

Le système de transfert du phosphore à l'échelle bassin versant : conséquences pour des stratégies de suivi et de modélisations d'un territoire en mutation par péri-urbanisation

The watershed scale phosphorous "transfer system":
impact on the strategy of monitoring and modelling of an
evolutive area in urbanisation

Pezet F*/**, Dorioz JM*, Trevisan D*, Quétin Ph*, Lafforgue M**,
Jalinoux R***, Girel C***

* INRA UDS, dorioz@thonon.inra.fr - ** CIRAH SAFEGE michel.lafforgue@safège.fr
florent.pezet@safège.fr *** CISALB, renaud.jalinoux@cisalb.fr

RÉSUMÉ

La mise au point de stratégies de maîtrise de l'eutrophisation des plans d'eau nécessite de réduire la charge des apports externes en phosphore. Cela suppose de comprendre le fonctionnement de leurs bassins versants en tant que « systèmes de transfert du phosphore » déterminant qualitativement et quantitativement les flux à l'exutoire. La modélisation de ce système de transfert à l'échelle du bassin permet de disposer d'un outil pour tester les évolutions de bassin (périurbanisation, pratiques agricoles, climat...). C'est dans ce cadre que s'inscrit le projet d'étude du bassin versant du lac du Bourget. Les bilans actuels des apports en phosphore et leurs spéciations montrent une réduction des flux de phosphore total (P) au lac et une augmentation relative des flux de phosphore particulaire à la charge externe, ce qui laisse supposer l'existence d'une pollution résiduelle non négligeable d'origine diffuse. Nous formulons l'hypothèse que le système de transfert se trouve particulièrement modifié par l'extension périurbaine du bassin versant du lac du Bourget, déterminant de nouveaux bilans d'exportations (spéciations et époques). La modélisation porte sur deux sous-bassins versants (un agricole et un périurbanisé). L'accent est mis sur la pollution diffuse agricole et le rôle des surfaces urbanisées comme facteurs de réorganisation des conditions d'écoulement et producteur de flux de phosphore. Le fonctionnement des bassins est modélisé à l'aide du logiciel SWAT, une série d'observations et d'indicateurs est enregistré pour rendre compte de l'évolution saisonnière, des risques de ruissellement et des connections hydrauliques au niveau de chaque bassin.

ABSTRACT

The external loading of phosphorus is one of the parameters that must be reduced to control the eutrophication of inland waters. The operation of a watershed as a system of phosphorus transfer needs to be understood as it determines the qualitative and quantitative flows at the outflow (*Dorioz and Poulenard, 2007*). Modelling such transfers at a watershed scale enable the potential impacts of factors such as land uses, meteorological and hydrological events to be tested. The current study on the Bourget Lake fits within this objective. The phosphorus inputs into the Bourget Lake have strongly been reduced with time, albeit insufficiently. These inputs include a higher proportion of particulate phosphorus, indicating that this phosphorus input is not punctual (*CISALB, 2008; Poulenard et al, 2007*). The Bourget Lake watershed is partly urbanized, partly agricultural, these two land-uses being the key specificity of this watershed. Phosphorus transfer strongly depends on this land use pattern. The modelling will focus on two sub-watersheds (one agricultural, the other sub-urban). Both will be surveyed with the aim to supply data for the models, focusing on diffuse agricultural pollution, and on the impact of urban areas on phosphorus flux. Two models will be developed: the first one is a SWAT model-based aggregative approach (*Arnold and Fohrer, 2005*), and the second one is a chemical diagram analysis-based non aggregative approach. These models being developed will enable assessing the impact of the watershed conditions on phosphorus export through the hydrographic system.

MOTS CLÉS

Modélisation, périurbanisation, phosphore, pollution ponctuelle, pollution diffuse

1 INTRODUCTION

La pollution des milieux aquatiques superficiels a une histoire. Les années 1960 sont marquées par les rejets massifs d'eaux usées urbaines ou industrielles non traitées qui se traduisent dans les années 1970-1980 par l'eutrophisation de nombreux lacs et fleuves. Le développement des usines de dépollution des eaux, urbaines et industrielles (UDEP), dans les années 1980-90, aboutit au net recul des rejets d'eaux usées (pollutions dites ponctuelles). Parallèlement la contribution relative et absolue des pollutions diffuses a largement augmentée (dépôts atmosphériques, pollutions associées aux écoulements sur les sols naturels, agricoles ou urbains) par rapport aux rejets dispersés d'eaux usées (Dorioz et Poulenard, 2007). Pollutions ponctuelles résiduelles et pollutions diffuses constituent un obstacle majeur sur le chemin du 'bon état écologique des masses d'eau' prévu par la directive cadre européenne (DCE) d'ici à 2015 (Némery et Garnier 2007). Parmi les atteintes à la qualité des eaux, l'eutrophisation des eaux continentales apparaît comme un problème rémanent (les premiers rapports, précisant la menace pour la qualité des eaux, datent de 1960 – *Vollenveider 1968*) et universel, lié à des excès d'apports en phosphore touchant tout les milieux lenticules et se manifestant en premier lieu par une prolifération algale perturbant les usages du milieu. Le phosphore provenant pour l'essentiel du bassin versant via les affluents (charge externe du plan d'eau), les stratégies de maîtrise de l'eutrophisation des plans d'eau nécessitent des interventions au niveau de ces territoires et des activités qu'ils supportent (*Pilleboue, 1987 ; Jordan-Meille, 1998 ; Dorioz et Trevisan, 2006 ; Michaud et al., 2007*). Mettre au point de telles stratégies suppose de comprendre et quantifier le fonctionnement des bassins versants concernés en tant que « système de transfert du phosphore » c'est à dire comme l'ensemble des structures dont le fonctionnement et l'organisation déterminent, l'origine des flux hydrochimiques transférés, les trajets et, à l'exutoire, la nature, l'intensité et le régime d'exportation des flux et donc l'impact de cette charge externe (*Dorioz et Poulenard, 2007*). La modélisation du système de transfert à l'échelle du bassin, permet de disposer d'un outil pour tester les évolutions potentielles en fonction de scénarios qui prennent en compte la variation des forçages appliqués au système, tels que les évolutions du mode d'occupation des sols (urbanisation, péri-urbanisation, agriculture), les usages des sols (pratiques agricoles, gestion des ruissellements) mais également des forçages globaux comme les évolutions climatiques. C'est dans ce cadre très large que s'inscrit le projet d'étude sur le bassin versant du Lac du Bourget mené conjointement par le laboratoire UMR CARRTEL (INRA UdS), le bureau d'études SAFEGE et le CISALB (Comité InterSyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget). L'objectif de cet article est de présenter les éléments de réflexions constituant le cadrage de ce projet : une représentation formalisée (modèle conceptuel) du bassin versant en tant que système de transfert du phosphore, une analyse des évolutions des caractéristiques du système de transfert de phosphore (P) sous l'effet du mitage péri urbain, et enfin, la stratégie de suivi et de modélisation appliquées à des bassins représentatifs de ce genre de mutation de territoire.

