

GESTION À LONG TERME DE LA DYNAMIQUE DU PHOSPHORE DANS LES SOLS CULTIVÉS

Christian MOREL, Fabienne BUTLER, Pierre CASTILLON, Luc CHAMPOLIVIER, Pascal DENOROY, Rémy DUVAL, Daniel HANOCQ, Anne Sophie KOUASSI, Elizabeth KVARNSTRÖM, Aimé MESSIGA, Mathieu METRAILLE, Lilia RABEHARISOA, Nina RABOURDIN, Christiane RAYNAL, Thierry SAVOIE, Sokrat SINAJ, Noura ZIADI

Pour plus d'informations, en particulier sur les affiliations des participants, consulter <http://www.acta.asso.fr/apps/accueil/autodefaut.asp?d=7732>

Résumé

Nous avons testé la capacité prédictive à long terme d'un modèle (CyP) décrivant le fonctionnement du cycle du phosphore (P) dans des écosystèmes cultivés sous grandes cultures. Ce modèle est conçu comme un outil de simulation opérationnel en conditions agricoles. Le pas de temps de calcul est l'année et le modèle peut enchaîner les simulations sur plusieurs décennies. Il a été mis au point et développé par l'UMR TCEM (INRA-Bordeaux) afin de simuler l'évolution de la disponibilité du P du sol pour les plantes en fonction du type de sol et des pratiques agricoles. Les principaux flux et processus pris en compte par le modèle sont la fertilisation phosphatée, les exportations de P dans les récoltes, l'évaporation du sol, la transpiration par la culture, l'irrigation, la quantité d'ions phosphate lessivé par la lame d'eau drainée, la concentration des ions phosphate dans la solution du sol et leur transferts à l'interface solide-solution. Il résulte de l'assemblage d'un module calculant le bilan annuel des entrées et des sorties de P à l'échelle de la parcelle cultivée et d'un module calculant la quantité de P du sol disponible pour les plantes¹. L'évaluation de cette disponibilité est basée :

- 1) sur le dosage des ions phosphate dans la solution de sol puisque ce sont eux que les racines prélèvent ;
- 2) sur la quantification du principal processus contrôlant le réapprovisionnement de la solution en ions phosphate. Il s'agit du gradient de concentration d'ions phosphate entre les phases liquide et solide du sol à l'origine d'un flux proportionnel au gradient et à son maintien dans le temps.

Pour tester les performances du modèle CyP, une dizaine de dispositifs expérimentaux français et étrangers (Suisse, Suède, Madagascar) de plein champ ont été analysés. Ils sont tous dédiés à l'étude de la fertilisation phosphatée sous grandes cultures. L'engrais épandu est le triple superphosphate commercial, engrais soluble dans l'eau et le citrate d'ammonium. Ces essais ont été sélectionnés pour couvrir des situations contrastées de sols non carbonatés et de climats. Les caractéristiques physico-chimiques des sols sont extrêmement différentes avec des valeurs de pH comprises entre 4.5 et 7.1, une texture allant de sableuse à argileuse, une teneur en oxyhydroxydes de fer et d'aluminium extraite à l'oxalate d'ammonium acide comprise entre 36 à 519 mM/kg sol. Tous les essais sont labourés chaque année. La couche de sol analysée est la couche labourée supposée homogène. Les couches sous-jacentes de sol sont supposées ne pas contribuer à la nutrition phosphatée. Le Modèle CyP prédit correctement, pour les différents types de sol, les évolutions de la concentration des ions phosphate dans la solution du sol après 1 à 2 décennies de culture en régime d'impasse permanente et en régime de fertilisation phosphatée de compensation des exportations. Pour des apports environ 2 fois supérieur aux exportations, le modèle surestime les valeurs de la concentration des ions P.

Introduction

En agriculture, le maintien du potentiel de production nécessite de compenser les sorties d'éléments par un apport qui peut être un engrais minéral, un effluent d'élevage, une boue issue du traitement des eaux usées urbaines ou industrielles ou un compost urbain. Dans les écosystèmes cultivés, la biomasse récoltée entraîne une exportation de P (P). Par exemple, une récolte de 10 t de maïs grain par hectare aux normes, exporte environ 25 kg P ha⁻¹ puisque la teneur en P est de 2.5 kg P t⁻¹ (6.0 kg P₂O₅ t⁻¹) (Comifer, 2007). En l'absence de tout apport de P il y aura, inévitablement à plus ou moins long terme, une baisse de production agricole. En mode « impasse », le cycle du P est conditionné à l'utilisation et à l'épuisement progressif de la ressource en P phytodisponible du sol avec pour conséquence une dégradation de la fertilité des sols (Bationo *et al.* 1998). Mais, *a contrario*, avec des épandages massifs et répétés d'effluents d'élevage dans les parcelles cultivées,

¹ phytodisponible: désigne, au sein de la quantité totale d'un élément du sol, la fraction susceptible d'être prélevé par des plantes

on observe une accumulation de P dans les sols. Cette évolution a été observée en particulier dans plusieurs régions d'Europe qui se sont spécialisées dans certaines productions animales (Martinez et Le Bozec, 2000 ; Vertès et al. 1995). Dans ces conditions de bilan très excédentaire de P répété chaque année pendant plusieurs années, la concentration des ions phosphate dans la solution augmente plus vite que les excédents de P (Morel et al. 2004). Ce phénomène d' « emballement » est expliqué par la saturation progressive de la capacité des sols à retenir les ions phosphate. Pour un même apport de P, l'accroissement de concentration est plus grand si la concentration est déjà élevée que si elle est faible. La conséquence est une plus grande migration de P vers la profondeur du sol (Castillon, 2009) et une plus grande capacité des particules de terre à libérer de quantités importantes d'ions phosphates si ces particules se retrouvent dans des eaux de surface. Dans ces conditions le transfert de P des parcelles agricoles vers les eaux de surface peut devenir significatif et contribuer à dégrader la qualité des eaux. Ces pertes diffuses, associées aux rejets ponctuels des villes, des industries et de l'élevage (Némery et al. 2005 ; Pellerin et al. 2005) peuvent induire des élévations de la concentration des phosphates (et d'autres éléments) dans les eaux jusqu'au déclenchement de l'eutrophisation, prolifération algale incontrôlée, conduisant à l'abandon de certains usages des écosystèmes aquatiques. Les enjeux associés à la gestion de la fertilisation phosphatée, sont donc d'importance tant dans le cadre du développement durable de l'agriculture que dans celui de la protection de l'environnement (Pellerin et al. 2005 ; Le Souder 2007 ; Nesme et al. 2010). La ressource mondiale en P est constituée de l'ensemble des gisements fossiles de phosphates naturels. Cette ressource est disponible en quantité limitée et non renouvelable à l'échelle de quelques siècles. L'exploitation des gisements de phosphates naturels doit donc être raisonnée au mieux. Certaines prévisions estiment en effet, sur la base de la consommation actuelle et de la demande future, que les réserves économiquement exploitables seront épuisées d'ici un à deux siècles (Smit et al. 2009 ; Cordell et al. 2010) alors même que la pratique de la fertilisation phosphatée est relativement récente puisqu'elle s'est généralisée après la 1^{ère} guerre mondiale (Boulaïne, 2006).

