



HAL
open science

Recoupling of crop and livestock production: a prerequisite to close biogeochemical cycles?

Sylvain Pellerin

► **To cite this version:**

Sylvain Pellerin. Recoupling of crop and livestock production: a prerequisite to close biogeochemical cycles?. Innovations Agronomiques, 2020, 80, pp.13-21. 10.15454/zvcd-x503 . hal-03217087

HAL Id: hal-03217087

<https://hal.inrae.fr/hal-03217087v1>

Submitted on 4 May 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

L'association agriculture-élevage: une condition clé du bouclage des cycles?

Pellerin S.¹

¹ INRAE, UMR 1391 ISPA "Interactions Sol-Plante-Atmosphère", Centre de Bordeaux-Aquitaine, 71, Avenue Edouard Bourlaux, CS 20032, 33883 F-Villenave d'Ornon Cedex

Correspondance : sylvain.pellerin@inrae.fr

Résumé

La spécialisation des systèmes de production agricole et la ségrégation géographique entre régions d'élevage et régions de grandes cultures ont réduit les possibilités de bouclage local des cycles biogéochimiques par épandage des effluents d'élevage sur des parcelles destinées à la production végétale. Il en résulte des bilans excédentaires d'azote (N) et de phosphore (P) dans les régions d'élevages intensifs, et une utilisation importante d'engrais de synthèse dans les régions de grandes cultures. L'abandon de l'élevage dans les régions de grandes cultures a eu aussi pour effet de simplifier les successions de culture, avec la réduction voire la disparition des cultures fourragères. Malgré des progrès faits dans l'ajustement des apports aux besoins des animaux, l'efficacité d'utilisation des éléments minéraux contenus dans les rations animales demeure faible (entre 10 et 60% du N et du P retenu dans les produits animaux selon les espèces et les systèmes d'élevage). A l'inverse, l'efficacité d'utilisation du N et du P des effluents d'élevage par les végétaux est proche de celle observée pour les engrais minéraux solubles dès lors que les modalités et calendriers d'apport permettent une fourniture des nutriments synchrone avec les besoins des plantes. Une efficacité globale élevée du système suppose donc une association des productions animales et végétales. Au-delà de l'association classique dans les systèmes de polyculture-élevage, celle-ci peut être envisagée selon des modalités innovantes, à différents niveaux d'organisation.

Mots-clés : Agriculture, Elevage, Cycle biogéochimique, Azote, Phosphore, Carbone, Gaz à effet de serre.

Abstract: Recoupling of crop and livestock production: a prerequisite to close biogeochemical cycles?

Specialisation of farms and spatial segregation between crop and livestock production systems have hampered the proper recycling of nutrients. As a result, N and P budgets are often in excess in intensive livestock regions, whereas intensive arable regions rely on mineral fertilisers. Despite progress in adjusting mineral supply to animal needs in feed rations, nutrient use efficiency by animals remains low, between 10 and 60% depending on the animal species and livestock system. Conversely, the efficiency of use of N and P supplied by animal manure by plants is close to that observed for soluble mineral fertilizers since the methods and schedules of intake allow a supply of nutrients synchronous with plant needs. Therefore, an overall high efficiency of the system requires a recoupling of crop and livestock production systems. Innovative technical or organisational levers, at several organisation levels, may help reaching this recoupling.

Keywords: Agriculture, Livestock, Biogeochemical cycle, Nitrogen, Phosphorus, Carbon, Greenhouse gas.