2 PROPRIETES GEOCHIMIQUES ET SPECIATION DU PHOSPHORE

Le P total comprend i) du P dissous composé principalement d'ions orthophosphoriques, de tripolyphosphates et de composés organiques dissous (ATP, sucre phosphorylés), et/ou (ii) du P particulaire composé de formes inorganiques et organiques associées par des phénomènes de sorption -adsorption, chimisorbtion ou participant à la phase solide (minérale ou organique). La limite entre le dissous et le particulaire est fixée à 0,7 μm , (NF EN 872, 1996, *Jordan-Meille 1998*). Le P particulaire constitue la forme dominante des transferts dans les eaux de surface : il représente pour un bassin versant naturel ou agricole la majorité des flux enregistrés à l'exutoire (jusqu'à 80%) (*Meybeck, 1982 ; Quetin, 2006*). Le P présente une forte affinité pour la phase solide et n'est que faiblement soluble. La propriété clé du P Particulaire en termes d'impact est sa biodisponibilité, c'est-à-dire son aptitude à fournir des ions directement assimilables par les organismes utilisateurs. La capacité de la phase solide à fixer le P, par exemple le PO_4 , définit son pouvoir fixateur. Biodisponibilité et pouvoir fixateur caractérisent l'idée « d'impact » de P sur son environnement.

3 CARACTERISTIQUES DU SYSTEME DE TRANSFERT A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT

Le système de transfert s'organise à partir d'émissions dans le bassin versant, dispersées dans le territoire, en relation avec les modes d'occupations et d'usages des sols. Les transferts hydrochimiques qui en résultent sont contraints par un ensemble de phénomènes assurant des stockages plus ou moins durables du P. Le schéma global de fonctionnement du système de transfert

repose sur une succession - émissions – stocks – transferts hydrochimiques – sorties. Chaque étape se traduit par des évolutions quantitatives et qualitatives qui sont contrôlées par la nature géologique et pédologique du bassin versant, le réseau hydrologique et sa connectivité (définissant la continuité des transferts hydrochimiques), les utilisations des sols et les liens entre ces facteurs et les propriétés biogéochimiques du P.

3.1 Typologie et fonctionnement des émetteurs de P

Les émetteurs de P peuvent se classer en fonction de leur dépendance au régime hydrologique. Le P ponctuel est émis indépendamment de la pluviosité et a un comportement de concentration - dilution fonction du régime hydrologique (courbe B. fig. 2). A l'inverse, le P diffus est lié à la pluviosité avec une concentration dans le réseau hydrographique corrélée au régime hydrologique (courbe A. fig. 2). Les précipitations, elles mêmes, incluent des pollutions atmosphériques (flux de P de l'ordre de 0,2 à 0,5 kg/ha/an). Les émetteurs ponctuels ont une importance capitale car, malgré les efforts faits sur l'épuration des eaux, (i) ils constituent l'origine primordiale du P dans les rivières françaises en période d'étiage et (ii) le P émis comprend surtout des formes dissoutes et fortement biodisponibles. Ces émetteurs sont majoritairement liés aux activités humaines (industrielles ou domestiques), représentent actuellement 2.5 g à 3 g j/hab et ont souvent un cycle d'émission (courbe C. fig. 2) (Pilleboue, 1987 ; Dorioz et Poulenard, 2007). Les réseaux d'assainissements qui sont un exemple type d'émetteurs ponctuels génèrent, via les déversoirs d'orage (DO) des flush de pollutions lors des débordements des réseaux en périodes de crues (Bertrand-Krajewski et al., 1998). D'autres émetteurs sont liés à l'agriculture et notamment aux injections dans le réseau hydrographique des eaux de lavages d'infrastructures agricoles. L'influence des émetteurs de P diffus dépend du régime hydrologique et également du mode d'occupation des sols (MOS). Le MOS est souvent considéré comme un indicateur global des exportations à pas de temps annuel (Wang et al., 2004). Cette caractérisation permet d'associer aux principaux types de MOS des flux spécifiques (exprimé en kg P/ha/an) qui représentent une moyenne annuelle des flux exportés à l'exutoire de bassins versants de références (Pilleboue, 1987 ; Meals et Budd, 1994 ; Nemery, 2003). Ainsi Les surfaces naturelles et agricoles émettent des flux variables, principalement sous forme particulaire, généralement faibles pour les surfaces naturelles (<0,2 kg P/ha/an,) à très forts pour certaines surfaces agricoles (0,3 à 2,5 kg P/ha/an). Les surfaces imperméabilisées sont actives à chaque pluie (en moyenne 1 à 2,5 kg P/ha/an, les flux d'une crue sont fonctions de la période sèche précédent l'événement hydrologique et de leur utilisation).