Depuis plusieurs décennies, le raisonnement de la fertilisation phosphatée préoccupe les agronomes. Dans les années 80, ils ont tiré un certain nombre d'enseignements de l'analyse d'un ensemble conséquent d'essais P de longue durée (Boniface et Trocmé, 1988). Ces travaux ont abouti à l'élaboration de systèmes de diagnostic et de prescription qui ont constamment évolué au fur et à mesure de l'avancée des connaissances ; c'est ainsi que les notions « d'effet vieille grasse », de fumure de redressement ont été abandonnées et remplacées par les notions d'exigence des espèces, de pouvoir fixateur des sols vis-à-vis des ions phosphate, d'historique de fertilisation (Pellerin et al. 2000 ; Denoroy et al. 2004 ; Denoroy et al. 2005 ; Sinaj et al. 2009 ; Ziadi et al. 2011). Plus récemment encore, les teneurs en P des organes végétaux récoltés ont été actualisées (comifer, 2007). Dans le même temps, d'autres travaux (Fardeau et al. 1988) montraient que l'évaluation de la fertilité phosphatée des sols par une simple extraction chimique ne pouvait suffire à rendre compte de la complexité du fonctionnement du système sol-plante. De nombreux processus interagissent suivant des cinétiques de réactions qui peuvent être intenses et rapides mais aussi être de plus en plus lentes et durer plusieurs semaines voire plusieurs mois (Fardeau et al. 1985 ; Morel and Fardeau, 1991 ; Pellerin et al. 2009).

Pour faire évoluer le conseil agronomique de fertilisation phosphatée et en améliorer la fiabilité, nous avons en particulier réalisé entre 2007 et 2010 un projet intitulé « *approche innovante pour le raisonnement de la fertilisation phosphatée des cultures, basé sur de nouveaux indicateurs d'évaluation de la phytodisponibilité du P dans le sol* ». Ce programme a bénéficié de la contribution financière du compte d'affectation spéciale pour le « Développement Agricole et Rural » (CasDAR n°7152) du Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire. Le détail des travaux, des participants et des résultats sont disponibles à : <http://www.acta.asso.fr/apps/accueil/autodefaut.asp?d=7732>.

Les objectifs du projet étaient d'élaborer le système de diagnostic et de prescription de la fertilisation des cultures fondé sur de nouveaux indicateurs qui rendent compte du fonctionnement du système sol-plante et des principaux mécanismes engagés dans le prélèvement de P. Ce projet était structuré autour de deux grands thèmes :

- i) **analyser l'intérêt de ces nouveaux indicateurs pour le diagnostic du comportement de plusieurs espèces cultivées dans différents types de sol** (voir l'article de Denoroy et al. 2011 dans les Actes des 10^{èmes} rencontres de la fertilisation raisonnée)
- ii) **Prévoir les évolutions sur plusieurs décennies de la fertilité phosphatée en fonction des types de sol et des pratiques de fertilisation phosphatée minérale.** C'est l'objet de cet article.

Cet article est une synthèse des acquis de connaissances obtenus sur l'étude et la modélisation du fonctionnement du cycle biogéochimique du P dans des parcelles labourées, cultivées sous grandes cultures et fertilisées chaque année (y compris avec un traitement « impasse totale »). Le modèle calcule les changements de la quantité de P phytodisponible en considérant la variation entre les entrées et les sorties de P (bilan annuel de P). Le P phytodisponible du sol est évalué par une approche fonctionnelle et mécaniste qui consiste à mesurer la concentration des ions phosphate dans la solution de sol en même temps que la quantité d'ions phosphate présents sur la phase solide et susceptibles de réapprovisionner la solution sous l'effet d'un gradient de concentration. Le modèle CyP a été mis à l'épreuve en analysant avec ces nouveaux indicateurs plus d'une dizaine d'essais P de longue durée, pour certains arrêtés mais soigneusement archivés et conservés, et pour d'autres toujours en cours. Les simulations produites par le modèle ont été confrontées aux observations de terrain afin d'en apprécier la capacité prédictive.

Cycle biogéochimique du phosphore dans une parcelle cultivée sous grandes cultures, labourée et fertilisée

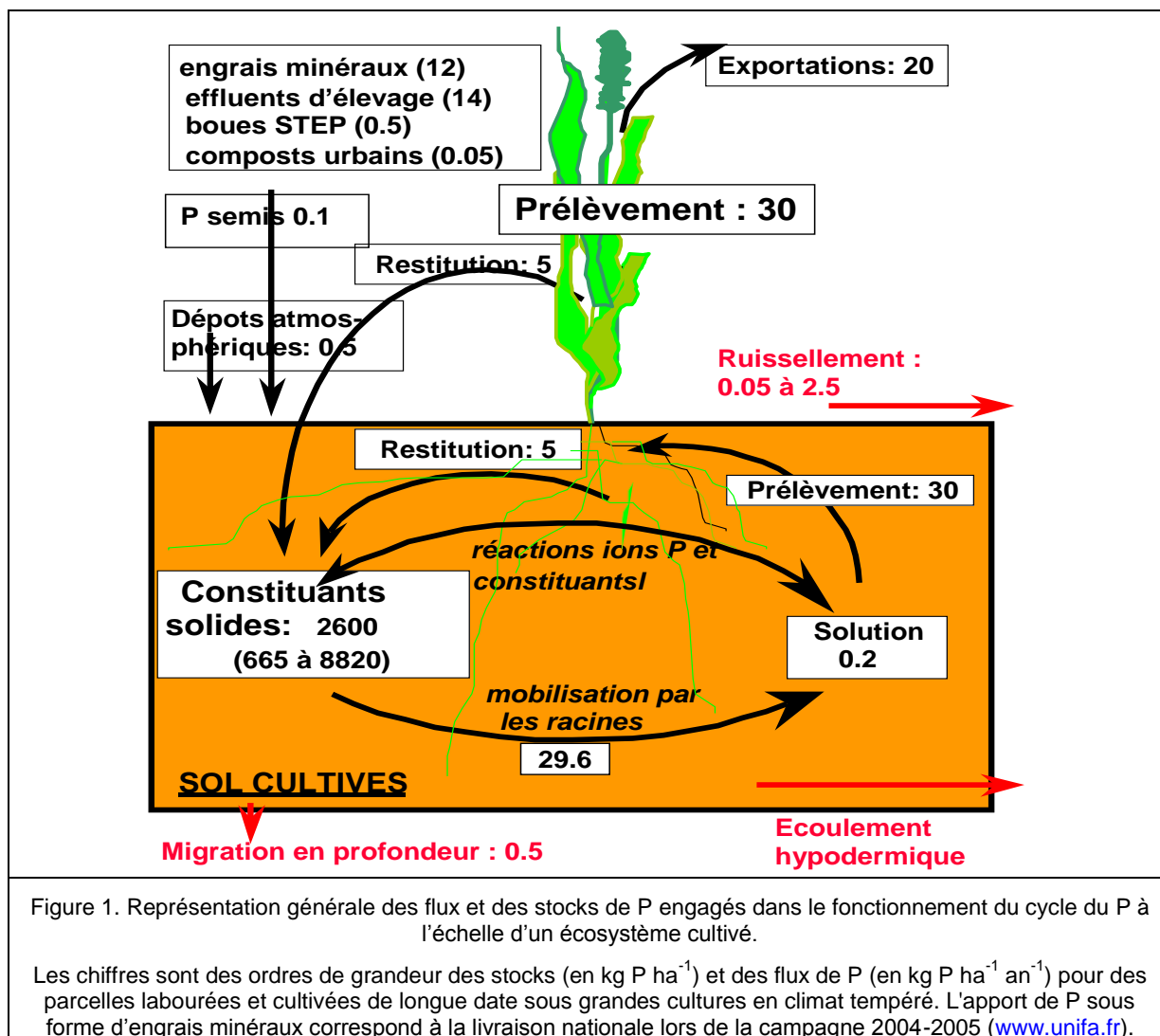
Le cycle biogéochimique du P dans un écosystème désigne l'ensemble des stocks de P dans les différents compartiments du sol, des flux entre ces stocks et des réactions les contrôlant, des entrées et des sorties de P, du prélèvement de P (Frossard et al. 2004 ; Ranger, 2007 ; Fardeau et Stengel, 2000 ; Schwartz et al. 2007 ; Morel, 2002 ; 2009). Une représentation générale est proposée dans la Figure 1. Le cycle du P est différent de celui de l'azote et similaire à celui du potassium dans la mesure où il n'y a pas de forme volatile de P ni de K en quantité significative dans l'atmosphère. De plus, dans les sols cultivés de longue date le P est majoritairement sous forme inorganique alors que N est presque totalement sous forme organique. Le devenir du P est donc essentiellement sous le contrôle de processus physico-chimiques alors que pour l'azote il s'agit de processus biologiques.

