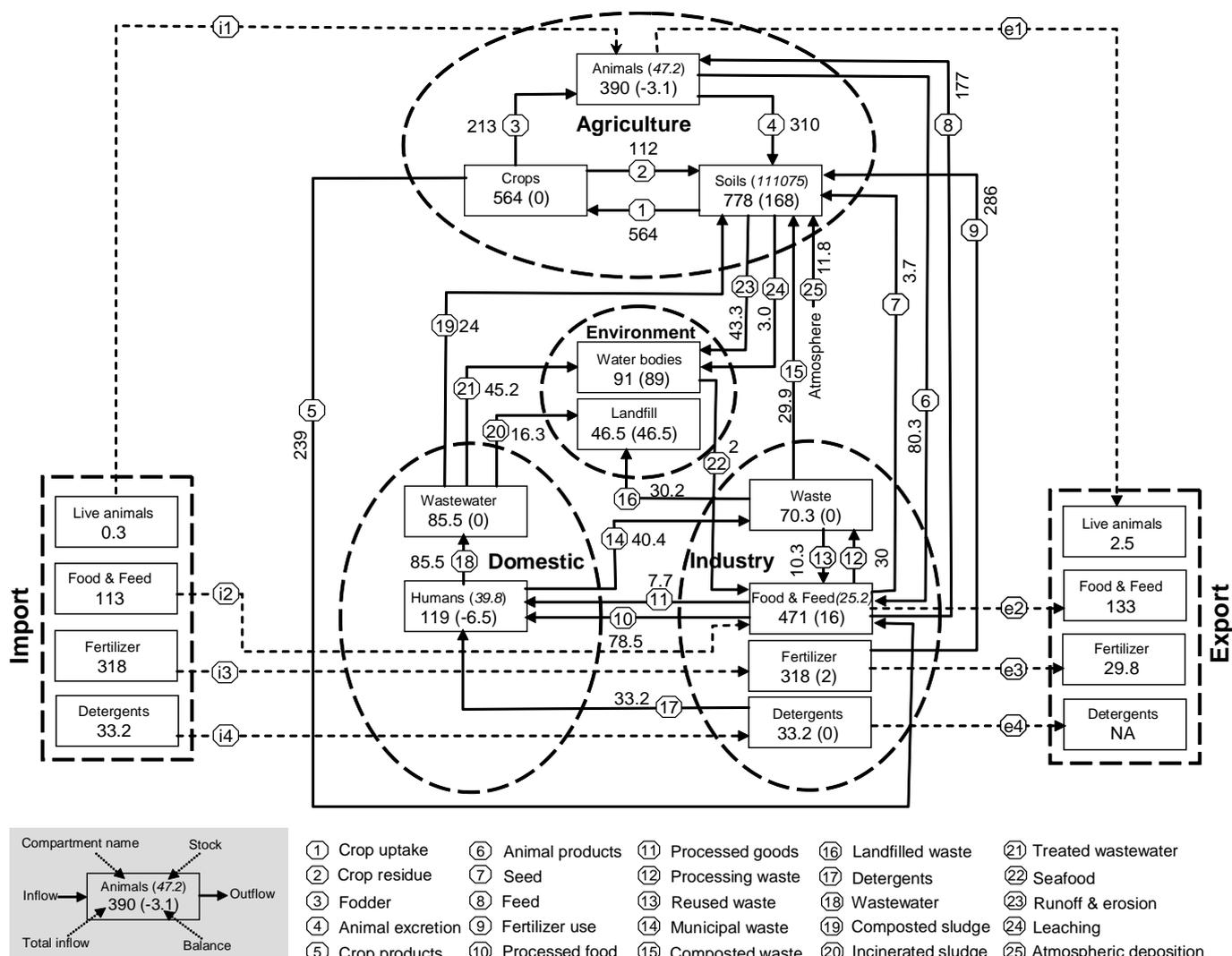
Stratégie d'apport alimentaire de P : **A** : P total (INRA, 1989), 1 phase ; **B** : P digestible (JONDREVILLE et DOURMAD, 2005), 1 phase ; **C** : P digestible (JONDREVILLE et DOURMAD, 2005), 2 phases ; **D** : CORPEN (2003), 2 phases ; **E** : P digestible (JONDREVILLE et DOURMAD, 2005), 2 phases, Phytase.