Introduction

Dans les agrosystèmes les cycles du carbone, de l'eau et des éléments minéraux sont étroitement interconnectés (Figure 1). La biomasse végétale est élaborée à partir du CO_2 atmosphérique assimilé par photosynthèse et d'éléments minéraux prélevés par les racines dans la solution de sol (ion nitrate, ammonium, orthophosphate, potassium...).¹ Une partie de cette biomasse retourne au sol sous forme de litière ou de résidus de culture et une autre partie est consommée par les animaux ou par les humains. Le carbone et les éléments minéraux contenus dans la biomasse végétale consommée par les animaux sont utilisés pour leur croissance et/ou l'élaboration de produits animaux (lait, œufs...). Cependant une fraction importante du carbone et des éléments minéraux ingérés est rejetée vers l'atmosphère par respiration (CO_2) ou éructation (CH_4 entérique des ruminants) et par les urines et fèces. Après retour au sol les déjections animales subissent une étape de minéralisation, avec une phase éventuelle de stabilisation dans les matières organiques du sol, après quoi les éléments minéraux libérés peuvent être à nouveau prélevés par les végétaux. Les cycles du carbone, de l'azote, du phosphore et des autres éléments minéraux dans les agrosystèmes présentent donc des phases de couplage, notamment par les végétaux qui associent le carbone et les éléments minéraux, et de découplage, notamment par les animaux qui séparent en partie le carbone et les éléments minéraux. Les flux et transformations intervenant lors de ces différentes étapes donnent lieu à des émissions de composés vers l'environnement, dont certains ont un impact négatif (ions nitrates ou orthophosphates contribuant à la réduction de la potabilité de l'eau et à l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques, ammoniac altérant la qualité de l'air, protoxyde d'azote et méthane contribuant à l'effet de serre). La responsabilité de l'élevage vis-à-vis de ces émissions est souvent pointée du doigt. L'objectif de cet article est d'analyser la place de l'élevage dans les cycles CNP et d'identifier les conditions nécessaires à un meilleur bouclage des cycles dans les agrosystèmes, limitant à la fois l'usage de ressources fossiles et réduisant les émissions ayant un impact négatif sur l'environnement.

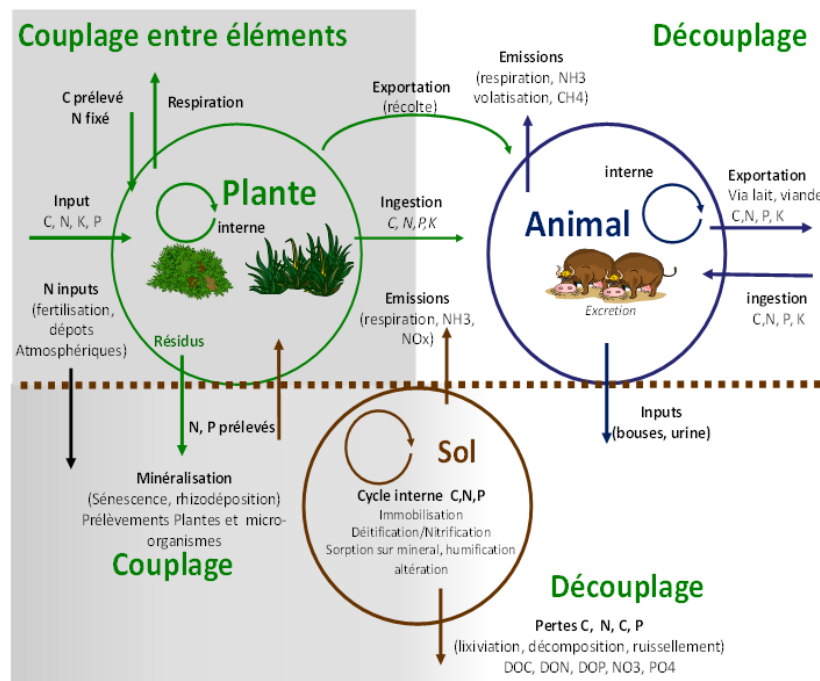


Figure 1 : Couplage et découplage entre les cycles CNP dans les agrosystèmes (d'après Cellier, Pellerin, Recous, Vertès, 2019)

¹ Hormis dans le cas particulier des espèces fixatrices d'azote, pour lesquelles une partie de l'azote contenu dans la biomasse ne provient pas du sol mais de l'atmosphère

1. L'élevage contribue aux émissions de molécules polluantes vers l'environnement, à la fois directement, via les surfaces dédiées à son alimentation et via la gestion des effluents