Les intrants (I) peuvent être des engrais minéraux ou de ferme (fumiers, fientes, lisiers...), d'autres produits résiduels organiques (boues de stations d'épuration, composts...) ou bien encore des dépôts atmosphériques (DA), le P contenu dans les semences (Nadeem et al. 2011). Les sorties de P sont les exportations dans les produits récoltés (Pexp), les pertes par migration en profondeur (Mp), par ruissellement et érosion (RER) et écoulement latéral dans l'épaisseur du sol (EH). Le nombre et l'intensité relative des différents flux d'entrée et de sorties, des stocks et de leur transformation varient suivant le sol, son mode d'occupation et les pratiques agricoles. Les chiffres mentionnés dans la Figure 1 sont donnés à titre indicatif. Il s'agit d'ordre de grandeur pour des parcelles cultivées sous grande culture, labourées et fertilisées de longue date dans une région à climat tempéré. Les valeurs seraient notablement différentes pour d'autres contextes que ce soit des écosystèmes prairiaux (Stroia et al. 2007) ou forestiers (Achat et al. 2009 ; Augusto et al. 2010). Pour ce qui concerne le contexte spécifique de la Figure 1, le flux annuel sortant, quantitativement le plus important, est le prélèvement de P qui représente de l'ordre de 30 kg P ha⁻¹ dont plus ou moins 20 kg P ha⁻¹ sont exportés dans les récoltes. Parmi les autres flux potentiels de sortie figurent les pertes par transfert latéral liées au processus d'érosion, de ruissellement et d'écoulement de sub-surface ainsi que les pertes par transfert vertical. Sauf cas particuliers, ils ne représentent en général que quelques centaines de grammes de P par hectare et par an. Leur intervention dans le fonctionnement du cycle peut donc être négligée en première analyse. Certains de ces flux peuvent néanmoins devenir significatifs dans certaines situations. Par exemple, pour des parcelles en pente ayant reçu des doses massives d'effluents d'élevage, les sorties de P par ruissellement vers des eaux peuvent atteindre quelques kilogrammes par an (Pellerin et al. 2005).

Caractérisation de la fraction phytodisponible du phosphore du sol

Le flux majeur est le prélèvement de P par la culture dont une partie est exporté dans les organes récoltés et une autre restituée au sol. Par définition ce flux a pour origine la quantité de P phytodisponible du sol, qui désigne la fraction du P du sol susceptible de participer à la nutrition phosphatée des cultures. Potentiellement, ce flux est sous le contrôle de nombreux mécanismes physico-chimiques et biologiques qui déterminent la phytodisponibilité du P dans les sols. Il est généralement admis que le siège du prélèvement de P (et plus généralement des éléments nutritifs) est la solution du sol. Les formes absorbées par la racine sont les ions phosphates dissous c'est-à-dire H₂PO₄⁻ et HPO₄²⁻ dont la proportion relative varie avec le pH du sol généralement. Le rôle de la solution est donc majeur puisque sans solution il n'y aura pas de prélèvement. Mais un simple calcul d'ordre de grandeur montre que, quantitativement, la solution de sol ne joue qu'un rôle minime dans la

nutrition phosphatée puisqu'elle ne contient à la mise en place de la culture que de l'ordre de² 0,2 kg P ha⁻¹. En considérant que la totalité du P en solution est prélevé cela représente moins de 1% du prélèvement. En d'autres termes, plus ou moins 99% du P prélevé a pour origine les constituants solides du sol, d'où l'importance d'étudier et de comprendre quels sont les déterminants du transfert à l'interface solide-solution du sol. C'est la raison pour laquelle la solution de sol est souvent représentée comme un compartiment central, en tant que siège de l'absorption, mais petit, sur lequel sont branchés de « gros » compartiments qui participent successivement au cours du temps à l'équilibre solide-solution (Fardeau, 1993).



L'étape clef qui conditionne et contrôle le transfert sol-plante est donc le passage des ions phosphates entre les constituants solides et la solution du sol. Compte tenu des formes de P dans le sol, de très nombreux mécanismes rhizosphériques (Hinsinger et al. 2005 ; Hinsinger et al. 2009) sont susceptibles d'intervenir dans ce changement de phase. Pour le P inorganique, des réactions d'adsorption-désorption et de complexation-décomplexation des ions phosphates avec certains constituants du sol (argiles, oxyhydroxydes de fer et d'aluminium, matière organique, carbonates), de précipitation-dissolution de minéraux phosphatés, de diffusion dans la phase solide et micro- et nanoporosité du sol sont susceptibles de contrôler l'équilibre solide-solution. Pour le P présent dans des composés organiques (phytates, phospholipides, ADN, ARN...), d'autres processus, la minéralisation de ces composés et l'immobilisation-(re)minéralisation de la biomasse microbienne du sol, peuvent contribuer à modifier la distribution des ions phosphate entre ces deux phases. Comme la nature, inorganique ou organique, et les composés phosphatés peuvent varier notablement entre les sols et éventuellement avec les pratiques agricoles, la contribution respective de ces différents

² 0,2 kg P dissous ha⁻¹ est obtenu en considérant que la couche 0-25 cm de sol contient 700 m³ de solution de sol (20% d'humidité des 3500 t de terre) ayant une concentration d'ions phosphate de 0,2-0,3 mg P L⁻¹.

mécanismes à la nutrition phosphatée des plantes est probablement également variable. De même suivant les espèces cultivées, des différences de comportement sont également envisageables. Pour tenter d'élaborer une évaluation mécaniste du compartiment de P phytodisponible et proposer des indicateurs plus fiables et pertinents, il faut commencer par identifier les processus dominants à prendre en considération pour chaque agroécosystème.

L'importance relative des processus physico-chimiques et biologiques à réapprovisionner la solution en ions phosphate et à participer à la nutrition phosphatée des plantes a été étudiée et chiffrée pour des sols de climats tempérés, cultivés sous grande culture, labourés et fertilisés (ou non) de longue date (Morel, 2002). Dans ce contexte, le mécanisme dominant qui régule le transfert des ions phosphates à l'interface solide-solution est la diffusion³ moléculaire (Barbier et al. 1971). Sous l'effet de l'abaissement de concentration, créé par l'absorption des ions phosphates dissous par les racines, la différence de concentration existant entre la solution et les constituants du sol est le moteur du déplacement des ions phosphates diffusibles qui quittent le sol pour rejoindre la solution. Le même mécanisme contrôle également le flux inverse des ions phosphate de la solution vers la phase solide lorsque la concentration des ions phosphate dans la solution augmente suite à un apport d'engrais soluble dans l'eau. Il s'ensuit un transfert net d'ions phosphate vers les constituants solides du sol pour équilibrer les deux phases. Les vitesses de transfert sont particulièrement intenses au début, mais diminuent rapidement pour devenir de plus en plus petites au cours du temps sans pour autant devenir nulles. Il est généralement impossible expérimentalement d'atteindre un état d'équilibre même après plusieurs mois (Fardeau et al. 1985 ; Morel and Fardeau, 1991). Ce mécanisme persiste jusqu'à annuler l'existence même du gradient de concentration et à homogénéiser le système sol-solution. Plusieurs études basées sur l'utilisation du traçage isotopique des ions phosphate ont montré l'existence d'une relation de causalité (relation de type 1 :1) entre l'ensemble des ions phosphates dissous et diffusibles sur la période de culture, déterminé dans des suspensions de sol au laboratoire, et la quantité de P phytodisponible du sol déterminée au cours d'études en pots de culture (Fardeau et Jappé, 1976 ; Frossard et al. 1994 ; Morel and Planchette, 1994) ou au champ (Boniface et al. 1979). D'autres études indépendantes ont montré par ailleurs le rôle mineur d'autres processus dans le réapprovisionnement de la solution en ions phosphates comme la dissolution de minéraux phosphatés insolubles (apatite) par la plante en sol de limon neutre (Admont et al. 1986 ; Morel, 2002) ou la minéralisation de P organique du sol (Morel et al. 2011).

