

Le transfert diffus du phosphore dans les bassins agricoles : ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise

Jean-Marcel Dorioz et Dominique Trevisan

La pollution des milieux lenticques par le phosphore (P) se manifeste par l'eutrophisation, surproduction végétale dont les conséquences s'apparentent à celles d'une pollution organique (Vollenweider, 1968 ; Barroin, 1992). En France, l'importance des problématiques environnementales liées au phosphore a longtemps été sous-estimée. Les préoccupations relatives aux sources de phosphore diffuses agricoles sont de ce fait récentes (CORPEN¹, 1998).

Dans de nombreux pays, les sources diffuses agricoles de phosphore sont considérées, soit comme une composante forte des flux impliqués dans l'eutrophisation, soit comme une perspective inquiétante (CIPEL², 1988 ; Sharpley, 1995 ; Daniel *et al.*, 1998), soit encore comme un frein majeur à la réhabilitation des écosystèmes aquatiques. Il est donc probablement temps de s'intéresser plus à ce phosphore (Kronvang *et al.*, 2005 ; Barroin, 2003).

Les sources diffuses constituent un enjeu particulier en raison de la complexité des structures et des processus en cause : elles se caractérisent par des transferts intermittents vers le réseau hydrographique à partir des sols, lors d'épisodes pluvieux, par les écoulements de surface. Il s'agit donc de pollutions sans origine spatiale précise et en outre, imprévisibles.

La maîtrise du phosphore diffus a longtemps reposé sur des codes de bonne pratique visant à maîtriser l'érosion des sols, considérée comme

le moteur dominant des transferts. Depuis une décennie, des données nouvelles viennent nuancer, ou contredire selon les milieux, ce modèle simplifié. Une certaine diversité est désormais reconnue, aussi bien en ce qui concerne les modes d'acquisition de la charge en phosphore et ses facteurs de régulation, que les effets tampons susceptibles de la réduire. Au préalable, les conceptions sur l'érosion dans les zones tempérées avaient elles aussi largement évoluées (Boiffin *et al.*, 1988). Plus récemment, l'accroissement des stocks de phosphore dans les sols, notamment en zone d'élevage intensif, met en lumière d'autres risques de transfert et incite à mieux prendre en compte la spéciation du phosphore diffus (Haygarth et Jarvis, 1999 ; Lemerrier *et al.*, 2006). L'objectif de cet article est de tenter d'intégrer ces évolutions de connaissances dans une vue d'ensemble des transferts diffus du phosphore. Le propos n'est pas d'être exhaustif mais d'organiser les informations dans une perspective opérationnelle. Le niveau retenu pour cette synthèse est celui du bassin versant, niveau d'organisation pertinent en termes d'écoulements et de bilans de masse, mais aussi référence territoriale incontournable pour les suivis et l'action.

Dans un contexte opérationnel, le cadrage du problème prend une place particulièrement importante, d'où une réflexion initiale sur les états du phosphore dans l'environnement conduite autour d'une question : quel phosphore doit-on analyser pour rendre compte des impacts d'un flux de phosphore sur un écosystème sensible ?

1. Comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement.

2. La CIPEL (Commission internationale pour la protection des eaux du lac Léman) est une commission franco-suisse chargée de surveiller l'évolution de la qualité des eaux du lac Léman et de ses affluents.

Les contacts

Institut national de la recherche agronomique, 75 avenue de Corzent, BP 511, 74203 Thonon-les-Bains

Nous envisageons ensuite la relation entre les pertes diffuses et le mode d'occupation de sols, le but principal étant de discuter la responsabilité relative de l'agriculture dans la charge en phosphore des eaux continentales, puis les mécanismes de transfert à l'échelle du bassin versant et enfin les stratégies de gestion des pertes diffuses en phosphore.

Cadrage : phosphore et environnement

Le phosphore dans l'environnement

LE PHOSPHORE EST NATURELLEMENT RARE

Le phosphore est rare relativement aux besoins des végétaux terrestres ou aquatiques. De ce fait, il est fortement capté dans la biomasse et joue un rôle clé dans le contrôle de la productivité des écosystèmes. Ainsi, jusqu'à l'utilisation massive des engrais phosphatés (fin du XIX^e siècle), le phosphore constitue le nutriment limitant la production agricole nationale selon Boulaïne (1992). Le phosphore contrôle aussi l'état trophique des milieux aquatiques, en particulier celui des écosystèmes lentiques et des estuaires.

LE PHOSPHORE A UNE FORTE AFFINITÉ POUR LA PHASE SOLIDE

Le phosphore est un élément non volatil présent dans l'environnement sous forme phosphatée (Robert, 1996). Il se caractérise par une forte affinité pour la phase solide minérale : les formes ioniques (notées « PO₄ ») et certaines formes organiques sont activement fixées par les particules du sol, des suspensions et des sédiments en particulier par leurs fractions argileuses (sorption, chimi-sorption, inclusions...). Les phosphates peuvent également être précipités, en général sous des formes mal cristallisées ou amorphes, en particulier avec Al, Fe et Ca³. Les formes cristallisées (très variées et en général peu solubles) sont surtout des héritages des roches-mères (par exemple, les apatites). Au total, la composition du P-particulaire (terme qui regroupe l'ensemble des formes associées à des particules minérales et organiques) est aussi diversifiée que les phases solides qui lui servent de support. Il est classique cependant de tenter de distinguer des grands types de P-particulaire en relation avec l'abondance des composants qui représentent les supports privilégiés de cette fraction tels que CaCO₃⁴, oxydes de fer, phyllosilicates et matières

organiques. Plusieurs protocoles basés sur des extractions séquentielles plus ou moins sélectives proposent de rendre compte de ces grandes différenciations souvent qualifiées de « spéciation du P-particulaire ». Une procédure classique en limnologie est celle de Williams *et al.* (1976).

Bien que largement utilisées, ces techniques d'extraction font l'objet de critiques récurrentes : il s'agit plus de tests utiles pour des comparaisons que de véritables spéciations car les protocoles proposés ne permettent pas d'éviter la ré-adsorption et re-précipitations, les extractions ne sont pas spécifiques, les fractions obtenues sont hétérogènes en termes de type de liaison chimique, et enfin, les diverses formes organiques ne sont pas discriminées spécifiquement bien que de nombreux auteurs s'accordent pour souligner l'importance dans les écosystèmes de ce « P-organique » (Turner *et al.*, 2004)

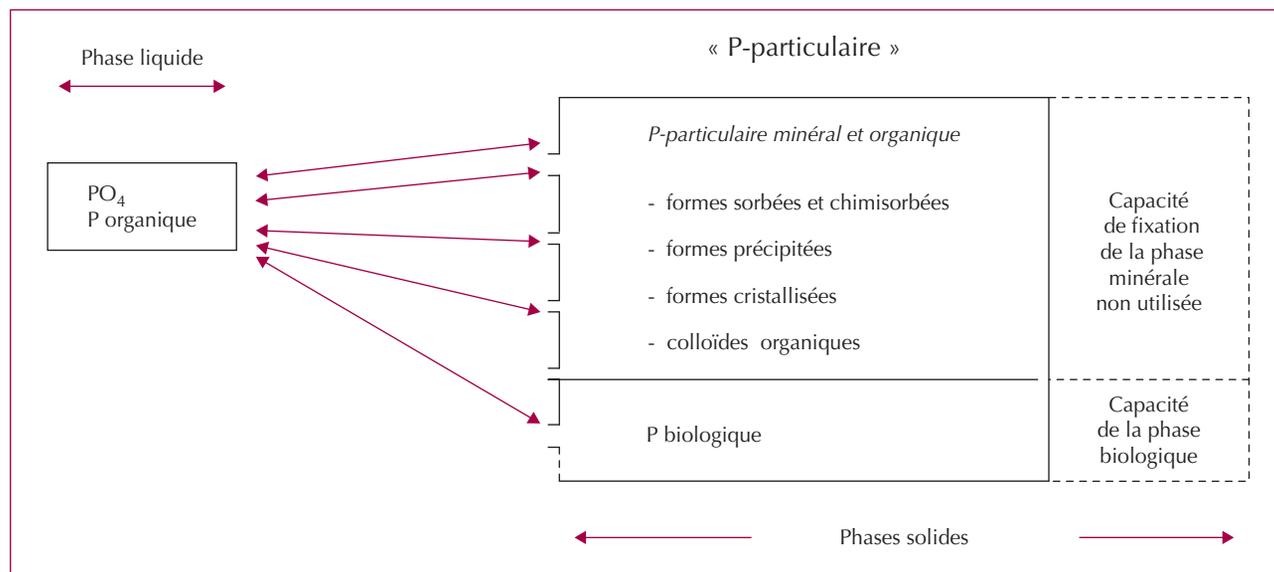
La forte affinité du P pour les phases solides et biologiques explique la dominance absolue de la fraction P-particulaire dans les milieux terrestres, l'accumulation de phosphore dans la biomasse à la surface des sols et le faible entraînement du phosphore par les eaux percolant dans les sols. Les conditions anaérobies peuvent cependant créer des niveaux inhabituellement élevés de PO₄ dans les sols ou les sédiments (la réduction des hydroxydes de fer libère des ions PO₄ préalablement fixés). Les évolutions saisonnières du potentiel redox sont donc des facteurs importants pour la dynamique du phosphore. Il en est probablement de même pour les alternances sécheresse-humidité ou gel-dégel qui favoriseraient la libération du phosphore à partir de la biomasse microbienne et des complexes organo-minéraux.

LES DYNAMIQUES D'ÉCHANGES P-DISSOUS ET P-PARTICULAIRE

La teneur des sols en formes dissoutes (P-dissous) est très faible (1-5 ppm) comparativement à celle en P-particulaire (500 à 1 500 ppm). La fraction dissoute très active est régulée par l'ensemble des processus biologiques et physico-chimiques assurant les transferts de phosphore entre phase liquide et phases solides (figure 1). La diversité des réactions impliquées dans ces dynamiques d'échanges (dissolution-précipitation, adsorption-désorption, absorption-dégradation...) et celle des substrats sur lesquelles elles opèrent, rendent difficile une approche analytique des équilibres dissous-particulaire et de leurs cinétiques. On

3. Aluminium, fer et calcium.

4. Carbonate de calcium.



utilise donc des caractérisations globales, isothermes d'adsorption, cinétiques de dilution isotopiques (Morel, 2002) ou tests biologiques, dont les résultats permettent, dans une certaine mesure, de prévoir la réponse des sols à des apports (fertilisation) ou à des pertes (absorption végétale), en fonction des concentrations initiales en phosphore et des propriétés spécifiques de leur phase solide. La fraction la plus rapidement échangeable est qualifiée de P-labile et souvent assimilé au PO_4 sorbé.

La « capacité de fixation » est une autre propriété : elle mesure l'aptitude des particules minérales à fixer les ions phosphates libres. Elle dépend en particulier de la charge en phosphore initiale et de l'abondance des surfaces réactives (argiles...), de la présence d'ions susceptibles de précipiter les phosphates (Ca ou Fe ou Al, selon pH^5) et de la teneur en matière organique. Sous l'effet d'apports excessifs cumulés, cette capacité de fixation peut tendre à se saturer, ce qui accroît la teneur en ions phosphates dans la solution du sol et en conséquence les risques de leur transfert vers l'environnement (Tunney *et al.*, 2003 ; Mc Dowell et Sharpley, 2001).