La Figure 1 représente le cycle du P à l'échelle du territoire métropolitain français avec une estimation des principaux stocks et flux annuels correspondants. Onze compartiments, correspondant à 3 secteurs majeurs d'activité (agricole, industriel, domestique), auxquels s'ajoutent les importations et exportations, reliés par 25 flux, ont été identifiés à cette échelle.

L'élevage consomme chaque année 390 kt de P, dont 213 sous forme de fourrages et 177 sous forme d'aliments transformés soit un total de 390 kt de P. Les produits animaux (carcasses, lait, œufs) contiennent de l'ordre de 80 kt de P. Les effluents d'élevage, généralement épandus sur les sols, représentent 310 kt de P. Environ 70% du P des effluents provient de l'élevage bovin, le reste provenant de l'élevage porcin (13%), des petits ruminants (12%) et de la volaille (5%) (MESCHY *et al.*, 2008).

L'efficacité de conversion du P ingéré en P contenu dans des produits animaux bruts est de l'ordre de 20%. Cette valeur, calculée pour la période 2002-2006, est probablement un peu plus élevée aujourd'hui du fait des progrès réalisés en alimentation animale (révision à la baisse des préconisations d'apport en élevage ruminant, quasi-généralisation de l'usage des phytases et alimentation bi-phase voire multiphase en élevage porcin). Il demeure que la quantité de P apportée aux sols par les effluents d'élevage (310 kt P) est supérieure à la quantité de P apportée par les engrais minéraux (286 kt P). Ce chiffre souligne le rôle moteur de l'élevage dans le cycle du P en France et l'importance d'une gestion de la fertilité des sols optimisant la ressource en P constituée par les effluents d'élevage.

Figure 1 : Représentation schématique du cycle du P à l'échelle de la France (territoire métropolitain) et quantification des principaux stocks et flux. Les valeurs de stocks et flux, exprimées respectivement en kt P et kt P par an, correspondent à des chiffres moyens pour les années 2002-2006 (d'après SENTHILKUMAR *et al.*, 2012b).



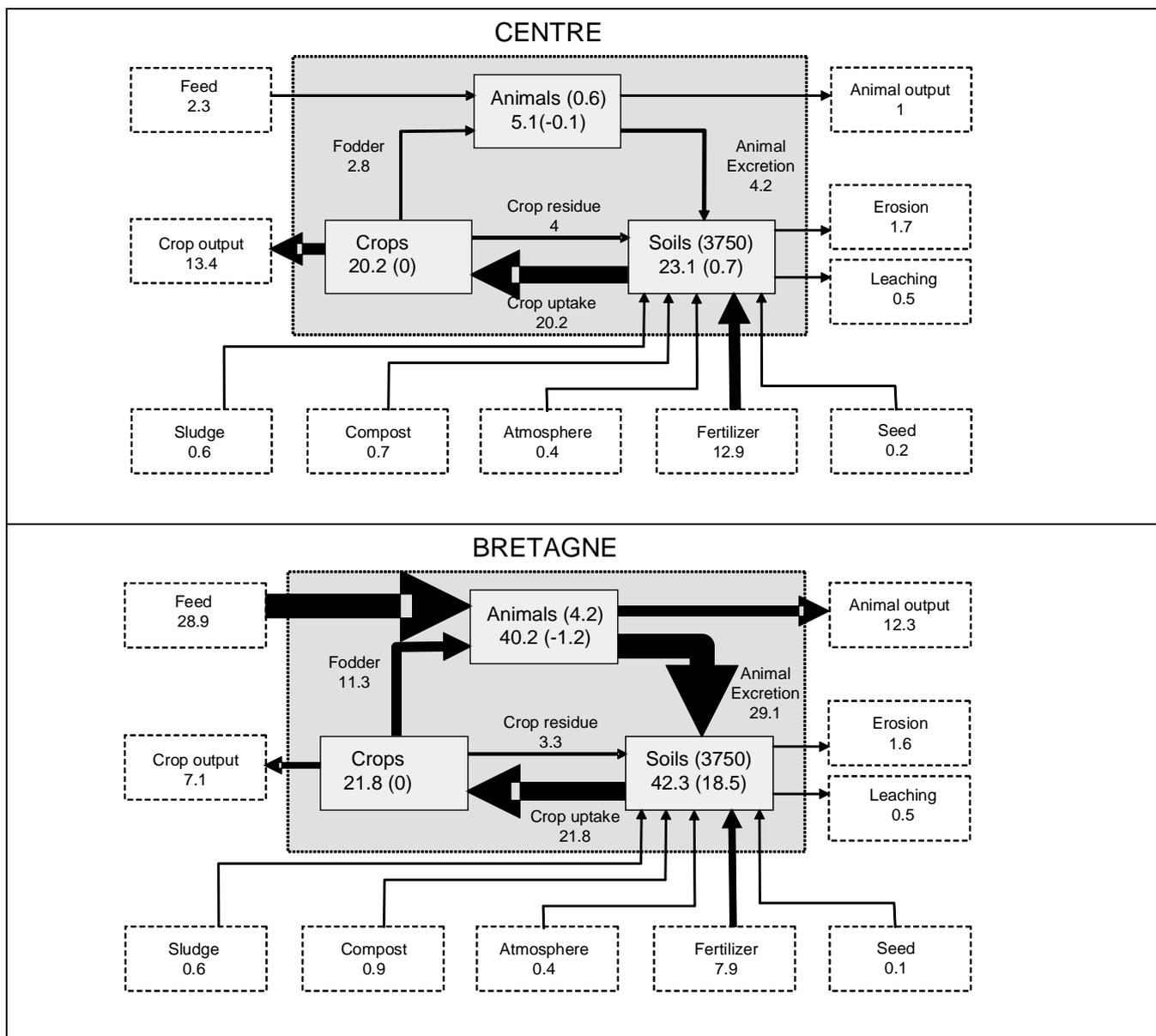
3. La spécialisation des régions de production : un frein au recyclage de la ressource en P

