

Evaluation des risques environnementaux associés à la fertilisation phosphatée des prairies

C. Stroia¹, C. Morel², C. Jouany¹

1 INRA UMR 1248 AGIR, F-31326 Castanet-Tolosan ; Claire.Jouany@toulouse.inra.fr

2 INRA UMR 1220 TCEM, F-33883 Villenave-d'Ornon cedex

Deux principaux processus sont à l'origine du transfert du phosphore (P) des sols cultivés vers les aquifères. Il s'agit du transfert sous forme solide (P particulaire) associé aux phénomènes d'érosion et de la mobilisation du P soluble par drainage ou ruissellement hypodermique (DORIOZ, 2007). Deux dispositifs de fertilisation sont mis à profit pour évaluer le risque environnemental associé à la fertilisation phosphatée des prairies naturelles. Les suivis réalisés nous permettent i) de suivre l'évolution de la concentration des ions phosphates dans la solution de sol (C_p , mg P/l) de la couche superficielle de sol (0-5 cm) et son évolution temporelle en fonction de différents niveaux de fertilisation azotée et phosphatée, ii) de calculer les flux annuels de P associés à des transferts sous une forme soluble, connaissant les bilans hydriques des parcelles.

1. Matériel et méthodes

Le dispositif de Gramond a été mis en place en 1998 dans la région du Ségala aveyronnais (600 m d'altitude) ; le sol est un brunisol développé sur micaschistes (texture sableuse, pH 5,5, 6,4% de matière organique, 900 ppm de P total et 48 ppm de P Olsen). Celui d'Ercé (Ariège) a été mis en place en 1999 sur un luvisol à 660 m d'altitude (texture limoneuse, pH 5,9, 9,5% de matière organique, 2 200 ppm de P total et 11 ppm de P Olsen). Le protocole expérimental, commun aux deux dispositifs, comporte 4 traitements répartis de manière aléatoire sur 4 blocs de répétition qui combinent deux niveaux de N (0 et 150 kg N/ha.an) et de P (0 et 50 kg P/ha.an). C_p a été mesurée selon la méthode décrite par FARDEAU (1993) pour l'horizon 0-5 cm des sols prélevés en début d'année en 2002, 2003 et 2004 à Ercé et 2001, 2002, 2003 et 2004 à Gramond. Le bilan cumulé de P, calculé année après année, correspond à la somme des bilans annuels soit la différence entre les apports (fumure) et les exportations (P exporté dans les récoltes + P perdu par lessivage). Le P exporté est égal au produit de la biomasse de chaque récolte par sa teneur en P ; le P lessivé au-delà de 5 cm est obtenu en multipliant le volume d'eau drainé par la valeur de C_p .

2. Résultats

– Influence du régime de fertilisation P sur la concentration en P de la solution du sol (C_p)

L'évolution de C_p avec le bilan cumulé est reportée sur la figure 1 pour les différentes années d'étude. On peut observer que pour un sol donné, les variations de C_p sont directement proportionnelles à celles du bilan cultural : C_p augmente lorsque le bilan est positif et diminue lorsqu'il est négatif suivant une dynamique décrite par une droite de régression. Les bilans les plus négatifs sont obtenus pour le traitement N1P0, les plus élevés pour NOP1. Cette relation ne dépend pas de la durée d'expérimentation ; pour un sol donné, elle rend compte de la capacité de la phase solide du sol à tamponner les variations de la concentration des ions phosphates dans la solution, qui augmente lors d'un apport d'engrais et diminue lors de l'absorption de P par le couvert prairial.

– Evaluation du P lessivé de l'horizon de sol 0-5 cm

On observe sur les deux dispositifs que les quantités de P drainées sont variables en fonction de l'année et du régime de fertilisation ; elles varient entre 0,3 et 2 kg P/ha à Ercé et 4 et 23 kg P/ha à Gramond (figure 2). Les quantités drainées pour les traitements P1 sont supérieures à celles des traitements P0 ; pour un régime de fertilisation P donné, les quantités de P drainé sont environ 10 fois plus élevées à Gramond qu'à Ercé.

3. Discussion

Les résultats présentés mettent en évidence le rôle de la phase minérale dans le contrôle du transfert des ions phosphates du sol vers la solution dans les prairies naturelles et ses conséquences en termes de risque environnemental associé à la fertilisation P.

La plus grande réactivité de la phase solide du luvisol vis-à-vis des ions phosphate dissous s'explique par la teneur en oxyde d'aluminium et de fer extrait à l'oxalate (499 mmol/kg) plus de 4 fois supérieure à celle du brunisol (114 mmol/kg). Ces fractions sont généralement considérées comme les principaux constituants des sols susceptibles de réagir avec les ions phosphates dissous (STROIA *et al.*, 2007) ; pour le luvisol, elles induisent à la