Quantification de l'offre du sol en phosphore pour les plantes

Pour quantifier de manière mécaniste le P phytodisponible du sol et rendre ainsi compte du fonctionnement général de la racine, il faut donc au minimum quantifier l'ensemble des ions phosphate dissous et ceux, associés aux constituants du sol, susceptibles de diffuser à l'interface solide-solution. Il faut surtout connaître le plus précisément possible, la dynamique de ces derniers sous l'effet d'une variation de concentration, maintenue dans le temps, qu'il s'agisse d'une diminution ou d'une augmentation. La seule approche qui permette d'obtenir aisément une description mathématique générale et valide sur des temps longs consiste à tracer le comportement des ions phosphate en solution par des ions phosphate marqués au P 32 puis à suivre la cinétique de dilution isotopique (Fardeau et al. 1991 ; Fardeau, 1993 ; Morel et al. 2000 ; Frossard et al. 2010).

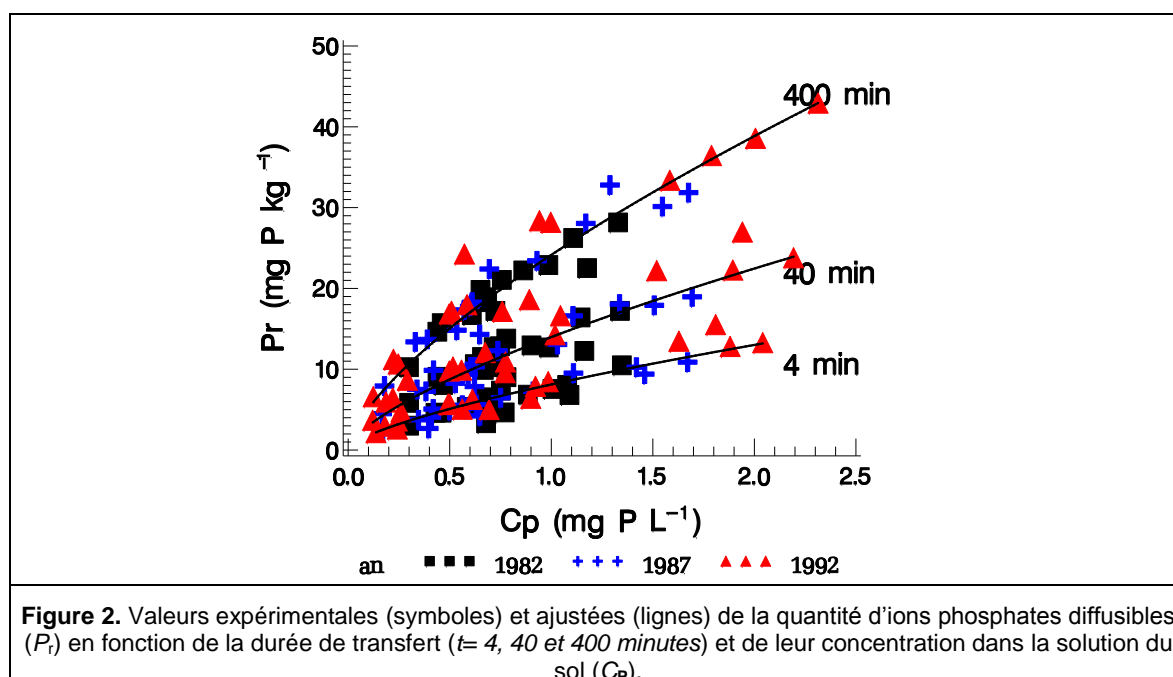
La Figure 2 présente un exemple typique des cinétiques réactionnelles des ions phosphate diffusibles à l'interface solide-solution (P_r , axe des y) en fonction de la concentration des ions phosphate en solution (C_p , axe des x) pour trois durées de dilution isotopique (4, 40 et 400 minutes). Les symboles ■, ▲, + correspondent à 3 périodes d'expérimentation de 7 (1982), 12 (1987) et 17 (1992) ans. Pour chaque date d'échantillonnage, il y a 48 valeurs correspondant aux 4 traitements × 4 blocs × 3 temps. La gamme des valeurs de C_p est le résultat de plusieurs périodes de culture et de plusieurs régimes de fertilisation phosphatée (un régime d'impasse permanente, de compensation des exportations de P et d'environ 3 fois les exportations de P). Les analyses sont faites dans un laboratoire habilité à la manipulation de radio-isotopes. Après seulement quelques heures, le jeu des valeurs expérimentales permet de paramétrer la fonction mathématique qui décrit la dynamique des ions phosphate diffusibles à l'interface solide-solution en fonction de C_p et du temps. Cette fonction, appelée fonction cinétique de Freundlich, rend parfaitement compte de la variabilité expérimentale. Pour une valeur donnée de C_p , la valeur de P_r augmente moins que proportionnellement avec la durée du transfert jusqu'à une valeur limite de P_r . De même, si on considère une durée donnée de dilution isotopique, la valeur de P_r

³ Diffusion : mouvement qui apparaît pour un élément dans la phase liquide, gazeuse ou solide quand celui-ci ne présente pas une concentration homogène d'un point à un autre. Le processus de diffusion existe même en l'absence de déplacement d'eau par convection. Le sens du flux de diffusion va des zones les plus concentrées vers les zones les moins concentrées et tend à homogénéiser le système.

augmente moins vite que l'augmentation de C_p puisque la courbe est de type curvilinéaire. Toutes les valeurs expérimentales sont précisément prédites par l'Eq. [1], qui suppose une décroissance exponentielle de l'affinité avec la saturation des sites de réaction:

$$P_r = vC_p^w t^p \text{ avec } P_r < P_{\text{minéral}} \quad [1]$$

où P_r (mg P kg^{-1}) est la quantité brute d'ions phosphates diffusibles transférés à l'interface solide-solution dans des suspensions de sol à l'état stationnaire ; C_p (mg P L^{-1}) est la concentration (constante) des ions phosphates dans la solution du sol en suspension ; t (mn) est la durée de dilution isotopique ; le paramètre v correspond à la quantité d'ions phosphate diffusibles en 1 minute lorsque C_p est de 1 mg P/L ; les paramètres w et p représentent le degré de non-linéarité de la relation entre P_r et C_p et entre P_r et t , respectivement ; $P_{\text{minéral}}$ désigne la quantité de P minéral du sol et représente la valeur limite de P_r . Le paramètre w (<1) intègre la diminution exponentielle de l'affinité avec la saturation des surfaces en ions phosphates (répulsion électrostatique) et p rend compte du poids des réactions lentes probablement dues à la diffusion intraparticulaire dans la micro- et nanoporosité des agrégats et constituants du sol.