Le concept de capacité de fixation est aussi utilisé pour caractériser des suspensions et sédiments en tant que source ou piège à phosphore pour le milieu aquatique. Les isothermes d'adsorption permettent à Poulénard *et al.* (2007) de comparer la capacité de fixation de diverses sources de sédiments d'un même bassin versant et de souligner

le comportement particulier des matériaux issus des berges (figure 2). Les cinétiques de dilution isotopique fournissent des résultats similaires et mettent en évidence par exemple des gradients amont-aval de capacité de fixation (Dorioz *et al.*, 1998 ; Nemery, 2003).

Toutes ces mesures sont réalisées en conditions standard avec des rapports solides liquides élevés (1/10 en général) et stabilisés, ce qui permet des comparaisons utiles mais simule mal les dynamiques du milieu aquatique où le rapport solide/liquide varie constamment du fait de décantations ou de dispersions sélectives, comme c'est le cas par exemple dans l'interface affluent/lac ou lors des re-suspensions des sédiments. Les conséquences de ces dynamiques particulières en termes de flux de PO_4 échangés entre phases liquide et solides sont rarement envisagés.

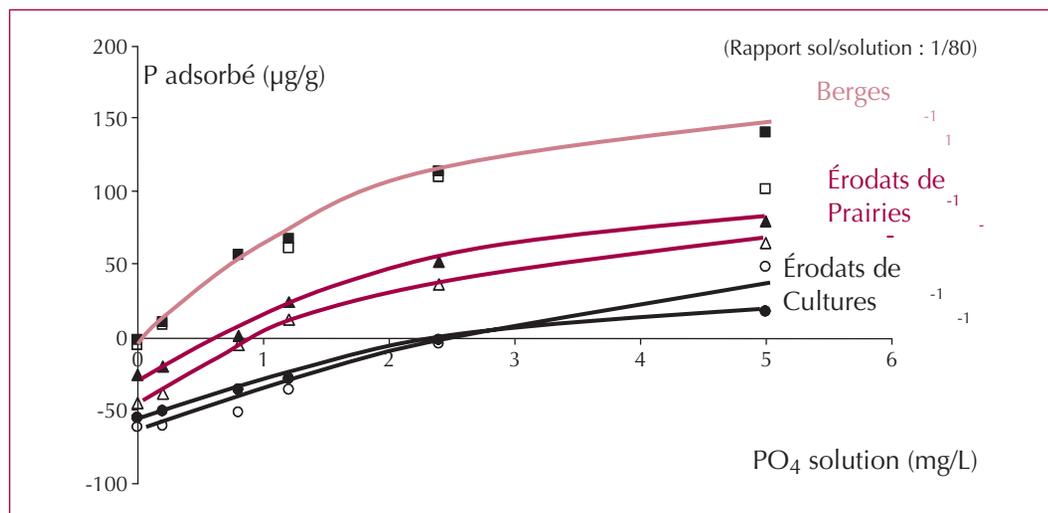
BIODISPONIBILITÉ POTENTIELLE

Seuls, les ions phosphates sont directement assimilables par les racines ou les algues. Le P-particulaire n'est pas pour autant inactif. Dans le cadre d'échanges sol-solution-racines ou eau-suspensions-algues, il peut fournir un flux alimentant des végétaux. Cette capacité à générer et à soutenir un flux nutritif constitue la « biodisponibilité » du P-particulaire. La biodisponibilité est un potentiel très variable qui se mesure en conditions standard et s'exprime plus ou moins dans le milieu naturel.

▲ Figure 1 – Représentation schématique des échanges entre P-dissous et P-particulaire.

5. Potentiel hydrogène.

► Figure 2 – Étude comparée de la capacité de fixation en ions phosphates isothermes ; d'adsorption de divers sources de sédiments du bassin de l'Albenche (Poulenard *et al.*, à paraître).



Les techniques disponibles pour l'évaluation de la biodisponibilité du phosphore dans les milieux aquatiques sont assez lourdes ; il s'agit soit de biotests utilisant des cultures algales monospécifiques, (Hanna et Dauta, 1983 ; Ekholm et Krogerus, 2003) ou des enzymes (Feuillade et Dorioz, 1992), soit des tests physicochimiques simulant ou traçant les effets biologiques, notamment des échanges avec des résines ou des traçages isotopiques au ^{32}PO (Morel, 2002). Les résultats obtenus permettent surtout des comparaisons. La transposition des valeurs en termes de flux dans le milieu naturel est plus délicate. Cette remarque vaut aussi pour les biotests qui ne simulent pas les conditions de terrain, ni en terme de matériel biologique, ni de rapport eau/algue/particule ou solide /liquide.

Quelle que soit la méthode de caractérisation retenue, la biodisponibilité du P-particulaire s'avère très différente selon l'origine du matériel sédimentaire ou des suspensions. La fraction biodisponible du P-particulaire, déterminée par biotests standardisés sur quelques sédiments récoltés lors du même étiage dans un petit bassin versant rural lémanique (Dorioz *et al.*, 1998), varie du simple au double (de 180 ppm à 270 ppm). Cette variabilité est non négligeable ; elle oppose à l'extrême, les matériaux associés à l'érosion des berges dont la biodisponibilité potentielle est faible (< 10 %), même insignifiante selon Young et De Pinto (1982), et les sédiments enrichis en phosphore au contact d'eaux usées, à forte fraction biodisponible (selon Sonzoni *et al.* [1982], la biodisponibilité des eaux usées domes-

tiques est quasi totale). Les sources associées à l'érosion des sols cultivées ont des propriétés intermédiaires (Sharpley *et al.*, 1992) mais avec une variabilité suffisamment faible pour que ces auteurs adoptent, pour des recherches globales, une valeur unique située autour de 20 %. Une telle simplification est opérationnelle mais ne tient pas compte du caractère dynamique de la propriété caractérisée. Le taux de phosphore biodisponible varie aussi, toutes choses égales par ailleurs, selon le rapport solide/liquide, la dilution augmentant fortement le taux d'extraction par les algues (Dorioz *et al.*, 1998).

La variabilité du P-particulaire, combinée à celle des transferts diffus, rend très lourde toute entreprise ayant pour objectif de mesurer le flux de P-biodisponible à l'exutoire d'un bassin, sur la base d'un des tests présentés précédemment. Des procédures simplifiées sont possibles : certaines extractions chimiques simples, dont les résultats sont par ailleurs bien corrélés avec ceux de tests algaux, peuvent ainsi servir d'indicateur applicable à de grandes séries d'échantillons de sédiments ou suspensions. C'est le cas du test de terrain proposé par Sharpley (1993). Le P-olsen, bien connu des agronomes et largement appliqué aux sols cultivés, pourrait aussi être intéressant à calibrer. Une corrélation significative et linéaire entre P-olsen et biotests est en effet observée, pour des sédiments de zones pilotes du bassin lémanique (Jordan-Meille, 1998). Il existe d'autres pistes de réflexion. On peut en particulier, en se référant à nos connaissances générales sur la distribution du phosphore dans la phase solide,

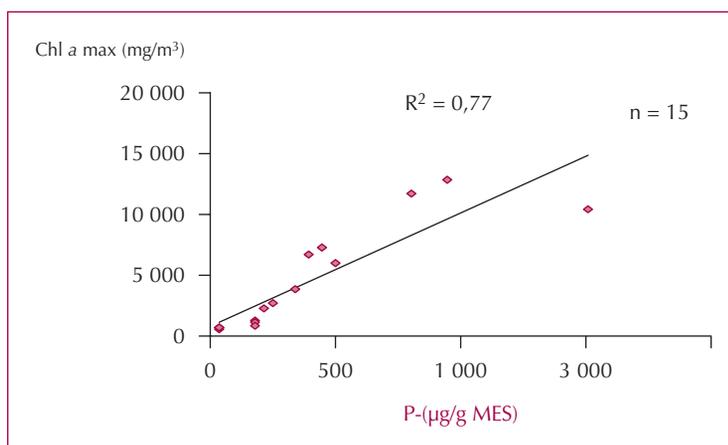
envisager l'existence de relations entre la teneur en phosphore de celle-ci et sa biodisponibilité. Cette hypothèse est testée pour le milieu calcaire (figure 3).

Devenir du phosphore dans les milieux aquatiques sensibles, notion de réactivité environnementale du phosphore

Le devenir du phosphore dans les milieux lenticques varie selon les caractéristiques du milieu récepteur. Une part des formes dissoutes est d'emblée assimilable par les algues ou les macrophytes, soit directement (ions phosphates) soit après action enzymatique (formes organiques). Cependant, les conditions ne sont pas toujours propices à une assimilation biologique (effet de la saison notamment). Les formes dissoutes peuvent alors être piégées par des particules en suspension ou précipitées, co-précipitées... et finalement contribuer à enrichir les sédiments profonds (au même titre que les particules organiques issues de la production biologique). La capacité de fixation des suspensions peut orienter en partie cette dynamique.

Le P-particulaire se comporte différemment dans l'écosystème. Il peut tout d'abord sédimenter. Il constitue alors une source de phosphore potentielle, remise en circulation soit lors de brassages, la re-suspension libérant des formes dissoutes et particulaires, soit lorsque des conditions anaérobies s'établissent à l'interface eau/sédiment libérant des ions phosphates. Le P-particulaire peut aussi, dans la zone photique, interagir directement avec le phytoplancton. Dans la mesure où une interaction se développe, le phytoplancton peut extraire une partie de la fraction biodisponible du P-particulaire. L'intensité de ce phénomène est contrôlée par l'abondance et l'état des cellules (état trophique...) et par la biodisponibilité du phosphore.

En résumé, pour rendre compte des impacts en terme d'eutrophisation, la connaissance globale du phosphore toutes formes confondues (ou P-total) est nécessaire mais insuffisante. En effet, le P-total est plus ou moins actif dans un contexte donné : 1) selon la partition dissous/particulaire et 2) selon la biodisponibilité de la fraction particulaire. Il serait d'ailleurs intéressant d'envisager plus largement la « réactivité environnementale » d'un flux ou d'une origine du phosphore, en considérant d'autres paramètres tels que la



capacité de fixation des suspensions associées (puit ou source), la quantité de PO_4 relargable en conditions réduites, voire des paramètres décrivant la réceptivité du milieu notamment l'époque de transfert.

La spéciation opérationnelle classique et ses limites

Adopter une spéciation du P-total dans les eaux représente une simplification qui doit refléter un bon compromis entre l'adéquation aux objectifs (en l'occurrence, décrire un impact potentiel en relation avec un transfert et des flux) et les contraintes de l'étude (rester applicable à un très grand nombre d'échantillons, condition nécessaire pour une évaluation représentative des flux en jeu à des échelles de temps pertinentes).

La spéciation classique (tableau 1) proposée pour les eaux est une base de travail incontournable. Elle distingue le phosphore filtrable à $0,45 \mu\text{m}$ (voire à $0,7$) qui est parfois dit « dissous » mais représente en toute rigueur le P-total eau filtrée (noté « P-tef »). Ainsi défini, le P-tef comprend les ions phosphates libres (directement réactif au molybdate), mais aussi des tri-polyphosphates, du phosphore organique (multiples molécules biochimiques) et des colloïdes fins. La fraction colloïdale participant au P-tef, est mal connue. Elle semble en général quantitativement peu importante et présente dans les eaux une dynamique peu différente des formes en solution. En conséquence, le P-tef peut être considéré comme une fraction assez homogène en termes de comportement. Le P-particulaire, bien que constitué de toute une série de composés, est dosé globalement. Une telle spéciation ne donne

▲ Figure 3 – Relation biodisponibilité et teneur en P-total des sédiments (biotests utilisant *Selenastrum capricornutum*, d'après Jordan-Meille, 1998).