L'élevage contribue à des émissions de molécules polluantes non seulement au niveau des animaux (ex CH₄ entérique), mais aussi à l'amont du fait des surfaces agricoles dédiées à la production d'aliments et à l'aval du fait de la gestion des déjections. Au niveau planétaire, l'élevage représenterait de l'ordre de 15% des émissions mondiales de gaz à effet de serre (GES) (IPCC, 2014). En France, les émissions de méthane entérique liées aux ruminants représentent 7,6% des émissions nationales de GES. Les surfaces dédiées à la production fourragère et recevant des engrais azotés contribuent aux émissions de protoxyde d'azote (N₂O). La gestion et l'épandage des effluents, contribuent aux émissions de CH₄ lors du stockage. Ils contribuent également à la lixiviation de nitrates vers les eaux, à la volatilisation ammoniacale vers l'air, et aux émissions de N₂O directes et indirectes après épandage. Le Tableau 1 récapitule la contribution de l'élevage aux émissions de nitrates vers les eaux (NO₃⁻), aux émissions d'ammoniac vers l'air (NH₃) et aux émissions de protoxyde d'azote (N₂O) selon que l'on considère ou pas les surfaces dédiées à l'alimentation des animaux. L'analyse des flux d'azote effectuée au niveau européen montre que 67% de l'azote prélevé par les végétaux est consommé par les animaux d'élevage (European Nitrogen Assessment).

Tableau 1 : Contribution de l'élevage aux émissions de NO₃⁻, NH₃, N₂O en France (Peyraud et al., 2012)

	Sans les surfaces dédiées	Avec les surfaces dédiées
Nitrates vers les eaux (NO ₃ ⁻)	25-30%	50%
Emissions d'ammoniac (NH ₃)	80%	90%
Emissions de protoxyde d'azote (N ₂ O)	35-40%	70%

2. L'élevage ruminant contribue au maintien de prairies permanentes et à la diversité dans les successions, avec des effets positifs sur les stocks de carbone

Réciproquement, l'élevage ruminant contribue au maintien de surfaces en prairies permanentes, et à la diversité des espèces cultivées via la présence de cultures fourragères dans les successions de culture. Le stock de carbone organique du sol dans l'horizon 0-30cm est plus élevé sous prairie permanente que sous grande culture (Tableau 2), avec un effet favorable en termes d'atténuation du changement climatique.

Tableau 2 : Stock de C organique par mode d'occupation du sol en France, pour l'horizon 0-30cm (Données RMQS, GIS Sol, Pellerin et al., 2019)

	min	moyenne	médiane	max	écart type
Stock de C organique sous prairie permanente (t/ha)	18,1	84,6	78,3	309	35.0
Stock de C organique sous grande culture (t/ha)	9,92	51,6	47,9	137	16.2
Stock de C organique sous forêts (t/ha)	6.87	81.0	73.4	230	35.4

De même la présence de prairies temporaires dans les successions de grande culture a un effet positif sur les stocks de C (Chen et al., 2011 ; Franzluebbers et al., 2014). Des simulations récentes à l'échelle française ont montré que les successions de grandes cultures pures (c'est-à-dire sans prairies temporaires) ont tendance à déstocker du carbone alors que des successions incluant des cultures fourragères ont à l'inverse tendance à stocker du carbone (Figure 2, Pellerin et al., 2019). La présence d'un élevage permet par ailleurs la présence de légumineuses fourragères dans les successions, favorisant l'entrée d'azote par fixation symbiotique et une réduction du recours aux engrais azotés de synthèse. Enfin, la diversité dans les successions facilite la maîtrise des bioagresseurs et réduit le recours aux pesticides (Ratnadass et al., 2012).