Les coefficients v , w , p sont obtenus par régression et dépendent essentiellement des propriétés physico-chimiques du sol. Par exemple, la fonction cinétique de Freundlich présentée dans la Figure 2 (lignes) est la suivante:

$$P_r = 5,7C_p^{0,69} t^{0,24} \quad (144 \text{ observations, } r^2=0,95) \quad [2]$$

L'intérêt premier de connaître cette Eq. [2] tient essentiellement dans sa capacité à prévoir le rôle de ce processus sur des échelles de temps beaucoup plus longues de l'ordre de plusieurs mois (Fardeau et al. 1985 ; Morel and Fardeau, 1991). Cette équation donne également la possibilité de calculer aisément d'autres grandeurs périphériques, caractérisant le comportement des ions phosphate à l'interface solide-solution. On peut citer par exemple :

- Le pouvoir tampon du sol (PT) qui rend compte de la capacité du sol à s'opposer aux variations de la concentration en solution. C'est la pente en chaque point de la relation $P_r = f(C_p, t)$.
- Le pouvoir fixateur du sol (PF), aussi appelé pouvoir de sorption ou de rétention. Cette grandeur est utilisée pour analyser la perte de mobilité du P apporté aux sols. Il existe un grand nombre de méthodes avec plusieurs variantes pour caractériser cette sorption (Limousin et al. 2007). Une valeur de $PF(0.1, 1j)$ de 0.8 signifie que 80% des ions phosphate, introduits dans la suspension de sol, ont été sorbés en 1 journée lorsque la concentration est de 0.1 mg P/L.
- La quantité désorbée (ΔQ) d'ions phosphate qui réapprovisionne la solution lorsque la suspension de sol passe d'un état initial de concentration à un état final pendant une période donnée.

○ Le coefficient de partage des ions phosphate entre la solution et les constituants du sol (K_d).

Le Tableau 1 présente les paramètres (v , w , p) pour 11 sols étudiés. A partir de cette fonction, on a calculé la quantité d'ions phosphates diffusibles ($P_{r(0.1, 1j)}$) en considérant une concentration en solution (C_p) de 0,1 mg P L⁻¹ et une durée de transfert de 1 jour (1440 mn). Les valeurs des grandeurs périphériques comme le PF et le PT ont également été déduites. Ces chiffres montrent des différences marquées de comportement entre les sols quel que soit le critère retenu. Par exemple, les valeurs de PF à 0.1 mg P/L et pour une durée de 1j varient de 0.85 pour le sol très sableux de Tartas à plus de 0.996 pour les deux sols ferrallitiques malgaches.

Description du modèle CyP

Le bilan complet ($\Delta(E-S)$) correspond à la variation entre les entrées (E) et les sorties (S) de P à l'échelle de la parcelle cultivée. Il s'écrit :

$$\Delta(E-S) = [k_{eq}I + k_{eq}DA + k_{eq}P_{semis}] - [P_{exp} + Mp + RER + EH] \quad [3]$$

Il prend en compte d'une part les entrées de P en provenance des intrants (I), des dépôts atmosphériques (DA), des semences (P_{semis}), et d'autre part les sorties de P contenu dans les organes récoltés et exportés hors de la parcelle (P_{exp}), dans les eaux de lixiviation (Mp) et de ruissellement (RER) et les écoulements hypodermiques (EH). Le coefficient k_{eq} désigne le coefficient de phytodisponibilité des entrées de P.

Pour la majorité des parcelles cultivées, l'Eq. [3] se simplifie largement et s'écrit de manière simplifiée puisque les flux DA , P_{semis} , Mp , RER , EH sont généralement négligeables (de l'ordre du pourcent de P_{exp}) par rapport à P_{exp} :

$$\Delta(E-S) = k_{eq}I - P_{exp} \quad [4]$$

Pour décrire le devenir à long terme du P phytodisponible en fonction des pratiques de fertilisations, nous avons appliqué le principe de conservation de la masse de P phytodisponible. Cela consiste à écrire que la variation $\Delta(E-S)$ est à l'origine d'une variation identique de la quantité de P phytodisponible sur la même période. Il faut donc connaître le coefficient de phytodisponibilité du P des intrants (Morel et al. 2003) ainsi que les autres termes du bilan. Il faut aussi connaître les stocks B_i et B_j de P phytodisponible au temps i et j , exprimés en kg P ha⁻¹.

L'équation de conservation de la masse de P pour une couche de sol exprime que la variation de stock de P phytodisponible pendant une période donnée est égal à la variation entre les entrées et les sorties de P. Elle permet d'écrire l'égalité suivante :

$$\Delta(E-S) = B(j) - B(i) \quad [5]$$

Où $B_j - B_i$ est la variation de stock de P phytodisponible dans la couche labourée de sol entre deux dates. L'hypothèse associée est que la contribution des couches de sol situées plus en profondeur sous le labour à la nutrition phosphatée est négligeable. Cette hypothèse est généralement acceptable puisque l'offre du sol est beaucoup plus faible dans le sol situé sous le labour que dans la couche labourée et l'exploration par les racines du sol au-delà de la profondeur de labour est minime.

En considérant que la quantité de P phytodisponible du sol est égale à la somme des ions P dissous et diffusibles sur un cycle annuel de culture, la relation [3] devient :

$$\Delta(E-S) = [(Q_w + P_{r1an})(j) - (Q_w + P_{r1an})(i)](Masse\ de\ terre\ fine) \quad [6]$$

Où (*Masse de terre fine*) désigne la masse de terre (<2mm) contenue dans la couche labourée du sol qui est calculée en multipliant la densité apparente par le volume labouré; i et j désignent l'état initial et l'état après une année. L'équation [6] associe à la fois l'évaluation mécaniste de la phytodisponibilité du P du sol par les nouveaux indicateurs, la quantité d'ions phosphate dissous et diffusibles, et contraint son évolution pluriannuelle au bilan annuel de P. En combinant les équations [1] et [6], on obtient l'Eq. [7] pour une suspension de sol dont le rapport volume-sur-masse est de 10.

$$\Delta(E-S) = [(10C_p + vC_p^w 1an^p)(j) - (10C_p + vC_p^w 1an^p)(i)](Masse\ de\ terre\ fine) \quad [7]$$

Si la valeur initiale de C_p est connue, la seule inconnue dans cette équation [7] est la valeur de $C_p(j)$. La résolution de l'Eq. [7] est obtenue par itération à l'aide de procédure automatique d'ajustements statistiques. Pour un bilan annuel positif la valeur de $C_p(j)$ sera supérieure à $C_p(i)$. Au contraire, la valeur de $C_p(j)$ sera inférieure à $C_p(i)$ pour un bilan annuel négatif. A bilan nul, $C_p(j)$ est égal à $C_p(i)$.

Pour tester la capacité prédictive de cette modélisation du cycle biogéochimique du P, nous avons réalisé deux types d'études. Toutes les deux reposent sur l'analyse de dispositifs expérimentaux français et étrangers dédiés à l'étude de la fertilisation phosphatée sur grande culture dans différents types de sol. L'engrais est le triple superphosphate (45% P₂O₅) forme d'engrais soluble dans l'eau et le citrate d'ammonium neutre. L'épaisseur de sol pris en compte est la couche de sol labourée supposée homogène. Les couches sous-jacentes de sol sont supposées ne pas contribuer à la nutrition minérale. Le pas de temps de calcul est l'année et le modèle peut enchaîner les simulations sur un grand nombre d'années.