	PONCTUELLE	NON PONCTUELLE	Flux spécifiques non ponctuel
Surface contributive			
NATURELLE		pluies altération des roches érosions des sols	0,2 à 0,5 kg P/ha /an < 0,2 kg P/ha /an
AGRICOLE	injections d'eaux de lavages brutes	érosions des terres agricoles ruissellement sur les surfaces imperméabilisées (cours de fermes, batiments..)	0,3 à 2,5 kg P/ha /an non renseigné
URBAINE	injections d'eaux usées brutes (domestiques ou industrielles) rejets de stations de traitement (UDEP) rejets de filières d'assainissement non collectif	ruissellements sur surfaces imperméabilisées	1 à 2,5 kg P/ha /an

Tableau 1 : Types d'émetteurs et flux spécifiques associés aux émetteurs du diffus.

3.2 Réentions et Stocks à l'échelle du bassin versant

Le stockage du P à l'échelle du bassin versant s'effectue (i) au niveau du sol, des surfaces imperméabilisées et des réseaux (STOCKS 1, fig. 2) (ii) dans les zones tampons (STOCKS 2, fig. 2) (iii) dans le réseau hydrographique (STOCKS 3, fig.2).

3.2.1 Dans les sols

Les sols constituent le stock primaire et principal de P (7 T P/ha en moyenne sur les premiers 25 cm des sols agricoles français) essentiellement en lien avec les processus d'insolubilisation, faible exportation ou fertilisation. Le P est représenté dans les sols sous diverses formes (minérales, organiques) et distribué au sein de différents supports (solide, liquide, êtres vivants). La tendance à la sur-fertilisation et les changements d'usages des terres agricoles s'accompagnent d'une accentuation des exportations de P manifestées par des flux élevés de P et notamment de P dissous dans les eaux

de surface et sub surface (*Lemercier et al., 2007*).

3.2.2 Dans le territoire : le paysage et les zones tampons

Les flux exportés peuvent être stockés au niveau de structures du paysage constituant des « zones tampons » (*Viaud et al., 2005, Dorioz et al., 2006*). Ces structures peuvent résulter de l'organisation du paysage, ripisylves, marais, haies, prairies ou être mise en place intentionnellement dans cet objectif (bandes enherbées, tranchées filtrantes.) (*Grill et al., 2007*). La zone tampon ralentit (i) la vitesse des écoulements, (ii) l'infiltration des eaux de ruissellement. Ce contrôle hydrologique permet la décantation des matières en suspension, la percolation de formes dissoutes dans le sol et *in fine* les processus d'insolubilisation du P dans le sol en place. Les stockages résultants peuvent être quantitativement très importants vis-à-vis des flux, puisque en moyenne, on considère que plus de 50% du P peut être intercepté par une bande enherbée de quelques mètres de large, pour des flux provenant d'une parcelle distante de moins de 100 mètres (*Dorioz, 2007*). Certains aménagements globaux, dirigés à l'échelle de bassins versants agricoles permettent de réduire de 30 % le flux de P exporté (*Michaud et al., 2007*).

3.2.3 Dans le territoire : le réseau hydrographique et les réseaux urbains

D'autres stockages quantitativement importants s'opèrent dans les réseaux d'assainissement de type unitaire (*Bertrand-Krajewski et al., 1998*) et au niveau du réseau hydrographique lui même (*Pilleboue, 1987 ; Jordan-Meille, 1998*). Ces rejets ponctuels (déversoirs d'orages) ou diffus (ruissellement sur surfaces urbaines) sont principalement composés de P dissous et viennent enrichir la phase solide du milieu, par phénomènes généraux de sorption ou précipitation sur des sédiments. Les processus de stockage du P particulaire et/ou dissous dans le réseau hydrographique sont régulés par le régime hydrologique et la capacité de transport du nutriment et des sédiments partiellement associés.

3.3 Le fonctionnement hydrologique du système de transfert pour des bassins versant ruraux

La complexité du territoire, la variabilité dans le comportement du système de transfert et les propriétés du P (peu soluble et conservatif) affectent le régime d'exportation du phosphore à l'exutoire. L'ensemble des conditions hydrologiques expliquant les modalités d'écoulement dans le bassin versant (chemins de l'eau, niveau de nappe, degré de connections, zones actives, zones tampons), définissent « l'état du bassin versant ». *Jordan-Meille, (1998) et Dorioz et Ferhi, (1994)* constatent que le régime annuel des exportations est réglé par un nombre limité et défini de combinaisons émetteurs – états de bassin – écoulement, régulées par l'intensité des événements pluvieux. Ces combinaisons réglant les exportations à l'exutoire, nous permettent de distinguer schématiquement.

(i) Pendant les périodes de basses eaux les apports ponctuels prédominent et enrichissent les sédiments du réseau en P. Le P exporté est principalement dissous et fortement biodisponible (**courbe C. fig. 2**).