La Figure 2 présente les stocks et flux de P pour deux régions françaises contrastées, la Bretagne, région d'élevage intensif, et le Centre, région de grandes cultures.

Pour la région Centre, orientée vers la production céréalière, le bilan P des sols est équilibré (+1 kg P/ha) mais le prélèvement de P *via* les produits végétaux doit être compensé par des apports de P sous forme d'engrais minéraux. Ce système très spécialisé est donc hautement dépendant de l'utilisation des engrais phosphatés et donc de la ressource en roches phosphatées.

A l'inverse, pour la région Bretagne, très fortement orientée vers l'élevage, le bilan P des sols est fortement excédentaire (+19 kg P/ha), notamment à cause de l'utilisation massive de produits végétaux importés pour l'alimentation animale (tourteaux principalement). Ce bilan serait moins excédentaire en l'absence d'utilisation d'engrais minéraux P mais resterait quand même positif parce que les exportations de P sous forme de produits animaux et végétaux sont très inférieures aux entrées *via* les aliments. Il en résulte une accumulation de P dans les sols et des risques associés de transfert vers le réseau hydrographique.

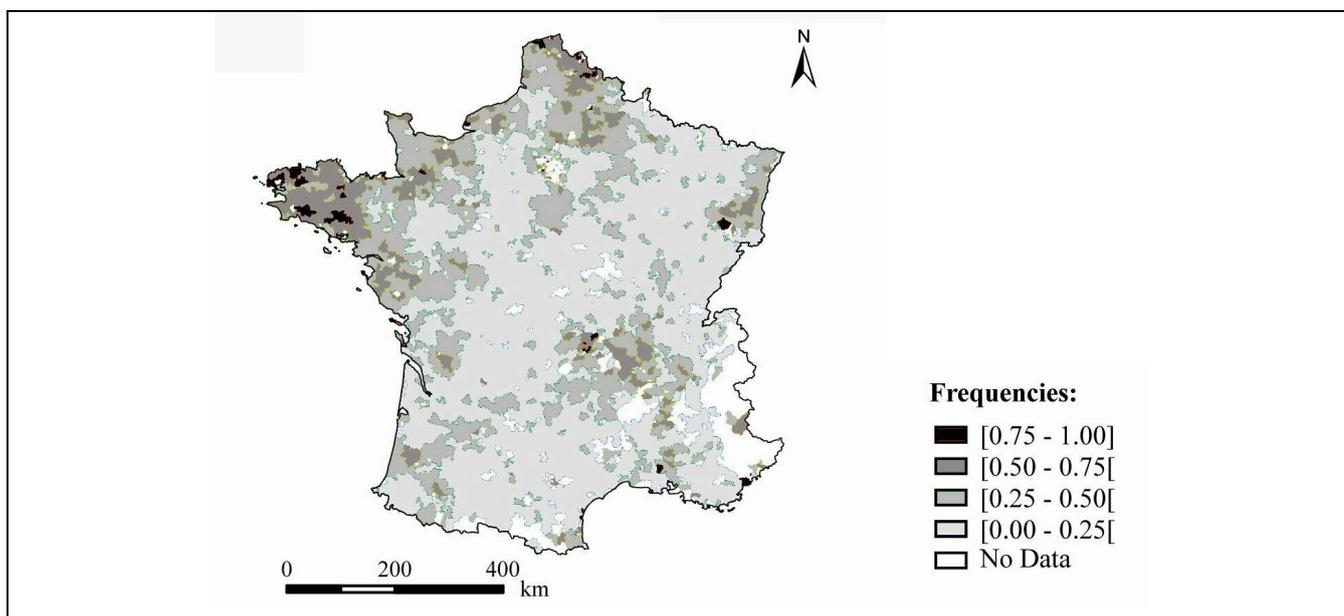
Figure 2 : Stocks, flux et bilan P des sols de deux régions françaises (Centre et Bretagne). Les valeurs correspondent à des moyennes de stocks et flux calculées sur la période 2002-2006, et sont exprimées respectivement en kt P ou kt P par an (d'après SENTHILKUMAR et al., 2012a).



Au total, la spécialisation des régions de production qui s'est installée en France au cours des dernières décennies, combinée aux faibles possibilités de transport des effluents d'élevage sur de longues distances, conduit à un surplus de P en région d'élevage intensif avec des risques d'altération de la qualité des eaux et à un déficit de ressource locale en P en région de grandes cultures qui doit être compensé par des importations de P minéral issues des gisements de roches phosphatées.

L'analyse des teneurs en P dans les sols français confirme ce déséquilibre, avec des teneurs élevées, très supérieures à ce qui serait nécessaire pour les cultures, dans les régions d'élevage intensif du Nord-Ouest, et des teneurs en P plus modestes dans les régions de grandes cultures céréalières (Figure 3).

Figure 3 : Fréquence des analyses de terre pour lesquelles la teneur en P extractible est supérieure au seuil d'impasse pour les cultures les plus exigeantes en P. Carte réalisée à l'échelle cantonale, d'après la base de donnée d'analyses de terre (BDAT, 850 806 résultats d'analyse sur la période 1990-2004) et le logiciel d'interprétation INRA Regifert (d'après FOLLAIN *et al.*, 2009).