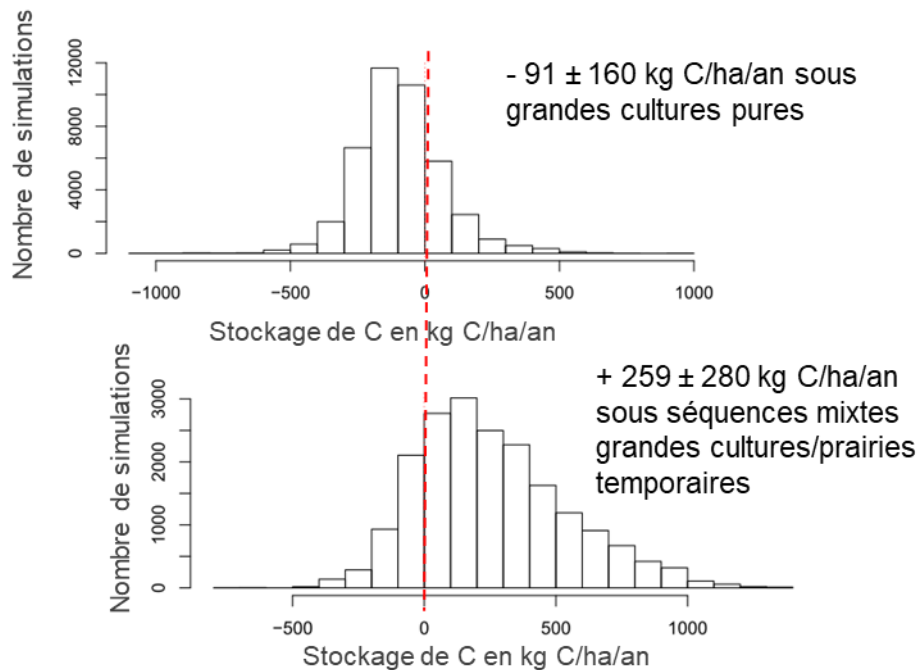


Figure 2 : Effet du type de succession (avec ou sans prairies temporaires) sur la variation moyenne annuelle du stock de C (exprimé en $\text{kgC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) dans l'horizon 0-30cm pour 6257 systèmes de grandes cultures simulés sur 30 ans avec le modèle STICS (Pellerin et al., 2019)

3. L'élevage produit des effluents valorisables comme engrais organiques, mais la spécialisation des régions de production est un obstacle au recyclage

Les animaux d'élevage produisent des effluents valorisables comme engrais organiques en substitution aux engrais minéraux de synthèse. En France, les apports de N, P, K par les produits organiques, incluant les restitutions au pâturage, représentent 39% des apports de N, 70% des apports de P, 82% des apports de K (Houot et al., 2014). Dans les systèmes de polyculture-élevage traditionnels, les éléments minéraux du sol absorbés par les végétaux sont ingérés par les animaux et une partie de ces éléments est rejetée sous forme de déjections utilisées pour fertiliser les sols, assurant un « bouclage » local du cycle. La spécialisation croissante des exploitations et des régions de production, la ségrégation géographique entre régions d'élevage et de grandes cultures et le développement des échanges internationaux d'aliments (soja...), ont considérablement réduit les possibilités de recyclage local des effluents d'élevage comme fertilisants organiques, aboutissant à un non bouclage local des cycles. Dans le bassin parisien, le pourcentage d'exploitations de polyculture-élevage a ainsi régressé de 27% dans les années 70 à 15% dans les années 2000, alors que dans le même temps le pourcentage des exploitations de grande culture passait de 48 à 64% (Mignolet et al., 2007). Une analyse des stocks et flux de P réalisée à l'échelle du territoire français sur la période 2002-2006

suggère que le P contenu dans les effluents d'élevage pouvait couvrir 69% des besoins des cultures (Tableau 3, Senthilkumar et al., 2012). Le complément théorique à apporter par les engrais minéraux était de l'ordre de 88 kt P par an, alors qu'il était en réalité de 286 kt P par an. Ce chiffre suggère une sous valorisation notable du P contenu dans les effluents d'élevage, confirmé par des analyses à un grain plus fin (Nesme et al., 2015). Plusieurs raisons peuvent expliquer cette sous-valorisation : (i) la ségrégation géographique entre régions d'élevage et de grande culture qui fait que les ressources ne sont pas disponibles là où sont les besoins, (ii) le rapport N/P plus faible dans les effluents d'élevage que dans les plantes, qui conduit à des apports excessifs en P si la fertilisation est ajustée sur N et enfin (iii) la variabilité de la composition minérale des produits organiques et les interrogations qui subsistent sur la disponibilité des éléments minéraux contenus qui conduisent les agriculteurs à utiliser des apports minéraux de compléments plus élevés que ce qui serait nécessaire.