6. Association française de normalisation.

▼ Tableau 1 – Spéciation du phosphore dans les sédiments (d'après Logan, 1982, modifié). Les formes soulignées correspondent aux déterminations faites selon le protocole Afnor⁶

	<i>Fraction désignée</i>	<i>Grandes caractéristiques chimiques</i>	<i>Biodisponibilité potentielle</i>
P-total eau brute (Pteb)	P-total eau filtrée (P-tef) ($< 0,45$ ou $0,7 \mu\text{m}$)	Phosphate (« PO_4 ») P-organique ; Triphosphosphate	Forte immédiatement ou après action d'exo-enzymes
	P-particulaire	P-labile « sorbé » facilement échangeable, ou hydrolysable, ou solubilisable	Forte et à court terme immédiate
		P-minéral relativement stable participant souvent à des composés avec Fe, Ca, Al	Très variable et à long terme
		P-organique relativement stable participant à des molécules humiques	Moyenne et à long terme

accès qu'à une partie des propriétés nécessaires pour caractériser la réactivité environnementale d'un échantillon. La mesure devrait au moins être complétée par une caractérisation directe ou indirecte, de la biodisponibilité du P-particulaire.

Pertes de phosphore diffus et modes d'occupation des sols

Quelques ordres de grandeurs

Les exportations de phosphore à l'exutoire des bassins versants dépendent de nombreux facteurs sur lesquels nous reviendrons. Le mode d'utilisation des sols (MUS), qui représente une synthèse partielle de nombre d'entre eux (type de couvert, activités agricoles...), est souvent considéré comme un indicateur du contrôle global qu'un paysage donné exerce sur ces exportations (Wang *et al.*, 2004). On justifie ainsi d'associer un type de MUS à une exportation annuelle ou « flux spécifique », exprimé en kg/ha/an , en général de P-total, et établi grâce à des suivis de petits bassins (de 10 à quelques centaines d'hectares) présentant ce MUS particulier. En pratique, seuls les grands types d'utilisation des sols notamment agricoles, sont documentés (vignes/cultures/prairies/forêt...). Pour rendre compte de la variabilité des conditions de mesures et des valeurs obtenues, les résultats sont en général présentés sous forme de fourchettes de valeurs.

Plusieurs synthèses bibliographiques sont disponibles (Pilleboue, 1987 ; Leite, 1990 ; Meals et Budd, 1994 ; Haygarth et Jarvis, 1999). Nous les récapitulons brièvement dans le tableau 2 et dégageons les ordres de grandeurs suivants pour l'échelle bassin versant.

1. Quelque soit le type d'occupation de sol considéré, les pertes annuelles de P-total sont de l'ordre du kg et ne correspondent qu'à une fraction négligeable du stock du sol (de l'ordre de la tonne). Elles sont également négligeables par rapport aux flux annuels en jeu dans les échanges sols-plantes ou par rapport aux fertilisations courantes (dizaines de kilos).

2. Les transferts vers le sous-sol dus à l'infiltration sont très modérés, généralement inférieurs à $0,1 \text{ kg/P-total/ha/an}$, essentiellement sous des formes dissoutes ; en profondeur, la charge des eaux est en général basse (concentrations moyennes annuelles $< 10 \mu\text{g P/l}$). Les transferts vers les eaux de surface sont plus élevés, de $0,1$ à $2,5 \text{ kg/P-total/ha/an}$ selon le MUS. Les flux transférés par les systèmes de drainage artificiel ne sont pas négligeables (jusqu'à $0,5$ parfois $1 \text{ kg/P-total/ha/an}$, selon Jordan Meille, 1998), bien que dans certains cas inférieurs aux pertes dues au ruissellement sur témoin non drainé (Castillon, communication personnelle). Les flux provenant de circulations latérales hypodermiques sont rarement étudiés ; Haygarth et Jarvis (1999) les

évaluent entre 1 à 3 kg P/ha/an dans les conditions particulières de lysimètres de taille parcelle.

3. La charge « naturelle » provenant des bassins forestiers ou de bassins d'altitude, est en général très basse (en général < 0,1 kg P-total/ha/an). Les périodes d'exploitation forestière sont rarement prises en compte bien que l'on puisse suspecter qu'elles déterminent un fort accroissement temporaire des pertes.

4. Dans les bassins agricoles, les pertes moyennes augmentent très nettement des herbages aux cultures. Le flux spécifique des zones d'herbages se situe en général en dessous de 0,4 kg de P-total/ha/an (les formes dissoutes sont dominantes). Certaines pâtures pourraient pourtant faire exception, avec des pertes atteignant 1 kg de P-total/ha/an. La présence de cultures dans un bassin se traduit presque toujours par une hausse nette des flux exportés, principalement sous l'effet d'une forte accentuation de l'exportation de formes particulières. Dans le détail, les pertes moyennes des zones cultivées varient de 0,7 à 2,5 kg P-total/ha/an. En Europe, les pertes maximales citées dans la bibliographie analysée, correspondent à 6 kg P-total/ha/an pour des bassins constitués uniquement de cultures annuelles ou dans certains vignobles en pente (CCE⁷, 1974 ; CIPEL, 1988). Finalement, les pertes annuelles des zones de cultures représentent globalement jusqu'à 5 fois celles des herbages et 20 fois celles des zones naturelles. Elles correspondent à des concentrations moyennes qui peuvent atteindre 100 à 300 µg/L de P-total avec plus de 50 µg/L de PO₄, et excèdent donc souvent les valeurs seuils généralement admises pour l'eutrophisation, soit pour les plans d'eau 25 à 50 µg P/L et pour les eaux courantes 75 à 100 µg P/L. À noter que le flux spécifique dû au ruissellement urbain qui résulte de la pluie et de la reprise des dépôts sur des surfaces imperméables, se situe dans la même gamme de valeurs que les cultures.

5. Le P-particulaire constitue l'essentiel (50 à 80 %) du P-total exporté annuellement aux exutoires des bassins cultivés (Sharpley *et al.*, 1993 ; Dorioz et Ferhi, 1994). Les exportations s'effectuent sur de courtes périodes et très majoritairement lors des épisodes de crues. Ces caractéristiques expliquent que l'érosion des sols ait longtemps été considérée comme le mécanisme principal d'acquisition de la charge en P d'origine diffuse des eaux de surface.

6. La bibliographie présente quelques lacunes majeures. La biodisponibilité moyenne du P-particulaire est insuffisamment évaluée (voir cependant CIPEL, 1988 ; Sharpley *et al.*, 1992), ce qui limite la portée des comparaisons entre sources de diffus, et entre diffus et ponctuel⁸. La relation pertes dues aux drainages et fonctionnement hydrique des parcelles drainées est peu documentée ; or, en théorie, c'est une source importante de variabilité. Enfin, les prairies étant peu soumises à l'érosion, elles sont peu étudiées malgré des risques manifestes associés à certains types de gestion de la pâture.

Les flux spécifiques sont utilisés de longue date pour évaluer l'impact global des terres agricoles dans des bassins à paysage complexe, en considérant que chaque MUS contribue selon son flux spécifique et sa surface (Beaulac et Reckhow, 1982 ; Zobrist et Reichter, 2006). Les limites de ce type d'approche doivent être reconnues avant usage :

– la variabilité hydrologique annuelle (nombre et intensité des crues) introduit des fluctuations qui n'entrent pas dans les bornes des fourchettes des flux spécifiques ;

– le concept de flux spécifique repose implicitement sur une représentation très simplifiée des mécanismes de la pollution diffuse.

7. Commission des communautés européennes.

8. Rejets s'effectuant en des points précis sans relation avec la pluie (égouts divers...).

Mode d'occupation des sols	Bassins forestiers et agricoles extensifs	Bassins agricoles		Bassins urbains (ruissellement urbain)		Comparaison avec les rejets ponctuels domestiques*
		Prairies	Cultures	Résidentiel	Industrielle	
P-total en kg/ha/an	0,04 à 0,2	0,1 à 1,1	0,7 à 2,5	0,5 à 1,5	1,2 à 2,5	0,8
(% de P-tef)	(< 50 %)	(20 à 50 %)	(10 à 40 %)	(≥ 40 %)	(≥ 40 %)	(80 %)

* Rejets moyens calculés pour une zone rurale française (cf. texte).

◀ Tableau 2 – Flux spécifiques de quelques modes d'occupation des sols, exprimés en kgP/ha/an.

Peut-on faire l'impasse sur le phosphore diffus ?

Une comparaison entre flux spécifiques agricoles et flux de P-total produits annuellement par les rejets ponctuels domestiques ramenés à l'hectare (tableau 2), permet une première évaluation du poids relatif du diffus dans la charge en phosphore des réseaux hydrographiques. Cette évaluation, appliquée au niveau national, prend en compte une densité de 100 hab/km², un rejet moyen de 2,8 g/jour/hab et des taux moyens de rétention par les systèmes de traitement des eaux usées de l'ordre de 20 à 30 % (Pellerin *et al.*, 2005). Ainsi calculé, le flux annuel de P-total domestique s'élève à environ 0,8 kg P/ha/an, soit deux voire trois fois plus que les zones d'herbages ou l'équivalent de la valeur inférieure du flux spécifique des zones de culture. L'hectare moyen du territoire français étant approximativement partagé à parts égales entre cultures, herbages et milieux naturels, on peut estimer que les contributions à la charge en P-total du diffus agricole et du ponctuel domestique sont du même ordre de grandeur. Pellerin *et al.* (2005), sur la base des entrées de phosphore au niveau national et de coefficients de transfert, aboutissent à des ordres de grandeur situant pour la France, le rapport apports ponctuels totaux/apports diffus agricoles, à 50/50 %. En conséquence, le P-total transporté par nos rivières serait autant d'origine ponctuelle que diffuse. Cependant, à flux égal, l'impact environnemental des rejets domestiques est plus fort en moyenne que celui des rejets diffus, du fait d'une spéciation dominée par des formes biodisponibles et d'apports constants pendant toute la période de végétation.

Cette différence d'impact ne suffit pas, à notre avis, à justifier une impasse sur le phosphore diffus car :

- il représente souvent une charge suffisante en lui-même pour maintenir la dégradation et limiter l'efficacité des mesures de lutte prises, par ailleurs, contre les sources ponctuelles ;
- il est logique que le poids relatif des apports diffus s'accroisse dans un futur proche en raison de l'amélioration générale de l'assainissement des eaux usées ;
- dans nombreuses régions, les apports excédentaires de phosphore sur les sols constituent une augmentation notoire du risque de son transfert des sols vers les eaux ; ce phénomène considéré

comme un problème environnemental européen majeur depuis une dizaine d'années (Tuney *et al.*, 1997) ;

- dans des régions particulièrement sensibles à la pollution par le phosphore, l'absence d'action est incompatible avec l'image de multifonctionnalité et de qualité, choisie par l'agriculture ;

- en maîtrisant les transferts diffus de phosphore, on maîtrisera aussi le transfert vers les eaux de surface, d'autres polluants ayant une dynamique proche de celle du phosphore.