1. **Première étude : analyse de l'essai P de longue durée de Mant.** Ce travail a été réalisé en réa-analysant un essai arrêté en 1991 (Messiga et al. 2010). Il était localisé dans la commune de Mant (40) près d'Hagetmau et comprenait quatre régimes de fertilisation phosphatée (Figure 3 gauche) : l'absence de tout apport de P (P₀); un apport moyen de 27 kg P ha⁻¹ an⁻¹ (P₂₇) ou un apport moyen de 52 kg P ha⁻¹ (P_{52/2}) une année sur deux, ces deux régimes correspondant à une stricte compensation des exportations de P dans les récoltes; un apport moyen de 79 kg P ha⁻¹ an⁻¹ soit environ 3 fois les exportations de P (P₇₉). L'essai était implanté sur un sol limono-sableux neutre et cultivé sous une monoculture continue de maïs irriguée. Des échantillons de terre avaient été prélevés en 1975, 1981, 1987 et 1991, au début du printemps, avant d'être séchés à l'air, tamisés à 2 mm pour stockage. Les rendements en grain et de leur teneur en P avaient été mesurés chaque année. La dynamique des ions phosphate diffusibles à l'interface solide-solution est celle présentée dans la Figure 2. Nous avons calculé, chaque année, pour les 17 années (de 1975 à 1992) d'expérimentation, la valeur de C_{P(j)} connaissant C_{P(i)} (la moyenne générale de C_P (i) est de 0.70 mg P L⁻¹ sur l'essai). Puis nous avons comparé les valeurs simulées de C_{P(j)} de 1982, de 1987 et de 1992 aux valeurs expérimentales. La Figure 3 gauche présente les évolutions de C_P dans la couche labourée de sol pour les quatre régimes de fertilisation. La valeur expérimentale de C_P ne varie pas significativement pour les deux traitements P₂₇ et P_{52/2}. Elle diminue lentement et constamment pour atteindre 0.21 mg P L⁻¹ après 17 années en régime d'impasse totale de fertilisation phosphatée (P₀). Au contraire, en régime excédentaire d'apport (P₇₉), C_P augmente de plus en plus année après année pour atteindre 1,89 mg P L⁻¹ au terme de l'expérimentation. Ces évolutions sont caractéristiques et représentatives des dynamiques à long terme observées dans les essais P mis en place sur des sols non carbonatés. Pour des sols carbonatés, ces dynamiques pourraient être assez différentes puisque C_P peut baisser même en apportant du phosphore soluble-eau. La formation de minéraux phosphatés insolubles, qui précipitent au contact du granule de superphosphate et du carbonate de calcium, abaissent considérablement la solubilité et la disponibilité du P apporté (Arvieu, 1980).

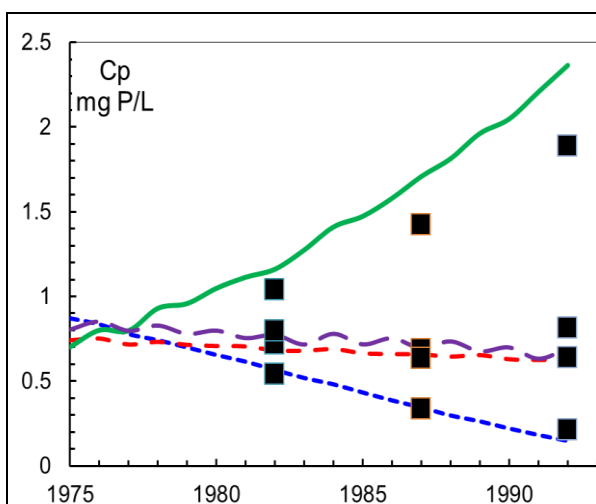


Figure 3-gauche. Valeurs simulées (lignes) et mesurées (symboles) de la concentration des ions phosphate dans la solution de sol en fonction des régimes de fertilisation (essai de Mant : P₀, P₂₇, P_{52/2}, P₇₉).

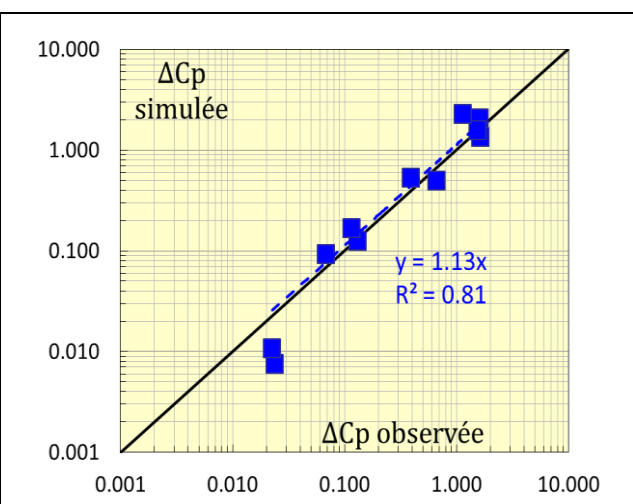


Figure 3-droite. Variation de la concentration des ions phosphate dans la solution du sol (ΔC_P) soit simulée par le modèle, soit mesurée au champ, pour les onze sols du Tableau 1. Noter les échelles logarithmiques pour visualiser les 3 ordres de grandeur de ΔC_P .

La comparaison entre les observations expérimentales (symboles) et les simulations indique que le modèle calcule correctement C_P pour toute la période d'expérimentation (17 ans) uniquement pour

P_0 , P_{27} et $P_{52/2}$ Pour P_{79} , les simulations sont systématiquement supérieures aux observations et l'écart entre les deux grandit avec la durée d'expérimentation. Parmi les explications possibles, la sous-estimation du flux drainé d'ions phosphate est probablement à privilégier.

2. Seconde étude : analyse d'un réseau international d'essais P de longue durée. Nous avons sélectionné onze dispositifs expérimentaux de longue durée, en France et à l'étranger (Suisse, Suède, Madagascar) pour couvrir une gamme aussi large que possible de types de sols. Les évolutions de la concentration (C_P) des ions phosphate ont été mesurées après une à deux décennies d'expérimentation. Les essais comprennent 3 à 4 régimes annuels de fertilisation phosphatée apportée sous forme de superphosphate y compris l'absence d'apport. Pour chaque site, la relation entre C_P et le bilan des entrées et des sorties de P est une droite. Les coefficients de régression, interception à l'origine et pente (=variation de C_P par unité de bilan de P ($\Delta C_P/\Delta B$)), sont invariants avec la durée d'expérimentation (Messiga et al. 2010) mais diffère significativement entre types de sol. Ces pentes sont représentées sur l'axe des x de la Figure 3-droite. Par exemple, les valeurs observées au champ de $\Delta C_P/\Delta B$ sont comprises entre 0.02 et 2 ($\mu\text{g P/L}/(\text{kg P/ha})$), respectivement dans des sols ferrallitiques malgaches très réactifs vis-à-vis des ions phosphate et dans le podzol landais extrêmement sableux (95% de sables) et très peu réactif (Tableau 1). Les calibrations de la dynamique des ions phosphate diffusibles à l'interface solide-solution sont dans le tableau 1⁴. Pour toutes les situations, le modèle CyP simule correctement les valeurs de $\Delta C_P/\Delta B$, observées au champ (Figure 3-droite). La confrontation des 11 valeurs (= 11 sites) expérimentales et simulées montre que le modèle proposé permet de prédire de manière satisfaisante les évolutions à long terme de C_P dans la couche labourée pour les différents de sol aux propriétés physico-chimiques si différentes et pour des climats froid, tempéré et tropical.