(ii) Lors des crues de périodes sèches ou lors de la période de reprise hydrologique, le P stocké dans le réseau est partiellement évacué à l'exutoire sous forme dissoute. La charge en P des matières en suspension est, en général, remarquablement élevée (jusqu'à 1500 µg/g sur les sédiments de l'Albenche (*Poulenard et al., 2007*) et présente en général une forte biodisponibilité. Pour ce type de phénomène rapide la réponse du bassin est gouvernée par des surfaces hydrologiques actives imperméabilisées. Le flux de P généré est attribuable de façon prépondérante au stock remobilisé dans le réseau hydrographique de ce fait, et le P exporté aura une forte biodisponibilité (*Dorioz et al., 1998b*). *Dorioz et Trevisan (2008)* font le constat que l'urbanisation accroît la fréquence des crues.

Enfin (iii) après la reprise hydrologique les états de surfaces des bassins (saturation des sols, connections) deviennent favorables aux émissions de P diffus par les zones naturelles, surfaces agricoles et autres émetteurs du diffus. La contribution des émetteurs du ponctuel diminue nettement (**courbe B. fig. 2**) relativement à la contribution des émetteurs du diffus (**courbe A. fig. 2**).

Ces crues de périodes 'saturées' mettent en jeu des mécanismes complexes d'acquisition de la charge en P, provenant des zones actives connectées (*Jordan-Meille et al., 2007*). Les quantités exportées dépendent à la fois de l'intensité des pluies, de la surface des zones actives et de leur degré de connections. *Jordan-Meille (1998)* met ainsi en évidence une progression saisonnière spatiale et temporelle de la contribution des zones actives et des mécanismes de transferts associés, qui renseigne sur la quantité relative et la spéciation du P émis. De façon globale, les crues (estivales ou hivernales) sont les événements hydrologiques qui font la majeure partie du bilan de P d'un bassin versant (*Pilleboue 1987*) et notamment celui du Lac du Bourget (rapport CISALB, 2008).

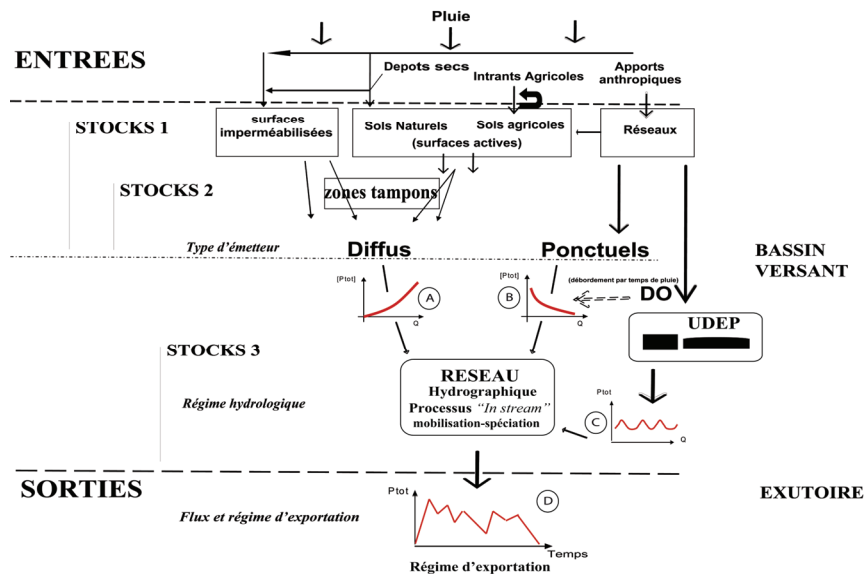


Figure 1 : Représentation d'un système de transfert du P dans un bassin versant péri-urbain d'après Dorioz et Poulencard (2007) modifiée. (P tot) = concentration en phosphore total. (Q)=débit, UDEP= usine de dépollution des eaux usées. Les entrées aux systèmes sont potentiellement transmises au réseau hydrographique ou stockées puis fixées ou remobilisées. Le dernier stock est le réseau hydrographique lui même où peut s'opérer une spéciation du P. La courbe A décrit le comportement de concentration des flux, issu des émetteurs du diffus, corrélé à l'augmentation du débit. La courbe B décrit le comportement de dilution par l'augmentation du débit, des apports des émetteurs ponctuels, la courbe C décrit la cyclicité des rejets de station de traitement en fonction du temps, à débit sensiblement égal, enfin la courbe D décrit la variabilité des concentration de Ptot à l'exutoire en fonction du temps. Le jeu de ces systèmes de transferts détermine à l'exutoire, la nature, l'intensité et le régime d'exportation des flux.

4 APPLICATION : MISE AU POINT D'UNE STRATEGIE DE SUIVI D'UN TERRITOIRE EN MUTATION PAR PERI URBANISATION

Des bilans actuels d'apports en phosphore aux milieux aquatiques montrent l'existence d'une pollution résiduelle non négligeable, attribuable en partie à des sources diffuses dont la maîtrise et l'identification reste mal cadrée et adaptée. C'est le cas notamment pour de vastes portions du territoire agricole national qui subit de profondes transformations induites par le développement du mitage périurbain. Le mitage des zones rurales maximise la compétition foncière avec les activités agricoles (Duvernoy, 2002) et provoque des évolutions à la fois des pratiques agricoles et de certains fonctionnements hydrologiques. Notre hypothèse est que l'acquisition de la charge en P des eaux de surfaces et le bilan des pollutions ponctuelles et diffuses se trouvent profondément affectés du fait de la modification globale du système de transferts du P. Cette hypothèse est testée dans le bassin versant du Lac du Bourget, sur deux sous bassins considérés comme représentatifs des dynamiques de péri urbanisation en cours. L'état d'avancement actuel ne permet pas encore de fournir des résultats en termes de flux ; c'est donc le dispositif et les stratégies mises en œuvre qui font l'objet de ce paragraphe.