Il semble donc logique de mettre en place dès à présent des actions de lutte contre les transferts diffus de phosphore. Les connaissances de base pour raisonner de telles mesures sont en grande partie disponibles

Mécanismes des transferts diffus de phosphore

Le transfert de phosphore des sols aux eaux de surface est la résultante d'une suite de processus hydrologiques et physicochimiques agissant localement dans le sens d'une augmentation de la charge en phosphore des eaux (il s'agit de l'acquisition), ailleurs dans le sens d'une diminution de celle-ci (phénomène qualifié d'« atténuation »). Les processus d'acquisition sont bien connus (Ryden *et al.*, 1973 ; Haygarth et Jarvis, 1999). Ils sont caractéristiques des « zones actives » pour le déclenchement des écoulements de surface. Les processus d'acquisition se développent à la faveur de ralentissements ou d'infiltrations des eaux, dans des zones qui de ce fait constituent des « zones tampons ». Enfin, à toute étape du transfert, il existe des échanges possibles d'ions phosphates entre phase solide (suspension ou surface de sol) et phase liquide. Leur développement dépend des temps de transferts considérés.

Transferts sols-eaux : acquisition de la charge des eaux

Le transfert de P-total des sols vers les milieux aquatiques est étroitement associé aux périodes de pluies et aux écoulements de surface. L'acquisition de la charge en phosphore des eaux suit donc un patron spatial aussi complexe et variable que celui qui caractérise ce type d'écoulement. Nous le décrivons en considérant, par commodité, trois niveaux d'organisation représentatifs des mouvements du phosphore et de l'eau dans un bassin agricole.

À L'ÉCHELLE DE LA STATION (100 M2)

L'eau de la pluie n'est pas exempte de phosphore. Dans le contexte lémanique par exemple, les teneurs en P-tef varient de 10 à 50 µP/L pour un flux annuel de P-total de 0,5 à 1 kg P/ha/an (Pilleboue, 1987). La pluie présente même souvent des teneurs supérieures à celles des sources ou des nappes. La charge des précipitations s'accroît nettement, pour atteindre quelques centaines de µg, au contact des feuilles, de la litière puis dans la couche surface du sol (0-2 cm). À ce dernier niveau, du phosphore est extrait, de la phase solide par dissolution et échange ou par détachement de micro-particules, et de l'eau porale par simple mélange. Quand les conditions physiques s'y prêtent (imperméabilité du sol ou saturation en eau par suite d'une accumulation en bas de versant par exemple), une lame d'eau superficielle se développe. Son contenu en phosphore résulte des processus précédents et est surtout constitué de P-tef (Yli-Halla *et al.*, 1995).

L'intensité de ce transfert initial sol-eaux dépend de la teneur en formes labiles du phosphore à la surface du sol et donc des pratiques culturales qui aboutissent à sur-concentrer le phosphore en surface, soit de façon constante (zéro labour), soit temporairement (décalage entre l'épandage de fertilisants organiques et leur enfouissement). Il existe d'ailleurs une corrélation significative entre phosphore labile de la surface du sol et teneurs en P-tef des écoulements (Sharpley, 1995 ; Sharpley et Smith, 1992), ce qui traduit une dépendance forte entre flux et stocks.

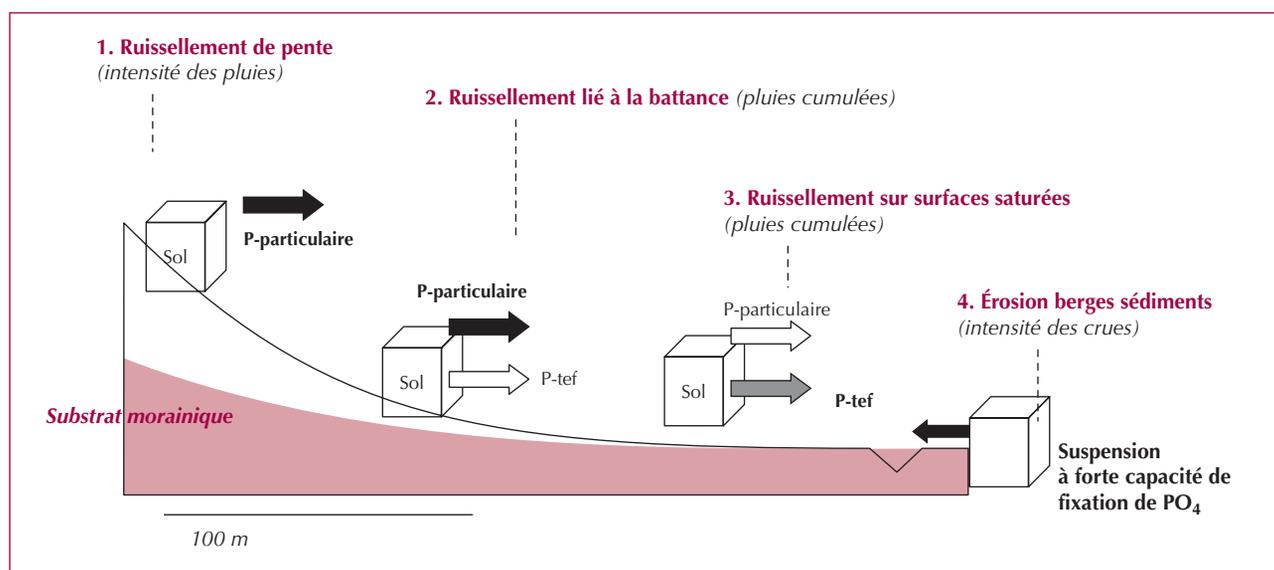
La fraction de l'eau qui s'infiltre perd progressivement sa charge dissoute au contact de la matrice du sol. Ce phénomène est à l'origine des faibles teneurs en P-tef des eaux du sous-sol (typiquement < 10 µg P/l). Mais il peut perdre de son efficacité dans le cas de transferts rapides d'eau et/ou de fortes concentrations en phosphore dans le sol, situations qui accroissent la mobilité du phosphore dans le profil. Les transferts rapides sont associés aux drainages ou à l'existence de voies préférentielles d'écoulement, verticales ou latérales (Beauchemin *et al.*, 1998 ; Simms *et al.*, 1998 ; Haygarth et Jarvis, 1998). Les sols à teneurs élevées en phosphore sont fréquents ; la surfertilisation phosphatée est une tendance lourde dans certaines régions d'Europe (Tuney *et al.*, 2003). Il s'ensuit une possibilité accrue d'exportations de P-tef par écoulements de sub-surface avec des effets de seuils décrits par Heckrath *et al.* (1995).

À L'ÉCHELLE D'UN VERSANT (1-10 ha)

Les écoulements s'organisent à l'échelle d'un versant (figure 4). Ils sont d'origines diverses : ruissellements hortonien, sur surface saturée et de sub-surface, chacun correspondant à des modalités et des potentialités spécifiques de transfert de phosphore. Ils ne sont pas systématiquement érosifs.

Dans le cas de ruissellements en nappe, la lame d'eau s'écoule sans entaille érosive et les teneurs en suspensions restent faibles avec un détachement préférentiel de particules fines souvent à

▼ Figure 4 – Exemple type de variabilité du transfert de phosphore des sols aux eaux, en zone de culture et à l'échelle versant/bassin versant ; relation avec la variabilité du ruissellement (d'après Jordan-Meille, 1998, modifié).



teneurs élevées en phosphore. La fraction dissoute extraite du sol, voire de ces suspensions, reste alors en général la charge dominante. Ce type de situation est rencontré lorsque le ruissellement ne possède pas une énergie de cisaillement suffisamment forte ; c'est le cas sur prairie en raison d'une forte cohésion sol-végétation ou du ruissellement sur zone saturée dont les vitesses d'écoulement sont en général réduites (du fait de localisations préférentielles sur des bas de versants à pentes faibles).

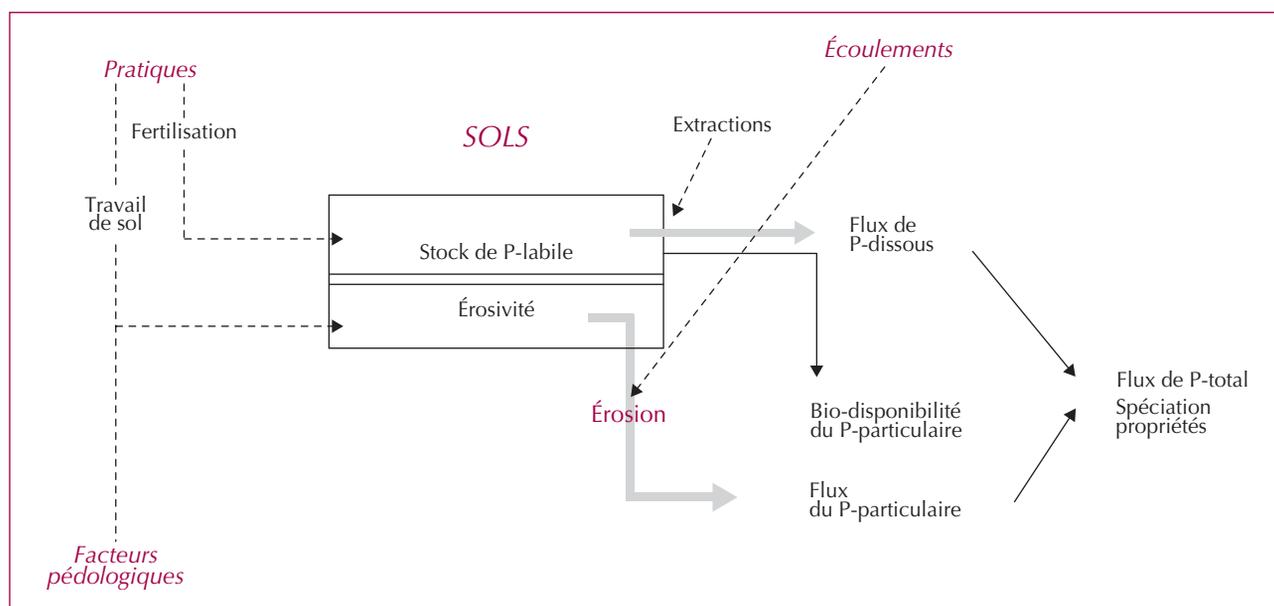
Les formes de ruissellement linéaire, soit généralisé et lié à la pente, soit concentré localement par le tassement (traces de roues) ou la topographie (dépressions), présentent une énergie de cisaillement souvent suffisante pour détacher massivement des particules. Ceci se traduit par des entailles et par l'acquisition d'une forte charge en P-particulaire qui devient la fraction dominante du P-total et peut atteindre plus d'1 mg de P/l. La quantité de P-total ainsi mobilisée varie selon la sensibilité des sols à l'érosion, caractéristique qui dépend de facteurs hydro-pédologiques bien connus (pluies, état de surface des sols, végétation, topographie), et qui s'exacerbe aux moments des semis et des chantiers de récolte. Dans un contexte érosif, la teneur en phosphore labile des horizons de surface érodés influe donc peu sur les quantités de P-total exportées à l'exutoire. Le P-labile contrôle néanmoins le flux de PO_4 et probablement la biodisponibilité du P-particulaire transféré (Yli-Halla *et al.*, 1995). Au total,

les relations stocks des sols/flux exportés s'avèrent complexes : le stock de phosphore contrôle la charge en formes dissoutes, les propriétés du P-particulaire transféré, mais pas la quantité de P-particulaire exportée, qui dépend surtout de mécanismes érosifs (figure 5).