Conclusions

Des progrès ont été accomplis dans la connaissance et la compréhension des mécanismes responsables de l'absorption des ions phosphate par les racines et, par voie de conséquence dans l'identification et l'évaluation de la fraction phytodisponible du P du sol. Dans le contexte des sols cultivés de longue date sous grande culture, labourés et fertilisés, le principal mécanisme régulant le transfert à l'interface solide-solution est la diffusion moléculaire. Les ions phosphates diffusibles quittent les constituants du sol pour rejoindre la solution suite à un abaissement de la concentration dans la solution. Ces quantités dépendent à la fois de la durée du transfert et du gradient de concentration entre les deux phases. L'évaluation mécaniste du P phytodisponible requiert donc de doser les ions phosphate dans la solution de sol et de paramétrer la dynamique des ions phosphate diffusibles présents sur les constituants solides du sol. Le paramétrage de cette dynamique est réalisée lors d'expériences associant sorption-désorption avec le traçage et l'analyse par dilution isotopique. A partir de cette évaluation fonctionnelle du P phytodisponible du sol et en considérant que son évolution est due à la variation des entrées et des sorties de P phytodisponible, nous avons pu simuler correctement les évolutions sur plusieurs décennies de la concentration des ions phosphates dans la solution dans des types de sols aux propriétés physico-chimiques contrastées.

Ce modèle permet donc de gérer sur plusieurs années la diminution ou l'augmentation de l'offre en P du sol suivant la politique de fertilisation (impasse, apport identique aux exportations voire supérieure et très supérieur aux exportations) pour des sols aux propriétés contrastées. C'est un véritable outil de gestion et de pilotage de la fertilisation phosphatée valide et fiable à l'échelle de la décennie. Le couplage de ce modèle au référentiel du diagnostic du comportement de l'espèce cultivée pour ces nouveaux indicateurs (voir l'article de Denoroy et al. publié dans les actes de ces journées), nous permettra d'estimer en particulier la durée d'impasse permise sans perte de rendement en fonction du niveau de P phytodisponible du sol, du type de sol et de l'espèce.

Références bibliographiques

- Achat DL, Bakker MR, Augusto L, Saur E, Dousseron L, Morel C - 2009. Evaluation of the phosphorus status of P-deficient podzols in temperate pine stands combining isotopic dilution and extraction methods. *Biogeochemistry*, 92, 183-200
- Admont P, Boniface R, Fardeau J-C, Jahiel M, Morel C, 1986 - Observations sur les mesures actuelles du dosage du phosphore assimilable des sols. Applications à l'étude de la valeur fertilisante des phosphates naturels. *CR Acad. Agric. Française* 72(1), 69-79.

⁴ le paramétrage est invariant sur la durée de l'expérimentation.

- Arvieu J.C., 1980.- Réactions des phosphates minéraux en milieu calcaire : conséquences sur l'état et la solubilité du phosphore. *Bull. A. F. E. S.* 3, 179-189.
- Augusto L, Bakker M. R., Morel C., Meredieu C., Trichet P., Badeau V., Arrouays D., Plassard C., Achat D. L., Gallet-Budynek A., Merzeau D., Canteloup D., Najark M, J.Ranger, 2010. Is 'grey literature' a reliable source of data to characterize soils at the scale of a region? A case study in a maritime pine forest in southwestern France. *Europ. J. Soil Sci.*, 61, 807-822.
- Barbier G, Fardeau J-C, Marini P, 1971 - Sur la diffusibilité des ions phosphate du sol. *Ann. Agron.*, 22, 309-342.
- Bationo A, Lompo F, Koala S, 1998 - Research on nutrient flows and balances in West-Africa: state-of-the-art. *Agric. Ecosystems Env.*, 71, 19-35.
- Boniface R, Fardeau J-C, Guiraud G, Trocmé S, 1979 - Utilisation du phosphore et de l'azote appliqués en couverture sur le blé. Etude à l'aide d'éléments marqués. *Agrochimica*, 23,165-178.
- Boniface R & Trocmé S., 1988.- Enseignements fournis par des essais de longue durée sur la fumure phosphatée et potassique. Essais sur la fumure phosphatée. pp. 279-401. In : *Phosphore et potassium dans les relations sol-plante : conséquences sur la fertilisation*. INRA Editions, Paris.
- Boulaine J 2006 - Histoire de la fertilisation phosphatée 1762-1914. *Étude et Gestion des Sols*, 13, 2, 129-137.
- Castillon P. 2009 – Transferts de phosphore par les eaux de drainage. *Oceanis* 33-1/2, 261-274.
- Comifer 2007 - Teneurs en P, K, et Mg des organes végétaux récoltés pour les cultures de plein champ et les principaux fourrages. www.comifer.asso.fr
- Cordell D, Drangert J-O, White S, 2009 - The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environ Change* 19 (2), 292-305.
- Denoroy P, Dubrulle P, Villet C, Colomb B, Fayet G, Schoeser M, Marin-Lafèche A, Pellerin F, Pellerin S, Boiffin J, 2004 - *Régifert : Interpréter les Résultats des Analyses de Terre*. INRA Editions, Paris.
- Denoroy P, Le Souder C, Fardeau J-C, 2005 - Comprendre le fonctionnement des agrosystèmes pour ajuster l'offre de phosphore, potassium et magnésium aux besoins des cultures. pp. 87-115. In : *fertilisation et société*. 7^{èmes} rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de terre. Eds Thévenet G et Faedy L. Blois 15-16 novembre 2005.
- Denoroy et al. 2011. Vers un raisonnement innovant de la fertilisation phosphatée. 10^{èmes} rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse, COMIFER-GEMAS, Reims, 23-24 novembre 2011.
- Fardeau J-C, 1993 - Le phosphore biodisponible du sol. Un système pluricompartimental à structure mamellaire. *Agronomie*, 13, 317-331.
- Fardeau J-C, Jappé J, 1976 - Nouvelle méthode de détermination du phosphore assimilable par les plantes. : extrapolation des cinétiques de dilution isotopique. *CR Acad. Agric. Sc. Paris*, t 282, Série D, 8, 1137-1140.
- Fardeau J-C, Morel C, Jappe J, 1985 - Cinétique d'échange des ions phosphate dans les systèmes sol-solution. Vérification expérimentale de l'équation théorique. *CR Acad. Sci., Paris*, t 300, Série III 8, 371-376.
- Fardeau J-C, Morel C, Boniface R, 1991. Cinétiques de transfert des ions phosphate du sol vers la solution du sol: paramètres caractéristiques. *Agronomie*, 11, 787-797.
- Fardeau J-C, Stengel P, 2000 - Sol et échanges avec le couvert végétal. In: *Sol: interface fragile*.(Coord. P. Stengel et S. Gelin). INRA-Editions, Paris.
- Frossard E, Fardeau J-C, Brossard M, Morel J-L, 1994 - Soil isotopically exchangeable phosphorus: a comparison between E and L values. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58, 846-851.
- Frossard E, Julien P, Neyroud J-A, Sinaj S, 2004. *Le phosphore dans les sols. État de la situation en Suisse*. Cahier de l'environnement n° 368. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne. 180p.
- Frossard E, Achat D L, Bernasconi S M, Bünemann E K, Fardeau J-C, Jansa J, Morel C, Rabeharisoa L, Randriamanantsoa L, Sinaj S, Tamburini F, Oberson A, 2010 - The Use of Tracers to Investigate Phosphate Cycling in Soil/Plant Systems. pp.59-91. In : *Phosphorus in Action – Biological Processes in Soil Phosphorus Cycling*. Bünemann EK., Oberson A, Frossard E (Eds.). Springer Soil Biology series.
- Hinsinger P, Dufey, Schneider A, 2005 - Le sol : ressource en nutriments et biodisponibilité. pp. 285-305. In: *Sols et environnement*. Girard MC, Walter C, Rémy J-C, Berthelin J, Morel J-L eds. Dunod, Paris.
- Hinsinger P, Jaillard B, Le Cadre E, Plassard C, 2009. Spéciation et biodisponibilité du phosphore dans la rhizosphère. *Oceanis* 33-1/2, 37-50.
- Le Souder C 2007 - Evolution des pratiques de fertilisation sur blé tendre (N, P, K et analyses de terre). In : 8^{èmes} Journées de la fertilisation raisonnées et de l'analyse de terre GEMAS-COMIFER. «Fertilisation raisonnée et analyse de terre : quoi de neuf en 2007 » Blois 20-21 novembre 2007.
- Martinez J, Le Bozec G, 2000 - Déjections porcines et problèmes environnementaux en Europe. *Cahiers Agricultures*, 9, 181-190.
- Messiga AJ, Ziadi N, Plénet D, Parent L-E, Morel C, 2010 - Long-term changes in soil phosphorus status related to P budgets under maize monoculture and mineral P fertilization. *Soil Use Management*, 26, 354-364.
- 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. 80p. téléchargeable sur le site //www.bordeaux.inra/tcem/