4.1 Analyse de la relation peri-urbanisation –système de transfert du P

La figure 3 est une représentation de la complexification du système de transfert du P au sein d'un bassin versant théorique, mais représentatif du secteur étudié. Le bassin versant évolue d'un état initial où la charge en P est acquise des surfaces à couverts végétaux naturels (forêts), agricole (cultures, prairies) ou mixte et un réseau hydrographique peu impacté par les aménagements, vers un état fortement anthropique où la charge en P résulte de l'imbrication des flux spécifiques issus de divers types de surfaces actives mobilisées par des processus hydrologiques profondément modifiés par les activités de bassin et les aménagements. L'impact des différents types de territoires traversés, enregistré à l'exutoire du bassin versant par les flux et les évolutions relatives des concentrations en fonction des débits (« chimiogramme »), peut être envisagé comme suit :

Le cas A représente l'acquisition de la charge en P dans un territoire naturel peu anthropisé. Cette charge est issue des flux caractéristiques produits des surfaces naturelles et oscillerait selon le cadrage bibliographique de Dorioz et Poulencard (2007) entre 0,04 et 0,2 Kg de phosphore total par hectare et par an (Pt/ha/an).

Le cas B figure l'impact de surfaces cultivées (surfaces couvertes ou nues) sur les flux engendrés à l'exutoire. C'est à ce stade que s'initie l'impact de l'anthropisation du bassin notamment via la création d'interactions entre les surfaces actives. Ainsi, par exemple les ruissellements non érosifs issus d'une prairie permanente, mais repris et concentré par un sillon de labour, constituent un cas type fréquemment observé sur le terrain. La création de cette interaction accentue à l'échelle du sillon de labour, l'érosion et l'exportation de MES chargées (biodisponibles) ou susceptibles d'accepter une charge en P (pouvoir fixateur). Le ruissellement s'organise aussi à partir de sols nus, surtout en conditions de battance de sols (Boiffin et al., 1988). Il s'agit alors souvent de ruissellement érosif qui peut soit atteindre une prairie suffisamment large pour que se manifeste un effet tampon (Dorioz et al., 2006) soit au contraire déboucher sur un fossé ou un chemin imperméabilisé, l'un ou l'autre assurant la continuité hydraulique des écoulements de surface et donc la capacité d'exportation des charge en P.

L'accroissement drastique de ce degré de connections est une des caractéristiques du passage à l'état C, rural péri-urbanisé. Dans ce contexte, le système de transfert subit un forçage à la fois amont et aval, due à la multiplication des zones imperméabilisées qui créent, (i) des impacts érosifs sur les zones agricoles dus à un ruissellement s'organisant à l'entrée des parcelles et (ii) à l'aval, une connectivité accrue entre parcelles et le réseau permanent défini par l'allongement du réseau d'évacuation des eaux pluviales. Il s'ensuit un accroissement des flux produits à l'échelle de la parcelle et une diminution des effets tampons. Le forçage aval est celui constitué par les zones actives imperméables sur le réseau hydrographique connecté, Les degrés de connections et type de connections (amont ou aval) font partis des mécanismes prioritaires régulant le transfert de la charge en P dans un bassin versant périurbain.

La forme du chimiogramme à l'exutoire du bassin versant est le reflet des mécanismes la générant. Pour le cas A qui ne requière que la contribution des surfaces naturelles, les flux exportés seront caractérisés par (i) une forte composante dissoute du fait de la faible érosivité de surfaces et du piégeage de la composante particulaire par des zones tampons et (ii) une concentration en P relativement faible lors des crues. Les cas B et C représentent l'initiation et la complexification respectivement de l'origine et des modalités de transfert des flux. Ceux –ci seront alors caractérisés à l'exutoire par (i) par une augmentation nette de la contribution du P particulaire et de la charge en P des MES, à mettre en relation avec le pouvoir érosifs croissant des flux et (ii) des concentrations importantes en P à l'exutoire marquant une forte mobilité du P dans les territoires traversés.

« ETAT de BASSIN » (variabilité intra annuelle)						
Invariants géographiques relatifs		Entrées	Stocks (à court terme)	Emissions	Nature des connections	Sorties
Parcelles	Types sols Types de MOS Pentes Zones imperméabilisées	Intrants agricoles Flux d'altération Dépôts secs	Couches mobilisables des sols (naturels ou agricoles) Cumuls sur périodes sèches	Modes de ruissellement Signes d'érosions États des surfaces Drainages	Rigoles Interactions entre parcelles Interactions parcelles zones imperméabilisées	Agricoles (biomasses)
Versants	Organisations des pentes Organisations du MOS dans le versant	Exfiltrations Sources	Stocks dans zones tampons	Extensions spatiales de la saturation des sols (bas de versants et zones humides)	Écoulements sur les routes et chemins	
Réseau hydrographique	Réseau permanent	Pollutions ponctuelles Dépôts secs	Rétentions sédiments	Mobilisations des sédiments lors des crues Erosions berges	Proportion de réseau actif (avec écoulement d'eau)	Flux hydrochimiques de sédiment/nutriments
Bassin versant	Hydrologie profonde Hydrogéologie-géomorphologie	Pluies Dépôts secs	Surfaces actives	Organisations des surfaces actives dans le territoire Typologies des surfaces actives		Exutoire Flux hydrochimique

Tableau 2 : Organisation des observations pour un paramétrage du système de transfert du P dans un bassin versant.