Dans le cas de céréaliculture et de sols très sensibles à la battance tels que les sols du nord-ouest de la France, le ruissellement érosif peut prendre un caractère spectaculaire et s'apparenter à des coulées boueuses. Ce type d'événements est relativement peu fréquent mais provoque des transferts massifs de P-total avec des charges exceptionnellement élevées (jusqu'à 1 kg P-total/ha pour un seule crue), autant sous formes dissoutes (jusqu'au mg/l) que particulaire (parfois > 10 mg/l) (Angeliaume, 1996).

La contribution des écoulements de sub-surface est moins connue (Haygarth et Jarvis, 1999). Leurs concentrations moyennes peuvent être élevées : 100-200 $\mu\text{g P/L}$ en P-tef dans ces eaux, selon Simms *et al.* (1998). Les suivis de certains bassins cultivés suggèrent que, lors des crues de reprise hydrologique automnale, ce type de transfert constitue une importante origine du phosphore exporté (Jordan-Meille *et al.*, 1998 ; Dorioz et Ferhi, 1994). Les concentrations moyennes en P-tef relevées aux exutoires sont alors exceptionnelles pour le contexte étudié ; elles semblent résulter de l'extraction de solutions de sols à forte teneur en phosphates.

▼ Figure 5 – Déterminismes des flux et des caractéristiques du P-total exporté à partir de sols cultivés : une part seulement du flux est stock dépendante.



À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT

(EN GÉNÉRAL > 5 À 10 ha)

Certains phénomènes dont les conséquences sont parfois encore mal évaluées, s'expriment surtout à l'échelle du bassin versant. Il s'agit tout d'abord d'effets liés au transfert dans le réseau hydrographique. Il s'accompagne principalement de tris granulométriques et d'évolutions géochimiques (changements de qualité d'eau ou alternance réduit oxydé dans les sédiments). Quelques études montrent comment ces phénomènes affectent la spéciation du phosphore. Les sédiments stockés dans les fossés agricoles apparaissent ainsi globalement appauvris en P-biodisponible par comparaison aux sols dont ils proviennent (Dorioz *et al.*, 1998). Les sédiments des rivières méditerranéennes offre un exemple plus spécifique, avec un accroissement de la contribution de la fraction du phosphore liée au fer (Saavedra et Delgado, 2005). L'influence quantitative de ces phénomènes sur le régime et la nature des exportations n'est pas connue.

L'échelle du bassin versant se traduit aussi par de nouvelles origines possibles pour le P-total. Une charge supplémentaire de P-dissous est produite par les bas fonds et les zones inondées, en conditions réductrices. Du P-particulaire est fourni par l'érosion des berges et la resuspension des sédiments du réseau hydrographique (figure 4). Les matériaux constituent des sources de pouvoir fixateur pour les ions phosphates et peuvent de ce fait contribuer à la rétention du phosphore au niveau des sédiments, voire des suspensions (Dorioz *et al.*, 1998 ; Jordan-Meille et Dorioz, 2004). Il existe enfin des érosions de parcelles cultivées dues à des débordements de fossés ou à des écoulements à partir de routes. Dans la région lémanique, 20 % des parcelles sont affectées par ce phénomène (Trévisan *et al.*, 1996).

Transferts eaux-sols : réduction de la charge en phosphore dans les zones tampons

DÉFINITIONS

La quantité et la qualité du phosphore exporté par un bassin versant dépend aussi d'effets tampons intervenant entre l'émission et l'exutoire. Le processus déclenchant est en général un ralentissement des écoulements de surface, associé à un changement de rugosité et/ou à une infiltration, qui provoque une décantation due à la baisse de

la capacité de transport de la charge solide et/ou une injection de la charge dissoute dans le sol. Il s'ensuit des stockages de P-total qui s'opèrent dans divers types de structures naturelles ou créées telles que dépressions, bas de parcelles, bandes herbeuses, prairies, haies, ripsylves...

Le devenir des stocks ainsi constitués est variable selon le milieu concerné. La rétention est parfois trop éphémère (d'une crue à l'autre) pour modifier réellement la dynamique de transfert. Si la rétention est assez durable, le P-total n'étant pas volatil, il s'accumule et éventuellement peut changer de spéciation, soit par des insolubilisations, soit par des transformations entre P-minéral et P-organique. Les stocks ainsi créés tendent souvent à être partiellement relargués, notamment à partir des litières, en période hivernale et sous forme dissoute (Usi Kampa *et al.*, 2000). Dans ce contexte, une structure du paysage est une « zone tampon » si son bilan indique une rétention du P-total avec réduction d'impact potentiel. Le concept de zone tampon est discuté de façon originale par Viaud *et al.* (2005).

À L'ÉCHELLE DE LA PARCELLE

Des rétentions nettes et significatives (> 50 %) de P-particulaire et de P-dissous sont enregistrées sur de relativement longues durées (de la saison à une à trois années), dans des référence telles que les dispositifs enherbés expérimentaux (CORPEN, 2002), certaines prairies, zones humides ou ripsylves. Cependant, les données disponibles sont incomplètes car peu d'études vont au-delà du bilan entrées-sorties à court terme de P-total. En fait, les changements de spéciation entre entrées et sorties sont rarement pris en compte. Or, les zones tampons sont aussi des transformateurs de spéciation. Ainsi en crue, la rétention est souvent déjà sélective et porte préférentiellement sur la fraction la moins biodisponible, d'où corrélativement un accroissement de la proportion de P-biodisponible dans les sorties éventuelles. Sur un autre pas de temps, les relargages automnaux de phosphates dissous issus du lessivage de la litière, représentent un recyclage biologique d'une fraction du P-particulaire retenue au préalable. Mais ce type de pertes s'observe dans une période de faible activité des milieux aquatiques ; le bilan général reste donc à faire.

La question du risque de saturation à long terme des zones tampons, saturation physique par dépôts de sédiments ou saturation en phosphore,

est également peu traitée (Dorioz *et al.*, 2006). Pourtant, ces évolutions, qui semblent inexorables, pourraient permettre à terme des relargages de phosphore. Ce risque est d'ailleurs à envisager pour tous les « dispositifs enherbés » mis en place à l'aval des parcelles cultivées pour intercepter le ruissellement : quelque soit le polluant visé, le phosphore s'accumule ! Un risque de relargage existe aussi pour des prairies en position de jouer un rôle tampon. Dans le cas étudié par Trevisan et Dorioz (2000), le ruissellement émis par des cultures, en traversant des prairies de fauche, perd une forte part de son P-total initial mais gagne en forme dissoute, ceci d'autant plus que la fertilisation organique est forte. Une limite aux effets bénéfiques des systèmes tampons est donc le risque de créer, à terme (une dizaine d'années semble un délai raisonnable) et/ou du fait de pratiques non adaptées, des sources de phosphore.

Une façon de retarder les échéances consiste à soigner l'entretien des zones tampons (état de surface et exportations) pour maintenir ses performances. Il importe aussi de ne pas miser exclusivement sur les effets tampons pour abattre la pollution diffuse mais de mettre en place une gestion globalement meilleure du phosphore et du ruissellement. Ces réserves levées, l'installation de dispositifs tampons est une pratique pertinente, qui permet un gain appréciable dès la première année. Le dimensionnement est d'autant plus modeste (quelques mètres de large s'il s'agit de bandes) que l'interception concerne du ruissellement non concentré.

À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT

L'effet cumulé des divers types de zone tampon est difficile à évaluer. La démarche naturelle consistant à extrapoler les résultats obtenus dans des sites de références n'est en général pas envisageable, car le fonctionnement des structures tampons varie énormément, selon des conditions locales non mesurables telles que la microtopographie, selon leurs positions dans le paysage et selon l'état des réseaux d'écoulement qui peuvent ou non connecter structures tampons et zones émettrices (Merot et Durand, 1997). Les principaux outils disponibles pour une approche globale sont en fait des modélisations et des expérimentations en vraie grandeur.

Les modèles empiriques basés sur l'analyse des relations flux de phosphore mesurés/occupation de sols, valident en général l'hypothèse d'une

réduction non négligeable de la quantité de P-total transférée. Ainsi Wang *et al.* (2004) évalue à un quart le flux retenu lors des crues par l'ensemble des marais de grands bassins agricoles du Vermont. La mise en place d'un ensemble de zones tampons dans un bassin pilote constitue un autre test. Michaud (2005) enregistre sur cette base 30 % de baisse du flux de P-total exporté, dès la première année, grâce à un aménagement complet de dispositifs enherbés et de ripisylves dans un bassin de grandes cultures du Sud-Québec, auparavant totalement homogène et dépourvu de zones tampons.

Système de transfert du phosphore dans un bassin versant

Relativement aux pertes diffuses de phosphore, un bassin versant ne se comporte pas comme une somme de parcelles émettrices et de zones tampons dont les effets s'additionnent. Il faut plutôt concevoir le bassin versant comme un « système de transfert », c'est-à-dire un ensemble interactif et hiérarchisé de structures naturelles et anthropiques organisées partiellement en cascades amont-aval, qui stockent, transforment, émettent du phosphore et contribuent à son transfert à l'exutoire *via* des connections hydrologiques (figure 6). Cette formalisation est discutée à partir de l'expérience acquise sur des bassins de petites tailles (< 50 km²).

FONCTIONNEMENT GLOBAL

Le fonctionnement global du système dépend d'une triple dynamique :