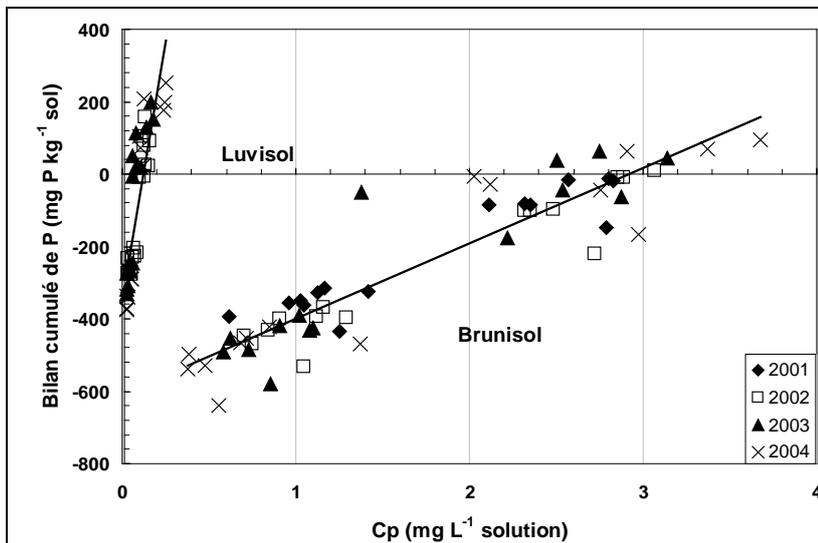


FIGURE 1- Relation entre le bilan cumulé de P à la parcelle (mg P/kg sol) et la concentration des ions phosphates dans la solution du sol (Cp, mg P/l solution). Les lignes correspondent aux droites suivantes : Brunisol : $y = 208x - 608$, 60 obs., $r^2 = 0,85$; Luvisol : $y = 2863x - 347$, 48 obs., $r^2 = 0,75$.

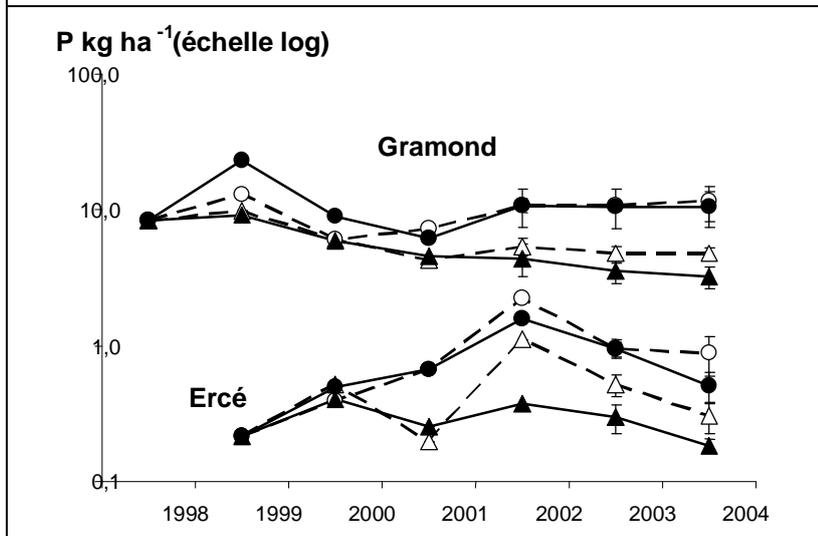


FIGURE 2- Quantités annuelles moyennes de P lessivé de la couche 0-5 cm (n=4).

Symboles :
vide (N0)
plein (N1)
triangle (P0)
rond (P1).

fois une faible valeur de Cp à la mise en place de l'essai (0,02 mg P/l) et un pouvoir tampon élevé en contrôlant fortement les variations de Cp sous l'effet des variations de bilan cumulé. Pour le brunisol, le pouvoir tampon est près de 14 fois plus faible et la concentration initiale à l'installation de l'essai beaucoup plus élevée 0,78 mg P/l (figure 1). Les conséquences en termes de risque pour l'environnement sont contrastées : dans le cas du luvisol, compte tenu de la réactivité de la phase solide, la migration de phosphore avec la lame d'eau est faible, de l'ordre de quelques centaines de grammes; elle est 10 fois plus élevée pour le brunisol (figure 2). On note que l'effet du régime de fertilisation P est limité par rapport à celui du type de sol.

A partir des droites de régression de la figure 1, il est possible de calculer la quantité d'ions phosphates susceptible d'être libérée lorsqu'une masse de 1 kg de sol, prélevé sur une parcelle en équilibre avec un bilan de P nul ($y=0$), est transportée vers les eaux de surface et s'équilibre avec une concentration de 0,05 mg P/l, retenue comme seuil de déclenchement du processus d'eutrophisation. Cette quantité est de 204 mg P/kg pour le luvisol et de 598 mg P/kg pour le brunisol. Le risque pour l'environnement associé aux processus d'érosion et de ruissellement est donc 3 fois plus élevé pour le brunisol que pour le luvisol.

Les résultats obtenus montrent que les risques associés à la gestion du P dans les prairies naturelles sont très différents selon les milieux. Il est important de gérer la fertilisation phosphatée en considérant à la fois la solubilité du phosphore du sol et le pouvoir tampon du sol qui représente la capacité de la phase solide à maintenir constante la concentration des ions phosphates dans la solution.

Références bibliographiques

- DORIOZ J.M. (2007). Le transfert du phosphore fonctionnement et interactions, *Perspectives Agricoles*, 336, 13-14.
 FARDEAU J.C. (1993). Le phosphore biodisponible du sol. Un système pluricompartimental à structure mamellaire. *Agronomie*, 1: 1-13.
 STROIA C., MOREL C., JOUANY C. (2007). Dynamics of diffusive soil phosphorus in two grassland experiments determined both in field and laboratory conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119:60-74.