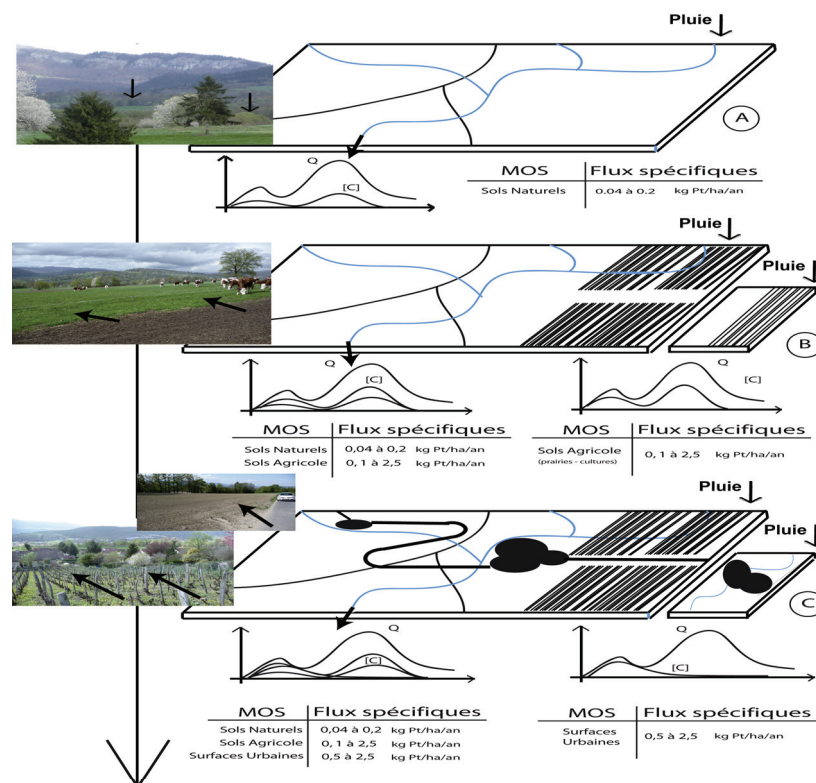


Figure.2 : Évolution du système de transfert du phosphore à l'échelle bassin versant selon le mode d'occupation des sols (MOS).

Considérant ce cadrage nous pouvons définir une stratégie de suivi basé sur des mesures de flux et des indicateurs.

4.2 Méthodologie de suivi d'un territoire

Les parties précédentes mettent en évidence la variabilité spatiale et temporelle des phénomènes impliqués dans le transfert de P. Le système de transfert met en jeu des combinaisons entre entrées-stockages-interactions stocks/écoulements – sorties. Ces phénomènes élémentaires interviennent à l'échelle de la parcelle et à l'échelle du bassin versant et se répètent en cascade jusqu'à l'exutoire. Cependant présenter chaque niveau d'organisation offre des caractéristiques dominantes en termes de propagation, de variabilité et d'intensité relative. Cela impose de fait une méthode de suivi et des indicateurs propres (tableau 2). Une fois que les invariants géographiques et les composantes stables du système vis-à-vis de la durée d'étude sont caractérisés (géologie, sols, certains aspects du mode d'occupation des sols), le suivi s'organise de façon générale en campagnes de mesures (ponctuelles et continues) et en réseaux d'observations. Les campagnes de mesures permettent d'évaluer des bilans globaux (annuels, année hydrologique) ou partiels (à l'échelle de périodes hydrologiques plus courtes) et les réseaux d'observations de paramétrer le fonctionnement du système de transfert du P et de définir des « états de bassins ». Ces « états de bassins » sont la représentation de la variabilité interannuelle et pour partie, saisonnière, du système de transfert.

4.2.1 Réseaux de mesures et observations à l'échelle du bassin versant/sous bassin versant

4.2.1.1 Émissions et flux hydrochimiques

Pour les deux bassins expérimentaux de la présente étude, les mesures en continue de la turbidité, du débit, de la température et de la conductivité sont assurées par trois sondes distinctes (Campbell Scientifique) placées à l'amont d'un seuil servant à la mesure du débit. Les sondes sont reliées à une centrale d'acquisition de donnée (Campbell scientifique). Le prélèvement des eaux est assuré par un préleveur automatique (Hach LANGE), muni d'une pompe à dépression et d'un groupe froid permettant le stockage de 24 flacons de 400 ml à 4°C. L'énergie est fournie par une batterie 120 Ah – 12 V rechargée par un panneau solaire. Le rythme d'échantillonnage pour les bilans globaux, programmé pour une relève hebdomadaire est de 25 ml à pas de 30 minutes soit un flacon de 400 ml par 8h et 21 flacons par semaine. A l'issue de la semaine de prélèvements (conservation à 4°C), dans

les 24h, les échantillons sont filtrés puis ils sont acheminés au laboratoire (Station Hydrobiologique INRA de Thonon les bains).

Ces mesures en continues sont complétées pour établir les bilans partiels. Le dispositif tient en un préleveur portable (ISCO) muni de 24 flacons de 400 ml. Le pas de temps choisi est le bilan 24h, soit 1 prélèvement par ¼ heure pour 1 flacon par heure. Cet échantillonnage permet (i) d'appréhender les fluctuations horaires en flux, à l'exutoire et (ii) de caractériser de façon précise les périodes hydrologiques types (crues d'orages reprises hydrologiques, variabilité en étiage). Pour compléter, les eaux provenant d'origines variées (drains, émissaires, surface imperméabilisées, fossé), les eaux de sources et les eaux de pluies sont échantillonnées et analysées sur la base de prélèvements ponctuels reflétant la variabilité des épisodes hydrologiques. Les analyses réalisées sont le P (sur eaux brutes et filtrées, filtration à 0,7 µm, selon EN 872 1996), les orthophosphates, l'azote sous formes ammoniacal et nitrique ainsi que les sulfates et les chlorures comme traceurs des activités de bassins.