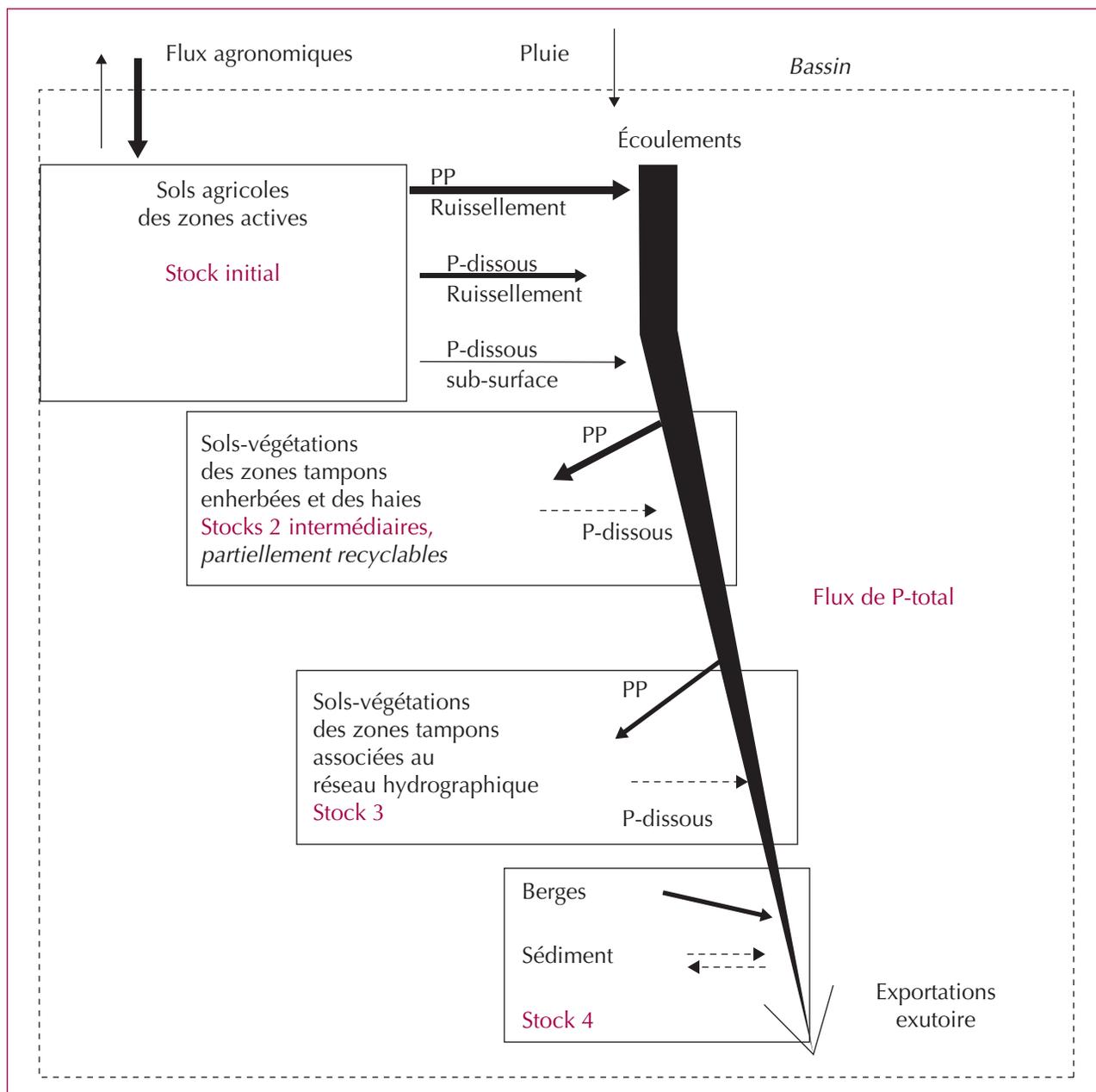
- création de stocks mobilisables ; l'élaboration de ces stocks à la surface des sols est associée à des pratiques agricoles et des processus physiques et biogéochimiques ;
- fonctionnement hydrique de la couverture pédologique qui conditionne l'époque, les lieux (zones actives) et les modalités du transfert initial sols-eaux ; la nature des écoulements détermine les formes dominantes du phosphore transféré ;
- transport *via* les écoulements et le réseau hydrographique qui peut s'accompagner de baisses de la charge polluante dans des zones tampons, ou au contraire mobiliser de nouvelles sources de phosphore telles que l'érosion des berges, voire permettre des interactions (dissous/particulaire) ; la fonction tampon s'accompagne obligatoirement de la création de stocks intermédiaires, souvent partiellement remobilisables.

Le transfert dans le bassin intervient lors des crues, avec des intensités très variables. Il est classique de considérer que l'essentiel du flux P-total est exporté par un petit nombre d'évènements érosifs. Mais ce constat ne vaut ni pour tous les milieux, ni pour toutes les saisons. En fait, les transferts directs à l'exutoire à partir de sols érodés ne sont probablement que des cas particuliers ; ils n'expliquent pas à eux seuls la variabilité observée. Fréquemment, les événements érosifs intenses

reconstituent les stocks intermédiaires (bas de pente, fossés...) qui ensuite sont la source principale de P-particulaire. Le transfert du phosphore est donc au moins partiellement discontinu.

Dans ce contexte, il n'est pas étonnant que le système ne réponde pas directement aux entrées de phosphore (fertilisations) sauf exception (épandages suivis de pluies). Ce n'est qu'à long terme (> décennies) que le niveau moyen des entrées

▼ Figure 6 – Représentation schématique du système de transfert du phosphore à l'échelle bassin versant.



influence la qualité du P-total exporté (biodisponibilité, dissous/particulaire) et, au-delà de seuils qui restent à déterminer, dans certains cas sa quantité (sur-enrichissement des sols).

ORGANISATION SPATIALE

La charge des eaux en P-total résulte très majoritairement d'interactions sols-écoulements de surface complétées, dans le réseau hydrographique, par des interactions sédiments-écoulements. Le sens et l'intensité de ces interactions déterminent deux fonctionnements antagonistes : zone active où s'effectue l'acquisition de la charge en P-total et zone tampon où s'opère, à l'aval, une réduction de celle-ci portant plutôt sur la fraction particulaire. Les processus impliqués dans ces fonctionnements ne se traduisent pas par un déterminisme global simple des flux en fonction des stocks (figure 5).

La distribution relative des zones actives et tampons dans un bassin versant dépend du MUS, de l'état hydrique, des pratiques... L'organisation spatiale du système de transfert est donc soumise à l'état et à l'organisation du territoire. Certaines composantes de ce territoire sont invariantes au pas de temps annuels ou pluriannuels. Il s'agit en premier lieu de structures relevant du cadre physique tels que pentes ou sols, mais aussi de structures « semi-naturelles » pouvant faire fonction de zones tampons (prairies permanentes, haies...) et de certains émetteurs (berges, drainages, le cas échéant parcelles agricoles spécialisées). Les zones agricoles se caractérisent à l'inverse par une forte variabilité interannuelle due pour l'essentiel aux rotations culturales et à l'évolution du contexte de production agricole.

VARIABILITÉ SAISONNIÈRE

Les changements d'état hydriques et physiques des sols provoquent une variabilité saisonnière dans la distribution géographique des zones actives. Ceci s'accompagne de changements dans les modalités dominantes d'émission du P-total et donc dans la spéciation du phosphore transféré. Il s'ensuit une particulière complexité du patron spatial et temporel de l'acquisition de la charge en phosphore des eaux. Il en résulte parfois une disjonction partielle, en termes de lieux et d'époque d'émission, entre formes dissoutes et particulaires.

Les zones tampons de tout type ont également des fonctionnements saisonniers. Selon leur état hydrique et/ou végétal mais aussi selon le type de

ruissellement intercepté, leurs bilans entrée-sortie varient. Elles fonctionnent de façon dominante comme des filtres, mais aussi secondairement comme des sources. À l'échelle du paysage, il existe une tendance à la synchronisation du fonctionnement de ces zones mais la capacité tampon maximale n'est pas forcément associée aux périodes d'émissions les plus intenses.

Toutes ces variabilités saisonnières du système de transfert, en combinaison avec l'intensité des événements pluvieux, affectent le régime d'exportation de phosphore à l'exutoire. Cette hypothèse a été testée par Dorioz et Ferhi (1994) et Jordan-Meille (1998) dans des petits bassins de la région lémanique. Leurs observations montrent que les exportations, lors des événements pluvieux, se différencient selon le type d'émetteur mobilisé (et donc de stocks actifs), selon l'état du bassin (connections et zones tampons) et les écoulements associés. Étant donné l'existence de déterminismes communs aux structures impliquées dans le transfert, il ne se développe au total qu'un petit nombre de combinaisons émetteurs-états-écoulements. Celles-ci se succèdent dans l'année et règlent, avec l'intensité des événements pluvieux, le régime annuel des exportations de phosphore (quantités et qualités). Les crues de reprise hydrologique représentent une situation type : elles surviennent à l'issue d'une longue période d'étiage propice à la formation de stocks temporaires, sont caractérisées à l'exutoire par les fortes quantités de P-dissous exportées, un P-particulaire à forte biodisponibilité et un rapport N/P élevé ; le transfert de sub-surface semble être le mode de migration dominant ; les versants et bas de versants sont les zones actives dominantes. D'autres crues sont au contraire remarquables par la faible biodisponibilité du P-particulaire exporté qui provient alors souvent de divers stocks d'érodats accumulés en bas de parcelles ou dans les rigoles et fossés. Les crues impliquant du ruissellement érosif constitue un autre type à caractéristiques plus moyennes.

Quelques réflexions sur la gestion des transferts de phosphore diffus

La volonté d'éclairer les décisions publiques en matière de lutte contre la pollution diffuse accompagne en général la plupart des recherches sur la dynamique du phosphore dans les bassins versants. Les décisions ou recommandations générales à l'échelle de pays relèvent

d'études réalisées par des groupes d'experts tels que le CORPEN (1998). Une synthèse est en cours à l'échelle européenne avec le COST 869 (« *Mitigation options for nutrients reduction in waters and ground waters* »⁹). Les interventions ou les diagnostics s'organisent également régionalement (Latreille *et al.*, 1993 ; Trévisan *et al.*, 1996 ; Arousseau, 2002) ou localement (quelques dizaines de communes), par exemple dans le cadre d'actions contre l'eutrophisation de lacs ou de retenues (Trévisan *et al.*, 1996). Les réflexions proposées dans ce paragraphe sont représentatives de mesures préconisables pour les activités agricoles et le développement, à ces échelles locales. Elles sont présentées de façon caricaturale et selon les niveaux d'organisation caractérisant le système de transfert du phosphore (tableau 3).

Agir à la source

Les actions concernent la maîtrise des quantités épandues et le calendrier d'épandage. Le premier risque à contrôler est la sur-concentration temporaire en phosphore dans les premiers centimètres du sol. Ceci s'obtient en 1) évitant que des apports coïncident avec le début d'une période à risque de ruissellement ; 2) réalisant les labours le plus rapidement après l'épandage de fertilisants pour favoriser une certaine incorporation du phosphore au sol. Parallèlement, il est nécessaire d'éviter les excès de phosphore dans l'ensemble du sol, en limitant les apports aux besoins de la culture (Pellerin *et al.*, 2005), ce qui peut signifier de faire des impasses sur la fertilisation minérale. L'ensemble de ces préconisations vaut pour toutes les exploitations et suppose souvent, dans les zones d'élevage, une amélioration des capacités de stockage des matières organiques, indispensable pour réaliser une véritable gestion de ces fertilisants.

Réduire le ruissellement à l'échelle parcelle

Une baisse de fréquence et d'intensité du ruissellement limite les pertes de phosphore. De fait, la plupart des mesures de lutte contre le ruissellement et l'érosion se traduisent par une baisse des pertes de P-total (CORPEN, 1998). C'est le cas tout d'abord des pratiques ou des usages permettant d'améliorer la couverture végétale du sol, notamment en hiver, de limiter la battance et le compactage. L'effet du travail simplifié du sol est discuté en ce qui concerne

les pertes de phosphore (Castillon *et al.*, 2007). Il permet certes une réduction du compactage mais n'entraîne pas systématiquement une réduction du ruissellement et tend surtout à augmenter la teneur en phosphore en surface du sol, la charge et la biodisponibilité de la charge en phosphore des eaux P (Koro *et al.*, 1995).

Les actions à la parcelle doivent être renforcées dans les zones à fort risque de pertes. Le ruissellement sur zone saturée et les bas fonds pose un problème spécifique : les pratiques correctrices sont encore peu évoquées. Un minimum consisterait à limiter autant que possible le tassement des fonds de labours qui limitent la percolation verticale de l'eau et entraîne une amplification des transferts latéraux. Une solution optimale serait d'y installer (ou maintenir) en priorité des zones d'herbages, en contrôlant toutefois les entrées de matière organiques et leur répartition.