3. La valorisation des effluents d'élevage pour la fertilisation P des cultures : des progrès encore possibles

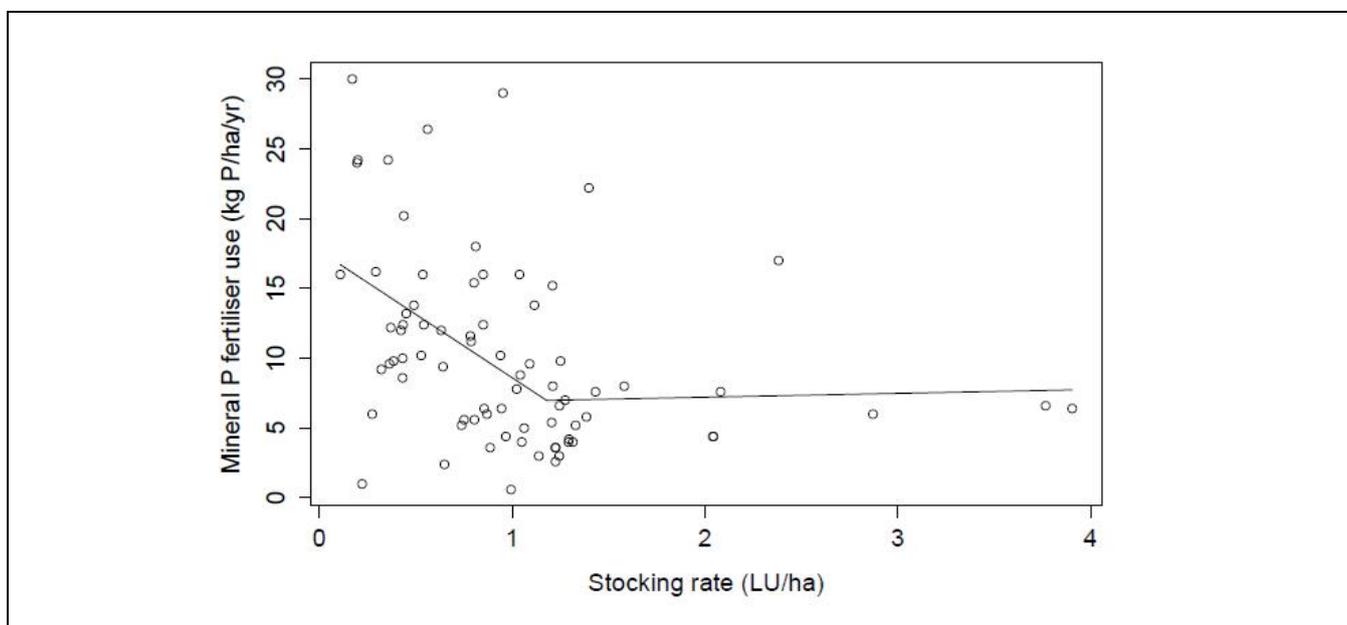
Les effluents d'élevage contiennent de 4 à 40 mg de P par kg de matière sèche, cette teneur variant en fonction de l'espèce, du mode d'élevage et des régimes alimentaires. Les lisiers de porc ont des teneurs en P généralement plus élevées (de l'ordre de 30 mg de P par kg de MS) que les fumiers de bovin (de l'ordre de 10 mg de P par kg de MS). Entre 55 et 95% du P contenu dans ces effluents est sous forme inorganique.

Les essais de fertilisation de longue durée comparant des apports de P sous forme d'effluents d'élevage à des apports sous forme d'engrais minéral soluble montrent sans ambiguïté qu'à apport en P équivalent ces deux types de fertilisants ont une efficacité comparable pour constituer et entretenir le stock de P biodisponible du sol à moyen terme (SHEPHERD et WITHERS, 1999). Les résultats sont plus variables et controversés concernant la disponibilité à court terme (pendant les semaines suivant l'apport au sol) du P apporté par les produits organiques. L'ambiguïté des résultats provient en partie des différentes méthodes utilisées, dont certaines ne permettent pas une mesure fiable de la contribution du P de l'apport organique au prélèvement de P par la plante. Seules les méthodes utilisant un traçage isotopique permettent d'effectuer cette mesure sans ambiguïté, mais elles sont généralement mises en œuvre dans le cadre de tests standardisés (sol homogénéisé, culture standard, *etc.*) non représentatifs des conditions du champ. Le devenir à court terme du P apporté par les produits organiques après apport au sol doit encore faire l'objet d'un effort de recherche, car il dépend *a priori* de la nature du produit (rapport C/N/P notamment), de la nature du sol récepteur et des modalités d'application. Malgré leurs limites, les résultats des tests basés sur un traçage isotopique montrent cependant que la disponibilité à court terme du P apporté par les effluents d'élevage est généralement élevée, proche de celle du P des engrais minéraux solubles (de 80 à 100% pour les lisiers de porc, de 70 à 100% pour les fumiers bovins). Les effluents d'élevage constituent donc une source de P parfaitement mobilisable pour la fertilisation phosphatée des cultures.

L'étude des pratiques de fertilisation mises en œuvre par les agriculteurs révèle cependant une valorisation seulement partielle de cette ressource. La Figure 4 montre, pour 76 départements français, l'apport de P sous forme d'engrais minéraux (en kg P/ha), en fonction du chargement animal. On observe une diminution de l'apport de P minéral quand le chargement animal - et donc la