Tableau 3 : Bilan P simplifié des sols agricoles français (en kt P an⁻¹; moyenne 2002-2006; d'après Senthilkumar et al., 2012)

Prélèvement net par les cultures et les prairies	452
Total apports organiques	364
<i>Effluents d'élevage</i>	310
<i>Boues de station d'épuration épandues</i>	24
<i>Déchets compostés épandus</i>	30
Complément théorique à fournir par les engrais minéraux	88
Consommation réelle d'engrais minéraux P	286

La Figure 3 présente le bilan P de deux régions françaises contrastées, la Bretagne, région d'élevage intensif, et le Centre, région de grandes cultures. La ségrégation géographique entre activité d'élevage et grande culture conduit à un bilan excédentaire en P en Bretagne (+17,3 kg P ha⁻¹ an⁻¹), lié aux importations massives d'aliments en provenance d'Amérique du Sud (soja) et à un bilan équilibré en P pour la région Centre (+0,5 kg P ha⁻¹ an⁻¹), mais au prix d'une dépendance aux engrais minéraux fabriqués à partir de roches phosphatées fossiles (12,9 kgP ha⁻¹an⁻¹).

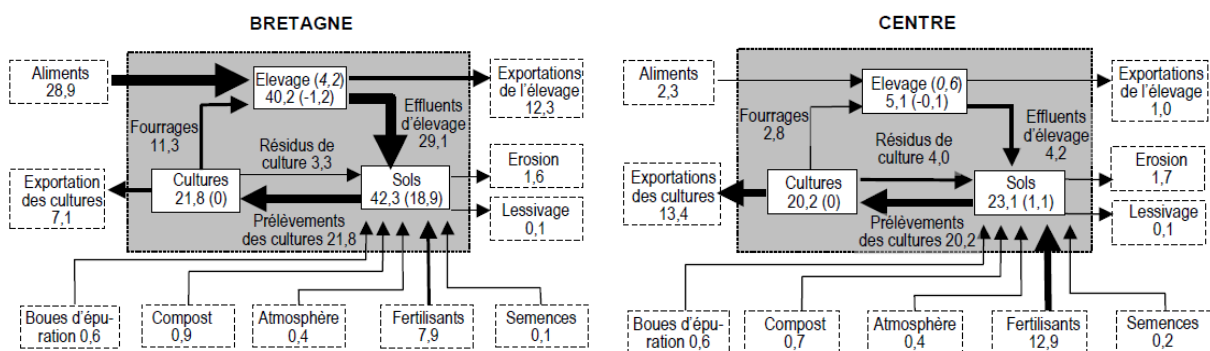


Figure 3 : Bilan P simplifié des sols de la région Bretagne (à gauche) et de la région Centre (à droite). (Moyenne 2002-2006, valeurs exprimées en kg P ha⁻¹ an⁻¹, d'après Senthilkumar et al., 2012). Les chiffres ne tiennent pas compte des échanges de produits organiques entre régions pour lesquelles on ne dispose pas de données statistiques.

4. Pourquoi ré-associer agriculture et élevage pour mieux boucler les cycles?

Des progrès importants ont été faits en alimentation animale pour ajuster aux mieux les apports d'éléments minéraux aux besoins des animaux et réduire les rejets. Il s'agit par exemple de l'alimentation biphasé, voire multiphasé pour ajuster au mieux les apports aux besoins physiologiques des animaux selon leur âge, de l'utilisation d'acides aminés de synthèse, de l'ajout de phytase pour accroître la digestibilité et l'assimilation du P (Bravo et Meschy, 2003 ; Jondreville et Dourmad, 2005 ; Guegen, 2005 ; Meschy et al., 2008). Malgré ces progrès l'efficacité d'utilisation des éléments minéraux par les animaux demeure faible (Figure 4).