Développer les zones tampons à l'échelle du parcellaire et du bassin versant

Les prairies de l'exploitation ou celles du voisin, intercalées entre les cultures ou en bas de versant, peuvent jouer fréquemment le rôle de zone tampon. Le meilleur atout dans la maîtrise de la pollution diffuse est souvent la diversité des assolements. Ceci justifie, quand c'est possible, un soutien aux exploitations basées sur l'herbe, en général productrices de pouvoir tampon. Le développement de dispositifs enherbés organisés et entretenus pour leurs effets tampons vis-à-vis du phosphore relève de la même démarche. Mais toutes ces mesures n'ont de sens que si, par ailleurs, l'aménagement agricole et celle du territoire en général, épargne et gère les zones tampons déjà existantes, telles que haies et ripisylves, et limite ses impacts négatifs sur le réseau hydrographique (imperméabilisation, calibrages excessifs de fossés, simplifications hydrologiques). Les aménagements abusifs dont les conséquences sont de supprimer les zones tampons constituent une façon insidieuse et non répertoriée, d'accroître la pollution diffuse !

L'effort de lutte contre le phosphore diffus ne repose donc pas que sur l'agriculture

C'est le développement local dans son ensemble qui est concerné, en premier lieu à travers l'aménagement paysager et hydraulique. Les contraintes qui pèsent sur l'agriculture du fait du

9. En français : « Options d'atténuation pour la réduction des substances nutritives dans les eaux de surface et souterraines ».

	Phénomènes à contrôler	Indicateurs possibles	Mode de contrôles (exemples types)	Composantes contrôlées
ÉMISSIONS (facteurs de risque)				
Parcelle	Accumulation de P-labile en surface des sols	Pratiques et calendrier de fertilisation et de labours	– pratiques épandage – fertilisation raisonnée	<i>Qualité : bio-disponibilité et ratio dissous/particulaire</i>
	Ruissellement sub-surface	Teneur de l'horizon cultivé. Profil cultural. Type de drainage.	– pratiques et outils du travail du sol	
Versant	Ruissellement sur sol saturé	Analyse topographique et type de sols	– maintien prairie – passage à la prairie	<i>Quantité : flux annuel de P-total et de P-particulaire</i>
	Ruissellement hortonien (battance, tassements)	États de surface des sols	– pratiques et outils de travail du sol	
ATTÉNUATION (effets tampons)				
Versant Bassin versant	Interception des ruissellements et stockages durable du P-total	Typologie des connexions parcelles-réseau hydrographique	– maintien des zones tampons existantes – dispositifs enherbés – diversité parcellaire et prairies permanentes	<i>Quantité : flux annuel de P-total et P-particulaire</i>

▲ Tableau 3 – Quelques actions techniques de maîtrise du P diffus agricole.

développement sont aussi à prendre en compte comme facteur déterminant la marge de manœuvre des exploitations agricoles. Ainsi, dans la région lémanique, le mitage périurbain provoque une spécialisation des parcelles (restrictions géographiques des épandages), limite les perspectives d'investissement vers des techniques correctives et diminue les pouvoirs tampons, autant d'évolutions qui modifient profondément le fonctionnement du système de transfert du phosphore (Trévisan *et al.*, 1996). En outre, les zones urbanisées constituent une source nouvelle de pollution diffuse, de ruissellements potentiellement érosifs et de perturbations des régimes d'exportations vers le Léman. Rien de tout cela ne retient pour l'instant l'attention des gestionnaires.

Conclusion

Les solutions au problème de l'eutrophisation se trouvent dans les bassins versants des milieux aquatiques affectés. La réduction des sources ponctuelles de phosphore (toutes origines confondues) reste une priorité à l'échelle nationale, mais pour autant il n'est pas possible d'envisager de faire l'impasse sur les sources diffuses agricoles. Celles-ci devraient même être au centre des préoccupations dans certaines régions d'élevage intensif, pour des mises en œuvre urgentes. À

terme, la politique de lutte contre l'eutrophisation ne fera pas non plus l'économie d'actions pour maîtriser, dans d'autres régions comme celles des lacs alpins, les sources dues au ruissellement urbain.

Le transfert du phosphore agricole est rarement une simple conséquence de l'érosion, et la lutte contre les pertes diffuses ne saurait donc être une simple transposition de la lutte contre l'érosion. Le système de transfert du phosphore vers l'exutoire associe des zones émettrices et des zones tampons. Il se caractérise par une forte variabilité spatiale et temporelle de ses zones actives et des mécanismes d'émission, en relation avec le rythme des événements météorologiques, des saisons et des pratiques agricoles. Dans ce schéma général, le P-total transféré provient de divers types d'émetteurs (sols, stocks intermédiaires, sédiments), différents en termes de spéciation, de mode d'émission et dont les taux de transfert varient selon l'hydrologie. Il s'ensuit une tendance à un découplage partiel, entre formes dissoutes et particulaires du phosphore, entre flux et stocks du sol.

La lutte contre la pollution par le phosphore diffus agricole a longtemps consisté à élaborer des codes de « bonnes pratiques » ou des zonages

géographiques de risques. Ces deux approches sont importantes ; elles se réfèrent à des diagnostics et à des actions centrés sur la composante « parcelle » du territoire agricole. Or, les parcelles ne sont pas les uniques lieux du diagnostic, de l'action et de la décision, et les pratiques agricoles ne sont généralement ni isolées, ni indépendantes des grands choix du développement agricole. Le transfert du phosphore agricole diffus s'inscrit à

la fois dans une dynamique de développement et à l'échelle du paysage. En conséquence, les stratégies pour réduire les pertes diffuses sont forcément des combinaisons d'actions complémentaires, cadrées au niveau national, et prenant en compte les marges de manœuvres disponibles localement, de l'échelle exploitation à l'échelle bassin versant, dans un contexte diversifié. □

Résumé

Les transferts diffus du phosphore sont majoritairement associés aux écoulements de surface, donc à des périodes de pluies. L'acquisition de la charge en phosphore résulte de l'extraction par l'eau des écoulements, de composés phosphorés à partir du sol, dans les zones hydrologiquement actives des bassins versants. Ce phénomène est très variable dans l'espace et le temps en termes d'intensité, de nature du phosphore émis et de mécanismes d'émission. La variabilité résulte des propriétés biogéochimiques du phosphore, de la nature des sols, du mode d'occupation de sols et des pratiques. Une part de la charge en phosphore émise par les sols est interceptée à l'aval, en cours de transfert, par des zones tampons intercalées sur le trajet des écoulements. Une certaine diversité existe aussi en ce qui concerne la régulation et le fonctionnement de ces effets tampons.

La complexité des structures et des processus impliqués dans les transferts diffus du phosphore, les forts volumes d'eau et de sédiments les accompagnant et le caractère imprévisible des phénomènes météorologiques qui les sous-tendent, rendent irréaliste – hormis cas particulier – d'envisager un traitement technologique de la pollution diffuse agricole. La maîtrise de cette composante importante de la charge en phosphore, transférés vers les divers milieux lenticques, estuariens et côtiers, relève donc de la gestion des pratiques et des territoires, d'actions à mener de l'échelle de la parcelle à celle du bassin versant et/ou de l'exploitation agricole.

Abstract

Diffuse phosphorus emission from land surfaces includes a combination of forms (inorganic and organic, dissolved and particulate). The impact diffuse P inputs has on the eutrophication of surface waters depends on the biogeochemical properties and nature of the P transferred. A key property is the bioavailability of P, which indicates the proportion of P that is available for biological processes.

Most of the P in ecosystems is associated with particles (particulate-P). Particulate-P often accounts for the major part of total phosphorus transferred from terrestrial sources, such as soils, to aquatic ecosystems. The movement of total phosphorus is primarily a surface phenomena closely tied to runoff and erosion and a discontinuous process, in motion during surface runoff events. The potential for this runoff begins with any process reducing the infiltration rate of the soil surface. Cultivated contribution to surface runoff vary spatially and temporally in relationship with their permeability, soil type, land use, and soil cover. Their contribution to P transfer and export vary in the same way but depend also on P content of soils, specially soil surface. Subsurface flow carries in general much less phosphorus due to fixation in the subsoil, except in some conditions including sandy soils, long-term over-fertilization, and agricultural drainage.

Some element of the landscape are considered as buffers because they can filtrate and thus attenuate the P flux transferred to the hydrologic network (permanent vegetations e.g., grass strips, hedgerows, riparian vegetation). In the network, particulate forms of P can settle and dissolved P can sorb onto the network surfaces or be taken up by biota. In addition, major obstacles like wetlands can store and/or transform the phosphorus emitted from upstream fields.

Thus a set of interacting processes move P through the landscape in a "transfer system" that includes emission from sources (mainly soils or sediments) and transport (including transformation and attenuation). This transfer system comprise a highly diverse and complex set of landscape structures arrayed in a complex and diverse hydrologic hierarchy and interacting with agricultural practices and management of the hydrologic network. This paper try to characterize the key phenomena and structures of the transfer system that condition the fluxes, storages, transfers and mass balances of phosphorus in agricultural watersheds. Strategies for controlling diffuse phosphorus pollution are also reviewed and discussed based on the experience gained in lake Léman area.

Bibliographie

- ANGELIAUME, A., 1996, *Ruissellement, érosion et qualité des eaux en terre de grande culture*, thèse Univ. Lille, 251 p.
- AUROUSSEAU, P., 2002, Les flux d'azote et de phosphore provenant des bassins versants de la Rade de Brest. Comparaison avec la Bretagne, *Oceanis*, n° 27, p. 137-161.
- BARROIN, G., 1992, Dégradation et réhabilitation des eaux de surface, Tome 2, *Dossier de la cellule environnement*, INRA, n° 4, p. 145-159.
- BARROIN, G., 2003, Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques, *Courr. Environ. INRA*, n° 48, p. 13-25.
- BEAUCHEMIN, S., SIMARD, R.-R., CLUIS, D., 1998, Forms and concentrations of phosphorus in drainage water of 27 tile-drained soils, *J. Environ. Qual.*, n° 27, p. 721-728.
- BEAULAC, M.-N., RECKHOW, K.-H., 1982, An examination of land use-nutrient export relationships, *Water Resources Bulletin*, n° 18, p. 1013-1024.
- BOIFFIN, J., PAPY, F., EIMBECK, M., 1988, Influence des systèmes sur les risques d'érosion par le ruissellement concentré. I – Analyse des conditions de déclenchement de l'érosion, *Agronomie*, n° 8, p. 663-693.
- BOULAIN, J., 1992, Le phosphore moteur du progrès agricole dans l'Europe du 19^e siècle, *in. Proceed 4th Intern conf. Phosphorus, life and environment*, Ghent, Belgium, p. 169-197.
- CASTILLON, P., DORIOZ, J.-M., HANOCQ, D., 2007, *Évaluation des impacts environnementaux des techniques culturales sans labour sur les transferts de phosphore vers le réseau hydrographique*, ADEME, 19 p.
- CCE, 1974, Commission des Communautés Européennes, *Informations internes sur l'agriculture : conséquences écologiques de l'application des techniques modernes de production en agriculture*, Noirfalisse ed-Paris, CCE, Informations interne sur l'Agriculture, 137, 120 p.
- CORPEN, 1998, *Programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles*, Mate-Ministère de l'Agriculture, Paris, 77 p.
- CORPEN, 2002, *Les dispositifs enherbés : outils de gestion de la pollution diffuse phosphorée d'origine agricole ?*, rapport bibliographique Mate-Ministère de l'Agriculture, Paris, 59 p.
- CIPEL, 1988, *Rapport de l'étude des pollutions diffuses dans le bassin lémanique*, Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman, Lausanne, 119 p.
- DANIEL, T.-C., SHARPLEY, A.-N., LEMUNYON, J.-L., 1998, Agricultural phosphorus and eutrophication : a symposium overview, *J. Environ. Qual.*, n° 27, p. 251-257.
- DORIOZ, J.-M., FERHI, A., 1994, Pollution diffuse et gestion du milieu agricole : transferts bassin versant, *Water Research.*, vol. 27, n° 2, p. 395-410.
- DORIOZ, J.-M., PELLETIER, J., BENOIT, P., 1998, Propriétés physico-chimiques et biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du Léman (France), *Water Research*, vol. 32, n° 2, p. 275-286.
- DORIOZ, J.-M., WANG, D., POULENARD, J., TREVISAN, D., 2006, The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics – A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes, in France, *Agric. Ecosyst. Environ.*, n° 117, p. 4-21.
- EKHOM, P., KROGERUS, K., 2003, Determining algal-available phosphorus of differing origin : routine phosphorus analysis versus algal assays, *Hydrobiologia*, n° 492, p. 29-42.
- FEUILLADE, M., DORIOZ, J.-M., 1992, Enzymatic release of phosphate in sediments of various origins, *Water Research.*, vol. 26, n° 9, p. 1195-1201.