production d'effluent - augmente, ce qui montre que l'apport de P par les effluents est, au moins partiellement, pris en compte dans le raisonnement des apports d'engrais. La Figure 5 analyse, pour ces mêmes départements, le taux de substitution des engrais minéraux phosphatés par les apports organiques. En abscisses sont indiquées les exportations de P par les récoltes, dont on a déduit l'apport de P fourni par les effluents d'élevage produits dans le département. La valeur calculée correspond donc au besoin théorique en engrais minéral P de complément. En ordonnées est indiqué l'apport d'engrais minéral P observé. La première bissectrice ($Y = X$) correspond à l'hypothèse d'une substitution parfaite, c'est-à-dire au cas où l'apport de P minéral de complément est strictement égal aux exportations de P par les récoltes non couvertes par le P des produits organiques. On observe que les apports de P minéral sont en général au-dessus de la bissectrice, c'est-à-dire supérieurs à ce qui serait strictement nécessaire pour équilibrer le bilan P à l'échelle du département si les apports de P par les produits organiques étaient complètement pris en compte. Ce résultat suggère une prise en compte seulement partielle de l'apport de P par les produits organiques dans le raisonnement de la fertilisation phosphatée par les agriculteurs.

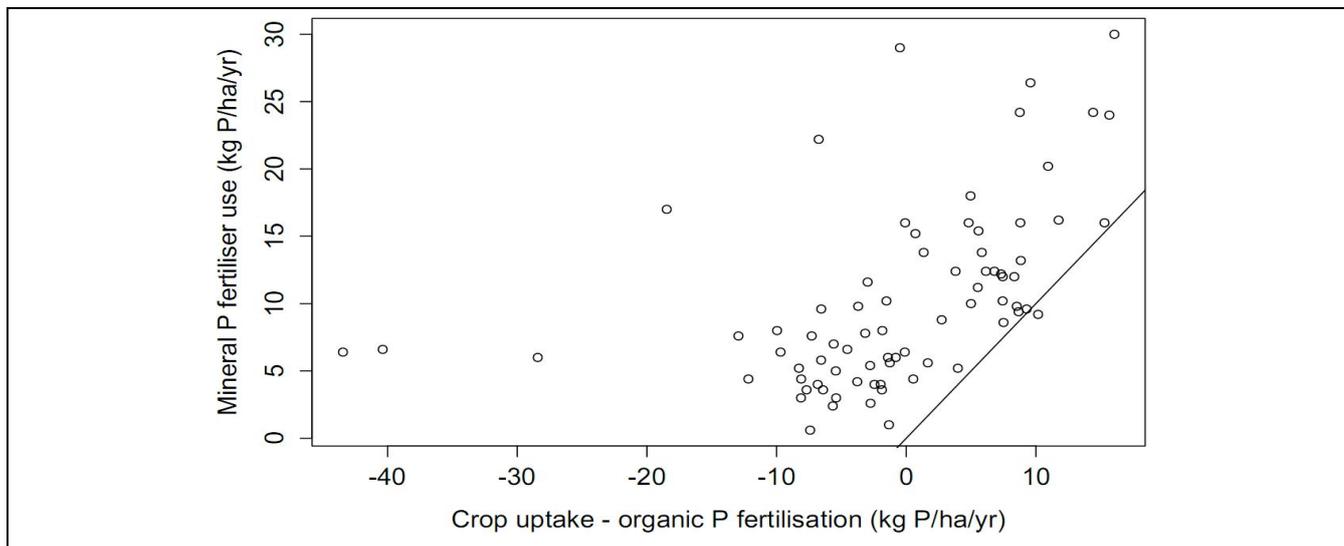
Figure 4 : Quantité de phosphore apportée sous forme d'engrais minéral (en kg P/ha), en fonction du chargement animal, pour 76 départements français. Les départements urbains et ceux dont plus de 20% de la surface agricole utile est occupée par des vignobles, cultures horticoles ou arboricoles ont été exclus de l'analyse (d'après NESME *et al.*, 2015).



Plusieurs facteurs sont susceptibles d'expliquer cette substitution seulement partielle :

- La spécialisation des exploitations agricoles, qui limite les possibilités de valorisation des effluents d'élevage en tant que ressource en P sur l'exploitation, et la spécialisation de petites régions agricoles au sein des départements, limitant les possibilités d'échange de matière entre exploitations « productrices » et exploitations potentiellement « utilisatrices ». Cette hypothèse est corroborée par les résultats de NESME *et al.* (2015) qui ont montré que la consommation d'engrais minéral P était d'autant plus importante qu'il y avait ségrégation géographique entre zones de production animale et végétale au sein même des départements. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer la faiblesse des échanges d'effluents entre exploitations : coûts de transport, obstacles organisationnels ou réglementaires, réticences culturelles... Une étude conduite sur les échanges de matière entre exploitations biologiques a montré que ceux-ci pouvaient être significatifs et qu'ils étaient favorisés par la coexistence au sein de petites régions agricoles d'exploitations spécialisées en élevage et en production végétale (NOWAK *et al.*, 2015). La motivation pour de tels échanges est cependant très supérieure en agriculture biologique où l'usage des engrais minéraux est interdit.