4.2.1.2 États de bassin

La stratégie d'observation requise à l'échelle du bassin consiste fondamentalement en (i) la cartographie des connections hydrauliques établies par le réseau hydrographique, (ii) les états de surfaces des zones hydrologiquement actives définies par les connections avec le réseau hydrographique et (iii) une vision globale des usages des sols.

(i). la cartographie des zones actives permet de déterminer l'origine spatiale de l'eau dans un bassin versant. Un réseau de nœuds permet une vision qualitative du ruissellement (coule / ne coule pas). Une estimation des débits est faite définissant un indice de saturation des terrains drainés.

(ii). la description des états de surfaces consiste également en une évaluation semi-quantitative de la perméabilité de surface. La notion d'états de surfaces sera reprise à l'échelle de la parcelle pour rendre compte d'un indice structural du sol.

(iii). la vision globale des modes d'occupations des sols permet de vérifier, en complément des bases de données acquises, les événements naturels (glissements de terrains, inondations) ou les interventions anthropiques (agaires, pastorales, forestières) sur le bassin versant.

Le croisement de ces facteurs définit, pour l'échelle et la période hydrologique donnée, un « état du bassin versant ».

4.2.2 Réseaux d'observations à l'échelle de la parcelle

Au niveau des parcelles, des indicateurs complémentaires sont utiles pour caractériser qualitativement les transferts hydriques, dissous et solides par (i) l'observation des modalités des écoulements, (ii) l'observation des états de surfaces et (iii) l'observation des signes d'érosions.

(i). les observations sont réalisées lors des crues et l'observateur confirme ou infirme l'écoulement à des connections spécifiques. Pour palier aux déficiences d'observation par temps de crues et notamment au fait que certains épisodes de courtes durées peuvent échapper à l'observateur, des informations supplémentaires concernant les écoulements sont fournies par le couple d'observation : états de surfaces et signes d'érosions.

(ii). les états de surface notamment définis par Boiffin et al. (1988) pour des surfaces agricoles, consiste à évaluer un pourcentage d'une surface correspondant à quatre faciès structuraux, marqueurs d'évolution d'un sol d'un pôle fragmentaire vers un pôle à croute sédimentaire (surface de battance). Le stade de croute de battance est caractéristique d'un risque de ruissellement et d'érosion.

(iii). Enfin les figures d'érosions et parallèlement de sédimentations, se manifestent dans le premier cas par des réorganisations des sédiments (organiques et minéraux) dans la pente puis suivant la cinétique d'écoulement par des griffures, incisions, rigoles ou à l'extrême par des ravines. Les figures de sédimentations seront associées aux plages de dépôts en bas de versant ou à l'interfaces avec des zones de rétentions (bandes herbeuses, ripisylves, haies, prairies...).

Les tournées associées à ces états d'observations se font par le même observateur, afin de minimiser les risques de variabilité dans la perception des phénomènes et sur un réseau de parcelles représentatives de la diversité des sols et des pratiques culturales ainsi reconnues comme « zones actives » pour le système de transfert de P du bassin versant. Les résultats des observations se traduisent par une cartographie des processus de transferts pour un événement hydrologique.

4.2.3 Réseau hydrographique

Au niveau du réseau hydrographique, des indicateurs du fonctionnement 'in stream' sont nécessaires pour caractériser les dynamiques dépôts -resuspensions des sédiments de la rivière et l'érosion des berges. Les sédiments représentent en effet un stock non négligeable de P-particulaire, y compris en rivière à caractère torrentiel (*Pilleboue, 1987 ; Dorioz et al., 1989*). La possibilité de rétention dans les sédiments du P rejeté, lors des étiages, par les sources ponctuelles accentue localement l'importance quantitative de ce stock temporaire vis-à-vis de la dynamique du P. Mais l'évaluation quantitative de ce stock à l'échelle d'un réseau reste un exercice complexe basé sur des bilans partiels coûteux en temps et analyse, et donc non envisageable pour notre étude. Il en est de même pour l'érosion des berges, rarement évaluée qui nécessiterait des traçages inabordables (*Poulenard et al., 2007*). Dans ce contexte difficile, la stratégie mise en œuvre consiste à évaluer simplement la variabilité relative des phénomènes, d'un épisode à un autre, à l'aide d'indicateurs simples.

(i) l'estimation qualitative de l'intensité de l'érosion des berges dans des secteurs clés choisis à partir d'une typologie des berges (mesures du recul en plusieurs points référencés ...)

(ii) l'estimation du taux de dépôts et de remaniements de sédiments dans quelques des secteurs représentatifs, à partir de mesures régulières de hauteur et de piège à sédiments

Ces indicateurs sont mesurés après chaque événement hydrologique majeur en des lieux donnés.