HANNA, M., DAUTA, A., 1983, Bioassays : a comparative study of three parameters related to phosphorus bio availability, *Annals Limnol.*, vol. 19, n° 1, p. 59-66.

HAYGARTH, P.-M., JARVIS, S.-C., 1999, Transfer of phosphorus from agricultural soils, *Adv Agr.*

HECKRATH, G., BROKES, P.-C., POULTON, P.-R., GOULDING, K.-W.-T., 1995, Phosphorus loading from soils containing different Phosphorus concentrations in the Broad balk experiment, *J. Env. Qual.*, n° 24, p. 904-910.

JORDAN-MEILLE, L., 1998, *Mode de transfert du phosphore d'origine diffuse dans un petit bassin rural lémanique*, thèse EPFL-INRA-PARIS VI, 256 p.

JORDAN-MEILLE, L., DORIOZ, J.-M., WAND, D., 1998, Analysis of the export of diffuse phosphorus from a small rural watershed, *Agronomie*, n° 18, p. 5-26.

KORO, N., BERNARD, C., LAVERDIÈRE, M.-R., 1995, Contrôle du ruissellement, de l'érosion et des pertes de phosphore par les résidus de culture, sous pluie simulée, *Étude Gestion Sols*, n° 2, p. 173-181.

KRONVANG, B., BECHMANN, M., LUNDEKVAN, H., BERHENDT, H., RUBAEK, G.-H., SCHOU-MANS, O.-F., ANDERSEN, H.-E., HOFFMANN, C.-C., 2005, Phosphorus losses from agricultural areas in river basins : effect and uncertainties of targeted mitigation measures, *J Environ. Qual.*, n° 34, p. 2129-2144.

LEITE, L.-A., 1990, *Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole*, thèse, École Nationale des Ponts et Chaussées, Paris 6, 342 p.

LEMERCIER, B., WALTER, C., SCHVARTZ, C., SABY, N., ARROUAYS, D., FOLLAIN, S., 2006, *Suivi des teneurs en carbone organique et en phosphore extractible dans les sols agricoles de trois régions françaises – Analyse à partir de la Base de Données des Analyses de Terre*, EGS, vol. 13 (3).

LATREILLE, A., SIMORAGIEWICZ, W., BOUTARD, A., 1993, La pollution diffuse : une évaluation pour la grande région de Montréal, *Sciences et Techniques de l'eau*, p. 103-107.

LOGAN, T.-J., 1982, Mechanisms for release of sediment bound to water and the effects of agricultural land management on fluvial transport of particulate and dissolved phosphorus, *Hydrobiologia*, n° 92, p. 519-530.

MCDOWELL, R., SHARPLEY, A., FOLMAR, G., 2001, Phosphorus export from an agricultural watershed : linking source and transport mechanisms, *J. of Environ. Qual.*, n° 30, p. 1587-1595.

MEALS, D.-W., BUDD, L.-F., 1994, Lake Champlain non point source. Pollution assessment, *in Tech. report 6 A, Lake Champlain. Manag. Conference*, Burlington.

MEROT, P., DURAND, P., 1997, Modelling the interaction between buffer zones and the catchment, *in HAYCOCK, N.-E., BURT, T., GOULDING, K.-W.-T., PINAY, G. (ed.), Buffer Zones : their processes and potential in water protection, Quest Environmental*, p. 208-217.

MICHAUD, A.-R., LAUZIER, R., LAVERDIÈRE, M.-R., 2005, Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : étude de cas du bassin versant du ruisseau au Castor, tributaire de la rivière aux Brochets, Québec, *Agrosol*, 16(1), p. 57-59.

MOREL, C., 2002, *Caractérisation de la phytodisponibilité du phosphore du sol par la modélisation du transfert des ions phosphates entre le sol et la solution*, mémoire d'habilitation à diriger des recherches, Institut Polytechnique de Lorraine, 80 p.

NEMERY, J., 2003, *Origine et devenir du phosphore dans le continuum aquatique de la Seine des petits bassins amonts à l'estuaire : rôle du Phosphore échangeable sur l'eutrophisation*, thèse Sciences de la Terre, Univ. Paris 6, 259 p.

- PELLERIN, S., MOREL, C., DORIOZ, J.-M., 2005, Bilan environnemental du phosphore, in GIRARD *et al.*, Eds. Paris, Dunod. Chap. 28, p. 1-18.
- PILLEBOUE, E., 1987, *Origines, bilans et mécanismes de transfert du phosphore et de l'azote d'un bassin versant vers un lac*, thèse de l'Université Paris 6, 251 p.
- POULENARD, J., LEFRANCOIS, QUETIN, P., GRIMALDI, C., MILLERY, A., DORIOZ, J.-M., Origine des matières en suspension dans les bassins versants ruraux. Conséquence pour le transport et la biodisponibilité du phosphore particulaire, *Oceanis (à paraître)*.
- RYDEN, J.-C., SYERS, J.-K., HARRIS, R.-F., 1973, Phosphorus in runoff and streams, *Adv. Agro.*, n° 25, p. 1-45.
- ROBERT, M., 1996, *Le sol : interface dans l'environnement, ressources pour le développement*, Masson éd., Paris, 241 p.
- SAAVEDRA, C., DELGADO, A., 2005, Iron-related phosphorus in eroded sediments from agricultural soils of Mediterranean areas, *Geoderma*, n° 125, p. 1-9.
- SHARPLEY, A.-N., SMITH, S.-J., 1992, Prediction of Bioavailable Phosphorus Loss in Agricultural Runoff, *Journal of Environmental Quality*, n° 21, p. 32-37.
- SHARPLEY, A.-N., SMITH, S.-J., JONES, O.-R., BERG, W.-A., COLEMAN, G.-A., 1992, The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff, *J. Environ. Qual.*, n° 11, p. 247-251.
- SHARPLEY, A.-N., 1993, An innovative approach to estimate bioavailable phosphorus in agriculture runoff using iron-impregnated paper, *J. Environ. Qual.*, n° 22, p. 597-601.
- SHARPLEY, A.-N., DANIEL, T.-C., EDWARDS-D.-R., 1993, Phosphorus movement in the landscape, *J. Prod. Agric.*, p. 492-500.
- SHARPLEY, A., 1995, Soil phosphorus dynamics : agronomic and environmental impacts, *Ecol. Eng.*, n° 5, p. 261-279.
- SIMMS, R., SIMMARD, R., LOERN, B., 1998, Phosphorus loss in agricultural drainage : historical perspective and current research, *J. Environ. Qual.*, n° 27.
- SIMMARD, R.-R., BEAUCHEMIN, S., HAYGARTH, P.-M., 2000, Potential for Preferential Pathways of Phosphorus Transport, *J of Environ Qual.*, n° 29, p. 97-105.
- SONZONI, W.-C., CHAPRA, S.-C., AMSTRONG, D.-E., LOGAN, T.-J., 1982, Bio-availability of phosphorus inputs to lake, *J Environ. Qual.*, n° 11, p. 555-563.
- TUNNEY, H.-A., CSATHO, P., EHLERT, P., 2003, Approaches to calculating P balance at the field scale in Europe, *J. Plant. Nutr. Soil Science*, n° 166, p. 438-446.
- TREVISAN, D., DORIOZ, J.-M., 2000, *Bandes herbeuses et lutte contre la pollution diffuse agricole. Critère d'efficacité et conditions d'implantation*, rapport pour la CIPEL, GIS Alpes du Nord, Lausanne, 39 p.
- TREVISAN, D., VANSTEELANT, J.-Y., PERRON, L., DORIOZ, J.-M., ROYBIN, D., 1996, *Activités agricoles et qualité des eaux superficielles dans le bassin lémanique français, Compte rendu final*, GIS « Alpes du Nord », Agence de bassin RMC, Lyon, 112 p.
- TURNER, B.-L., FROSSARD, E., BALDWIN, D.-S., 2004, *Organisc phosphorus in the environment*, CABI publishing Wallingford, UK.
- UUSI-KAMPPA, J., BRASKERUD, B., JANSSON, H., SYVERSEN, N., UUSITALO, R., 2000, Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus, *Journal of Environmental Quality*, n° 29, p. 151-158.

VIAUD, V., DURAND, P., MEROT, E. SAUBOUA, SAADI, Z., 2005, Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate, *Agric. Water Manage*, n° 74, p. 135-163.

VOLLENWEIDER, 1968, *Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes*, OCDE, Paris, Rapport technique, DAS/CLS, 68-27, 250 p.

YLI-HALLA, M., HARTIKAINEN, H., EKHOLM, P., TURTOLA, E., PUUSTINEN, M., KALLIO, K., 1995, Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses, *Agr. Ecosyst. Environ.*, n° 56, p. 53-62.

YOUNG, DE PINTO, 1982, Algal availability of particulate phosphorus from diffuse and point sources in the lower Great Lakes basins, *Hydrobiologia*, n° 91/92, p. 111-120.

WANG, D., DORIOZ, J.-M., TREVISAN, D., BRAUN, D.C., WINDHAUSEN, L.J., VANSTEELANT, J.-Y., 2004, Using a landscape approach to interpret diffuse phosphorus pollution and assist with water quality management in the Basins of lake Champlain (Vermont) and lake Léman (France), *in Lake Champlain : partnership and research in the New Millenium*, MANLEY, T., ALL EDS., KLUWER Acad., 2004, p. 59-189 (827).

WILLIAMS, J.-D.-H., JAQUET, J.-M., THOMAS, R.-L., 1976, Form of phosphorus in the surficial sediments of Lake Erie, *J. Fish. Res. Board Can.*, n° 33, p. 413-429.

ZOBRIST, J., REICHTER, P., 2006, Bayesian estimation of export coefficient from diffuse and point sources in Swiss watershed, *J. of Hydrology*, n° 329, p. 207-223.