Un porc à l'engraissement recevant une ration de base de céréales et de tourteau de soja retient environ 30 à 35% de l'azote qu'il ingère et en excrète environ 60 à 70%, dont près des ¾ dans les urines (Peyraud et al., 2012). La part du N et du P ingéré retenue dans les produits animaux (carcasse, lait, œufs) varie de 10% (cas du P pour les vaches allaitantes) jusqu'à 60% (cas du P en élevage poulet standard). La part du N et du P rejetée dans les urines et les fèces et donc épandable est majoritaire dans la plupart des situations. Des progrès sont probablement encore possibles (élevage de précision par exemple) mais il demeure que l'activité d'élevage restera associée à la production d'effluents riches en éléments minéraux. Réciproquement, les résultats d'essais de fertilisation pluriannuels comparant l'efficacité d'engrais organiques et minéraux montrent qu'à moyen ou long terme celle-ci est aussi élevée pour les effluents d'élevage que pour les engrais minéraux (Figure 5, Shepherd et Withers, 1999).

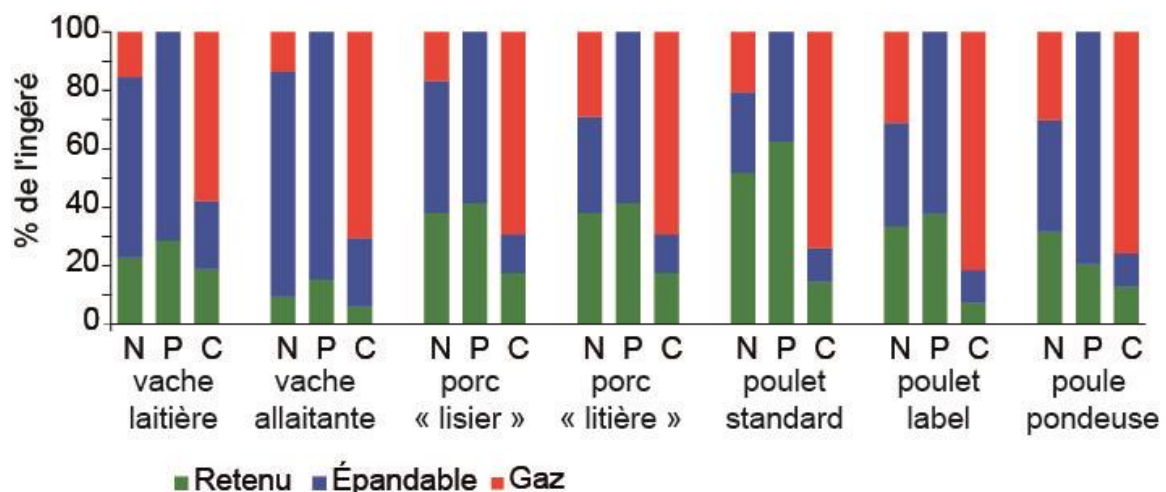


Figure 4 : Efficacité d'utilisation de l'azote (N), du phosphore (P) et du carbone (C) par différentes espèces et productions animales (d'après Dourmad et al., 2019)

La comparaison de l'efficacité d'utilisation par les plantes du N ou du P apporté par des effluents d'élevage et des engrais minéraux solubles dans le cadre d'expériences à court terme (quelques semaines à quelques mois) donne des résultats plus variables, très dépendants de la méthode utilisée et des conditions expérimentales. La notion « de coefficient d'équivalence engrais » a ainsi été introduite pour tenir compte de la plus faible disponibilité à court terme du N ou du P apporté par des produits organiques (COMIFER, 2019). Une partie de la variabilité observée est cependant due aux méthodes utilisées en routine pour mesurer ces coefficients d'équivalence engrais, basées sur le coefficient apparent d'utilisation, lequel comporte des biais. Cette variabilité inexplicable a conduit à utiliser des coefficients d'équivalence engrais des produits organiques prudents, plutôt bas, pour ne pas limiter les rendements des cultures. Les mesures récentes basées sur du traçage isotopique conduisent cependant à revoir à la hausse la disponibilité du N et du P des effluents d'élevage (Tableau 4).