Figure 5 : Quantité de phosphore apportée sous forme d’engrais minéral (en kg P/ha, en ordonnées), comparée au besoin théorique en engrais minéral P (en abscisses), pour 76 départements français. Le besoin théorique en engrais minéral P correspond aux exportations de P par les récoltes dont on déduit l’apport de P fourni par les effluents d’élevage produits dans le département (d’après NESME *et al.*, 2015).



- Un raisonnement de la fertilisation privilégiant l’azote plutôt que le phosphore. Le rapport N/P des effluents d’élevage est inférieur à celui des organes végétaux (de 3 à 4 pour les effluents d’élevage, de l’ordre de 7 pour les organes végétaux exportés). Il en résulte qu’une fertilisation raisonnée sur N utilisant des effluents d’élevage conduit à des apports de P bien supérieurs aux besoins des cultures. Un calcul similaire à celui réalisé dans la Figure 5 appliqué à l’azote montre que l’hypothèse d’un raisonnement calé sur N est effectivement la cause probable des excédents de P dans les situations les plus intensives pour lesquelles il existe un plafond réglementaire aux apports de N sous forme de produits organiques. En revanche, cette hypothèse ne suffit pas à expliquer les apports excédentaires de P dans les situations moins intensives (NESME *et al.*, 2015).

- Une faible prise en considération ou une sous-estimation par les agriculteurs des apports de P par les produits organiques, conduisant à une surestimation des apports complémentaires en P nécessaires sous forme d’engrais minéraux.

- Des apports de P sous forme d’engrais minéral à des stades précoces (usages de type « engrais starter »), même sur des sols bien pourvus en P du fait d’apports réguliers et importants d’engrais P sous forme de produits organiques. Cette hypothèse est confirmée par l’analyse fine des décisions de fertilisation des agriculteurs qui montre que de nombreux agriculteurs ont plutôt un raisonnement visant à satisfaire les besoins immédiats des cultures (notamment en soutenant la croissance printanière des cultures à l’aide d’apports d’engrais à visée « starter ») plutôt qu’un raisonnement visant l’amélioration de la fertilité des sols à long terme (NESME *et al.*, 2011).

Conclusion : des leviers d’amélioration

Du fait des flux qu’il génère à son amont et à son aval, l’élevage est un déterminant puissant du cycle biogéochimique du phosphore. Malgré les progrès des préconisations relatives aux apports de P dans les rations animales, qui ont conduit à une réduction significative des rejets, il demeure que la majeure partie du P ingéré par les animaux est rejetée dans les effluents d’élevage. Ces effluents sont apportés aux sols agricoles, mais la ségrégation géographique croissante entre productions animales et végétales est un obstacle majeur à une valorisation optimale de cette ressource en P. Apporter du P sous formes d’effluents d’élevage à des sols dont la disponibilité en P est déjà très élevée n’est pas vraiment une pratique de recyclage. Cette situation aboutit à des apports excédentaires de P en zone d’élevage intensif, avec des risques associés de dégradation de la qualité des eaux, et à une dépendance des zones de grandes cultures vis-à-vis d’engrais minéraux P, fabriqués à partir de roches phosphatées qui proviennent de gisements non renouvelables. Si cette