- Morel C, 2009 - Mobilité et biodisponibilité du phosphore dans les sols cultivés : mécanismes, modélisation et diagnostic. *Oceanis*, 33-1/2, 51-74.
- Morel C, Fardeau JC, 1991 - Phosphorus bioavailability of fertilizers: a predictive laboratory method for its evaluation. *Fertilizer Research*, 28: 1-9
- Morel C, Plenchette C, 1994 - Is the isotopically exchangeable P of a loamy soil the available P to growing roots. *Plant Soil*, 158, 287-297.
- Morel C, Tunney H, Plénet D, Pellerin S, 2000 - Transfer of phosphate ions between soil and solution. Perspectives in soil testing. *J. Env. Qual.*, 29, 50-59.
- Morel C, Cachot C, Martinez J, Peu P, Elsass F, Robert M, Fardeau J-C, 2004 - Evolution sur 12 ans de la solubilité, mobilité et lixiviation du phosphate dans un sol ayant massivement reçu du lisier. *Etude et Gestion des Sols* 11(4), 403-418.
- Morel C, Mollier A, Denoroy P, Plénet D, 2011 - Dynamics of organic P, C and N within the plough layer of a sandy soil continuously cropped and fertilized for 28 years. p. 235. In: "Organic matter dynamics – from soils to oceans". Book of abstracts of the 3rd international symposium on soil organic matter (ISSOM).11-14 July 2011, Leuven, Belgium.
- Nadem M, Mollier A, Morel C, Vives A, Prud'homme L, Pellerin S, 2011 - Relative contribution of seed phosphorus reserves and exogenous phosphorus uptake to maize (*Zea mays* L.) nutrition during early growth stages. *Plant Soil* 346, 231-244.
- Némery J, Garnier J, Morel C, 2005 - Phosphorus budget in the Marne Watershed (France): urban vs diffuse sources, dissolved vs. particulate form. *Biogeochemistry*, 72(1):35-66
- Nesme T, Senthilkumar K, Mollier A, Pellerin S, 2010 - A modeling approach to estimate P flows and balance at country scale : a case study for France. p.15. In: 6th international phosphorus workshop (IPW6). University of Seville, 27 september-1 october, 2010.
- Pellerin F, Pellerin S, Villette C, Boiffin J 2000 - Evolution du raisonnement de la fertilisation phosphate des grandes cultures. *Étude et Gestion des Sols*, 7, 53-71.
- Pellerin S, Dorioz J-M, Morel C, 2005 - *Bilan environnemental du phosphore*. In: *Sols et environnement* (Girard M.C., Walter C, Rémy J-C, Berthelin J, Morel J-L eds.), 628-649. Dunod, Paris.
- Pellerin S, Denoroy P, Hinsinger P, Jaillard B, Jordan-Meille L, Le Cadre E, Linères M, Mollier A, Morel C, Nesme T, Schneider A, 2009 - Sols et nutrition des plantes : nouvelles recherches sur la biodisponibilité des éléments minéraux. INRA Mensuel, Janvier 2009, 94-99. Editions Quae, Versailles, France.
- Ranger J, 2007 - Cycles biogéochimiques dans les écosystèmes forestiers. pp. 135-158. In: *Cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux* (Dirigé par G. Pedro). Rapport sur la Science et la Technologie n°27. Académie des Sciences. EDP Sciences, Les Ulis, France.
- Sinaj S, Richner W, Flisch R, Charles R, 2009 - DBF-GCH 2009. Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages. *Revue Suisse d'Agriculture* 41:1-98.
- Smit AL, Bindraban P, Schröder JJ, Conijn JG, van der Meer HG, 2009 - *Phosphorus in agriculture: global trends and developments*. Report Plant Research International 282. Wageningen.
- Stroia C, Morel C, Jouany C, 2007 - Dynamics of diffusive soil phosphorus in two grassland experiments determined both in field and laboratory conditions. *Agri., Ecosystems Env.* 119:60-74.
- Schvartz C, Muller J-C, Decroux J, 2005 - Cycle biogéochimique du phosphore. pp. 124-134. In : *Guide de la fertilisation raisonnée*. Editions France Agricole.
- Vertès F., 1995. Accumulation en phosphore et métaux lourds dans les sols d'exploitations d'élevage intensif en Bretagne occidentale. *Ingénieries-EAT*. Spécial Rade de Brest, 45-50.
- Ziadi N, Messiga A J, Morel C, Lalande R, Tremblay G, 2011 - Disponibilité du phosphore dans les sols de grandes cultures: état des connaissances au Québec. pp. 10-11. In: *Journée d'information scientifique des Grandes cultures : Ensemble pour la diffusion de la recherche agronomique*. Cahier des conférences.17 février 2011 à Drummondville (Québec).

Tableau 1. Principales caractéristiques physico-chimiques des sols des onze essais P de longue durée et de leurs caractéristiques du transfert des ions phosphate à l'interface solide-solution.												
Pays	Site	Argile	pH	Corg %	(Al+Fe)Tamm	CEC	v	w	p	$P_{r(0.1, 1j)}$	$PT_{(0.1, 1j)}$	$PF_{(0.1, 1j)}$
		%		%	mmol/kg	cm+/kg				mg P/kg sol	L/kg	
France	Pierroton (33)	5	5.8	2.2	36	3.9	0.4	0.19	0.54	13	25	0.93
France	Presly ()	6	5.8	0.6	56	1.9	1.7	0.54	0.36	7	36	0.87
France	Tartas (40)	6	5.9	1.0	nd	nd	1.9	0.72	0.36	5	36	0.83
France	Mant (40)	12	7.3	0.9	98	5.9	5.7	0.69	0.24	7	46	0.87
France	Theze (64)	19	5.8	1.8	nd	8.0	6.8	0.29	0.37	51	149	0.98
France	Janvilliers (54)	21	7.3	1.2	240	13.2	21.0	0.46	0.26	48	222	0.98
France	Bignan (29)	18	5.7	2.2	452	5.6	16.8	0.33	0.34	93	307	0.99
Suède	Umea	10	5.7	2.8	167	11	8.1	0.39	0.39	56	219	0.98
Suisse	Changins	54	6.7	2.5	nd	31	20.4	0.52	0.31	59	305	0.98
Madagascar	Andranomanelatra	50	4.8	3.1	519	4.6	35.3	0.34	0.37	238	809	0.996
Madagascar	Bemasoandro	71	4.4	2.7	326	5.6	39.6	0.41	0.36	211	866	0.995