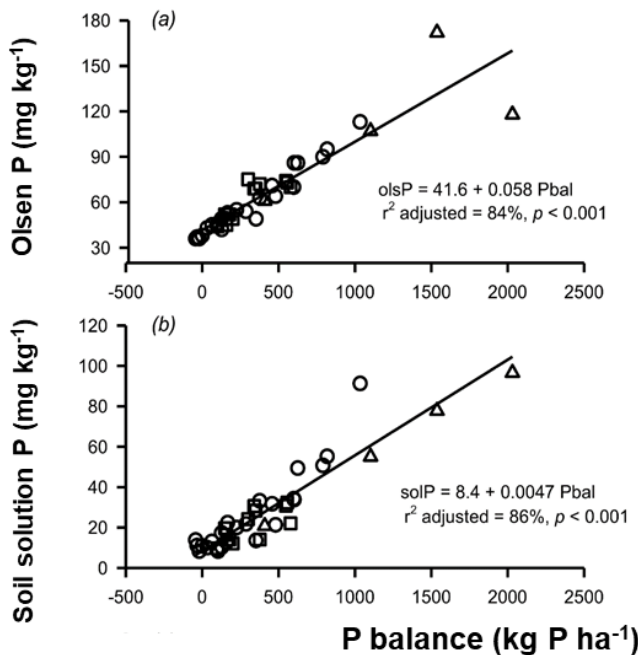


Figure 5 : Relation entre l'évolution d'indicateurs de la disponibilité en P du sol (P Olsen et concentration en P dans la solution de sol) et le bilan entrée-sortie de P, pour différents types d'apports de P. □ : engrais minéral (superphosphate) ; O : fumier de volaille ; Δ : mélange engrais minéral (superphosphate) et fumier de volaille (d'après Shepherd et Withers, 1999)

Tableau 4 : Gamme de valeurs fertilisantes phosphatées à court terme des effluents d'élevage, en % d'un engrais minéral soluble, pour des mesures faites par traçage isotopique.

Effluent	Valeur fertilisante phosphatée relative (en % d'un engrais minéral soluble)
	Gamme de valeur
Fumier de porc	84-102%
Fumier bovin	68-111%
Fumier de volaille	43-88%

Considérés globalement, ces résultats montrent que l'efficacité d'utilisation des éléments minéraux est faible pour les ateliers d'élevage considérés isolément, du fait de limites physiologiques à leur assimilation par les animaux, mais que celle-ci est considérablement accrue si l'on considère le système associant l'élevage et les surfaces de production végétale fertilisées par les effluents. L'efficacité globale du système dépend bien entendu des pratiques mises en œuvre pour limiter les fuites à toutes les étapes du processus : ajustement des apports alimentaires aux besoins des animaux, modalités de stockage des effluents limitant les fuites (de CH₄, NH₃...), enfouissement lors de l'épandage pour limiter la volatilisation ammoniacale, ajustement des apports aux besoins des cultures pour limiter les pertes par lixiviation... La digestion anaérobie des effluents d'élevage peut permettre en plus leur valorisation énergétique, avec un effet de substitution aux énergies fossiles, améliorant ainsi le bilan gaz à effet de serre de l'ensemble.

5. Comment ré-associer agriculture et élevage ?

Pour être efficient du point de vue de l'utilisation des éléments minéraux, les systèmes d'élevage doivent donc être associés à des surfaces d'épandage des effluents. La spécialisation et l'industrialisation des filières animales rendent peu probable un retour généralisé à des systèmes de polyculture-élevage. Il est donc nécessaire d'imaginer des formes de réassociation agriculture-élevage innovantes, y compris à des niveaux d'organisation supérieur à l'exploitation. Leur mise en œuvre suppose cependant le maintien d'une certaine diversité des systèmes de production au niveau territorial. Une piste prometteuse, et déjà en partie mise en œuvre par des exploitants et/ou par des acteurs économiques, est de favoriser les échanges de matières (paille, fumiers...), d'animaux, ou de surfaces d'épandage entre exploitations spécialisées. Compte tenu du caractère pondéreux des effluents d'élevage le bilan économique et environnemental du transport de ces produits de régions d'élevage vers des régions de grande culture peut rapidement devenir défavorable quand la distance parcourue augmente. Il existe cependant des technologies « douces » comme la séparation de phase en bâtiment permettant de réduire en partie cette difficulté. La mise en place d'unités de méthanisation collective peut aussi être l'occasion de gérer collectivement les effluents d'élevage et les digestats produits dans une optique d'optimisation de l'utilisation de la ressource et de bouclage des cycles à l'échelle des territoires. Des technologies industrielles d'extraction et de récupération des éléments minéraux contenus dans les effluents d'élevage et la production d'engrais minéraux secondaires sont également en cours de développement (ex struvite) mais le bilan environnemental et la viabilité économique de ces procédés restent à évaluer.