ségrégation géographique se maintient, une gestion plus durable du P supposera la mise au point de procédés permettant une réduction des coûts de transport *via* une réduction de la charge pondérale (séparation de phase, précipitation du P sous forme de struvite, *etc.*). Des voies doivent également être explorées afin de reconnecter cultures et élevages dans les territoires, afin de valoriser localement les ressources en P des effluents. L'analyse approfondie de la substitution du P des engrais minéraux par le P des effluents d'élevage montre que celle-ci n'est pas totale mais reste partielle. La spécialisation des exploitations et la ségrégation géographique des zones d'élevage et de production végétale n'expliquent pas en totalité cette valorisation seulement partielle. Un raisonnement des apports privilégiant l'azote et une sous-estimation fréquente des apports de P par les effluents conduisent également à des apports de P totaux souvent excédentaires par rapport aux besoins, même en l'absence d'excédent structurel. Un effort de caractérisation du devenir du P apporté par les produits organiques et de sa disponibilité à court terme pour la culture demeure nécessaire pour fiabiliser les références, accroître la confiance des agriculteurs dans cette ressource et réduire globalement les apports. Au-delà de ces ajustements techniques, un levier majeur de gestion plus durable du cycle du P et des autres éléments minéraux en agriculture est une réduction de la part des produits animaux dans notre alimentation.

Références bibliographiques

- BOUWMAN L., GOLDEWIJK K. K., VAN DER HOEK K. W., BEUSEN A. H. W., VAN VUUREN D. P., WILLEMS J., RUFINO M. C., STEHFEST E. (2011) : *Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period*. PNAS 110, 20882–20887.
- BRAVO D., MESCHY F. (2003) : Vers une révision des recommandations d'apports en phosphore chez le ruminant. *INRA prod. Anim.* 16 (1), 19-26.
- DOURMAD J.-Y., RIGOLOT C., JONDREVILLE C. (2009) : Influence de la nutrition sur l'excrétion d'azote, de phosphore; de cuivre et de zinc des porcs, et sur les émissions d'ammoniac, de gaz à effet de serre et d'odeurs. *INRA Prod. Anim.* 22 (1), 41-48.
- FOLLAIN S., SCHVARTZ C., DENOROY P., VILLETTE C., SABY N.P.A., ARROUAYS D., LEMERCIER B., WALTER C. (2009) : A method for assessing available phosphorus content in arable topsoils over large spatial scales. *Agron. sustain. develop.* 29, 371-379.
- GUEGEN L. (2005) : La petite histoire du phosphore en alimentation animale : les grandes étapes du demi-siècle. *INRA Prod. Anim.* 18 (3), 149-151.
- JONDREVILLE C., DOURMAD J.-Y. (2005) : Le phosphore dans la nutrition des porcs. *INRA Prod. Anim.* 18 (3), 183-192.
- MACDONALD GK., BENNETT EM., POTTER. PA, RAMANKUTTY N. (2011) : *Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands* PNAS 108, 3086-3091.
- MESCHY F., JONDREVILLE C., DOURMAD J.-Y., NARCY A., NYS Y. (2008) : Maîtrise des rejets de phosphore dans les effluents d'élevage. *INRA prod. Anim.* 21 (1), 79-86.
- NESME T., BRUNAULT S., MOLLIER A., PELLERIN S. (2011) : An analysis of farmers' use of phosphorus fertiliser in industrial agriculture: a case study in the Bordeaux region (south-western France). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 91, 1, 99-108.
- NESME T., SENTHILKUMAR K., MOLLIER A., PELLERIN S. (2015) : Effects of crop and livestock integration segregation on phosphorus resource use: a systematic, regional analysis. *European Journal of Agronomy*, under press.
- NOWAK B., NESME T., DAVID C., PELLERIN S. (2015) : Nutrient recycling in organic farming is related to diversity in farm types at the local level. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, under press.
- SCHELSKE CL. (2009) : Eutrophication: Focus on Phosphorus. *Science* 324, 5928, 722.
- SHEPHERD MA., WITHERS PJ. (1999) : Applications of poultry litter and triple superphosphate fertilizer to a sandy soil: effects on soil phosphorus status and profile distribution. *Nutrient Cycl. Agroecosyst.* 54, 233-242.
- SENTHILKUMAR K., NESME T., MOLLIER A., PELLERIN S. (2012a) : Regional-scale phosphorus flows and budgets within France: The importance of agricultural production systems. *Nutrient Cycl. Agroecosyst.* 92, 145-159.
- SENTHILKUMAR K., NESME T., MOLLIER A., PELLERIN S. (2012b) : Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: the case of France. *Global Biogeochem. Cycles*, 26, 14 p.
- VAN VUUREN, D.P., BOUWMAN, A.F., BEUSEN, A.H.W. (2010) : Phosphorus demand for the 1970-2100 period: a scenario analysis of resource depletion. *Global Environ. Change* 20, 428-439.