Références bibliographiques

- Bravo D., Meschy F., 2003. Vers une revision des recommandations d'apports en phosphore chez le ruminant. INRA prod. Anim. 16 (1), 19-26.
- Cellier P., Pellerin S., Recous S., Vertes F., 2018. Bouclage des cycles: des approches renouvelées et plus englobantes des cycles biogéochimiques. In: Richard G. et al. (eds) Une agronomie pour le XXIème siècle. Editions Quae, Paris, pp 194-214. DOI : 10.35690/978-2-7592-2938-3
- Chan K.Y., Conyers M.K., Li G.D., Helyar K.R., Poile G., Oates A., Barchia I.M., 2011. Soil carbon dynamics under different cropping and pasture management in temperate Australia: Results of three long-term experiments. Soil Research, 49 (4): 320-328. <http://dx.doi.org/10.1071/sr10185>
- Comifer, 2019. La fertilisation P-K-Mg ; les bases du raisonnement. 39p
- Dourmad J.Y., Guilbaud T., Tichit M., Bonaudo T., 2019. Les productions animales dans la bioéconomie. Productions animales 32, 205-220. DOI: <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2019.32.2.2485>
- Franzluebbers A.J., Sawchik J., Taboada M.A., 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America. Agriculture Ecosystems & Environment, 190: 18-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.017>
- Guegen L., 2005. La petite histoire du phosphore en alimentation animale : les grandes étapes du demi-siècle. INRA Prod. Anim. 18 (3), 149-151.
- Houot S., Pons M.N., Pradel M., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 103p.
- IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (Eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Jondreville C., Dourmad J.-Y., 2005. Le phosphore dans la nutrition des porcs. INRA Prod. Anim. 18 (3), 183-192.
- 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.

Mignolet C., Schott C., Benoît M., 2007. Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: Methods for agronomic approaches on a regional scale. *Science of The Total Environment* 375, 13-32.

Nesme T., Senthilkumar K., Mollier A., Pellerin S., 2015. Effects of crop and livestock segregation on phosphorus resource use: a systematic, regional analysis. *Europ. J. Agronomy* 71, 88–95.

Pellerin S., Bamière L., Launay C., Martin R., Schiavo M., Angers D., Augusto L., Balesdent J., Basile Doelsch I., Bellassen V., Cardinael R., Cécillon L., Ceschia E., Chenu C., Constantin J., Daroussin J., Delacote P., Delame N., Gastal F., Gilbert D., Graux A.-I., Guenet B., Houot S., Klumpp K., Letort E., Litrico I., Martin M., Menasseri S., Meziere D., Morvan T., Mosnier C., Roger-Estrade J., Saint-André L., Sierra J., Therond O., Viaud V., Grateau R., Le Perchec S., Savini I., Rechauchère O., 2019. Stocker du carbone dans les sols français ; quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 114p.

Peyraud J.L., Cellier P., Donnars C., Rechauchère O., 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 68p.

Ratnadass A., Fernandes P., Avelino J., Habib R., 2012. Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 32:273–303. DOI 10.1007/s13593-011-0022-4

Senthilkumar K., Nesme T., Mollier A., Pellerin S., 2012. Regional-scale phosphorus flows and budgets within France: The importance of agricultural production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 92, 2, 145-159.

Senthilkumar K., Nesme T., Mollier A., Pellerin S., 2012. Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: The case of France. *Global Biogeochemical Cycles* 26(2) DOI : 10.1029/2011GB004102.

Shepherd M.A., Withers P.J., 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.

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0).



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « *Innovations Agronomiques* », la date de sa publication, et son URL ou DOI).