5 MODELISATION

De nombreux modèles d'estimation de transferts de polluants dans les bassins versants existent, BASINS (*US EPA, 1996*), BICHE (*Thiery, 1984*), TOP MODEL (*Beven et Kirby, 1979*)... Notre choix porte sur SWAT (*Soil and Water Assessment Tool, Arnold and Forher, 2005*) complété par une approche empirique basée sur la décomposition des relations concentration-débits à l'exutoire du bassin. Nous testerons dans quelles mesures, lors de quelles périodes, ces modèles peuvent rendre compte des états de bassin versant observés (*Jordan-Meille, 1998*). SWAT est un modèle semi distribué déterministe destiné à prédire les effets de différents scénarios de gestion de l'espace rural sur les transferts hydriques, les transferts de sédiments et de nutriments à l'échelle de bassins versants hétérogènes et pour des longues périodes. L'échelle spatiale utilisée par SWAT est l'Unité de Réponse Hydrologique (HRU), qui est la superposition de différentes entités géographiques et structurales (topographie – pédologie – mode d'occupation des sols). Ce modèle a été choisi du fait de la fréquence de son usage pour des thématiques d'identification et de quantification des flux diffus dans des bassins versants à vocation agricole (*Michaud et al., 2007*). Il servira à simuler les évolutions du territoire, sur nos bassins versants expérimentaux. Le calage du modèle hydrologique utilisé (SCSCN pour Soil Conservation Service Curve Number) sera réalisé à partir (i) de données antérieures acquises de 2006 à 2008 sur le bassin de l'Albenche ainsi que les données en cours d'acquisition, (ii) sur les données de l'étude actuelle du bassin de la Deysse et sur les données météorologique de la zone d'étude depuis 2006. Les données nécessaires au déroulement du programme (pédologie du bassin versant, mode d'occupations des sols, pratiques agricoles) sont en cours d'acquisition.

6 CONCLUSION

Le système de transfert du phosphore représente l'ensemble des structures et des fonctionnements du bassin versant qui gouverne à l'exutoire, la nature, l'intensité et le régime d'exportation des flux de phosphore impliqués dans l'eutrophisation des lacs. Notre objectif est de montrer comment dans un contexte de mutations péri-urbaines, ce système de transfert se modifie, pour déterminer de nouveaux bilans et régimes d'exportations (spéciations et époques). L'approche repose sur la modélisation de deux sous-bassins versants expérimentaux. Ces bassins font l'objet de campagnes de mesures spécifiques (concentrations- débits à l'exutoire, sols et usages des sols...). L'accent est mis sur la pollution diffuse agricole et sa contribution aux bilans. Les interactions et notamment le rôle des surfaces imperméabilisées et urbanisées comme facteurs de réorganisation des conditions d'écoulement, sont étudiés grâce à une analyse spatiale de l'évolution d'état de bassin à l'aide d'indicateurs. Le dispositif associé à cette stratégie est en place. Les mesures sont en cours d'acquisition sur 2009 – 2010

BIBLIOGRAPHIE

- Arnold J.G. and Forher N., 2005 – SWAT2000: Current capabilities and Research opportunities in Applied Watershed Modelling. *Hydrol. Process* n°19 (3), p. 563-572
- Bertrand-Krajewski J.-L., Chebbo G. and Saget A., 1998- Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Wat. Res.* Vol. 32, n°8. pp. 2341-2356.
- Beven, K J and Kirkby, M J. 1979 A physically based variable contributing area model of basin hydrology *Hydrol. Sci. Bull.*, 24(1),43-69.
- Boiffin J., Papy F., Eimberck M. – 1988- Influence des systèmes de cultures sur les risques d'érosion par ruissellement concentré. Analyse des conditions de déclenchement de l'érosion. *Agronomie*. 8.8, 663-673
- CISALB 2005 à 2008. Suivi Leysse – Sierroz. *Rapports*
- Dorioz J.-M., 2007 - Effets des dispositifs enherbés sur les transferts diffus et phosphoré dans les bassins versants agricoles. Analyse critique des données bibliographiques et conséquences opérationnelles. *Etud. Gest. Sol.*, 14, 4, p. 249-266.
- Dorioz J.M. et Ferhi A. -1994- Pollution diffuse et gestion du milieu agricole : transferts comparés de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole. *Water Research*, vol. 28, 2, 395-410.
- Dorioz J.-M. et Poulénard J., 2007 - Le système de transfert du phosphore dans les bassins - versants ruraux : flux et stocks, rôle de l'hydrologie et relations avec l'occupation de sols. *Océanis*, 33, 1-2, p. 123-145.
- Dorioz J.-M. et Trevisan D., 2008 - Le transfert diffus du phosphore dans les bassins versants agricoles : ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise. *Ingénieries*. N° spécial p. 27-47.
- Dorioz J.M., Pilleboue E., Ferhi A. – 1989 – phosphorus dynamics in watersheds : role of trapping process in sediments. *Wat. Res.* 23, 147-158
- Dorioz J.M., Pelletier J., Benoit P., 1998b. Propriétés physico-chimiques et biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du Léman (France). *Water Research*, 32, 2, 275-286.
- Dorioz J.-M., Wang D., Poulénard J., et 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.*, 117, p. 4-
- DUVERNOY I., 2002- Espace agricole périurbain et politiques communales d'aménagement. *Cybergéo*, n°208. 14 p.
- Grill.-J., Dorioz J.-M., aurosseau P., 2007 – Les zones tampons et la limitation de pollution des eaux de surface par le phosphore d'origine diffuse : fonctionnement, intérêt et limites. *Océanis*, 33, 1-2, p.241-260
- 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., Trevisan D., Dorioz J.M. – 2007- Variabilité des mécanismes de transfert du phosphore à l'échelle bassin versant : le cas d'un bassin versant de la région Lémanique et sa portée générale. *Océanis*, 33, 1-2, p. 183-206
- Meals D.W. et Budd L.F. -1994 - Lake Champlain non point source. Pollution assessment. Tech. report 6 A. Lake Champlain. Manag. Conference, Burlington
- Meybeck M., 1982. - Carbon, nitrogen, and phosphorous transport by world rivers. *Am. J. Sci.*, n°282, p. 401-450
- Michaud A.R., Giroux M., Landry C., Deslandes J., Beaudin I. et Lauzier R.-2007. Prévention des transferts diffus de phosphore en bassins-versants agricoles : perspectives Québécoises et de l'état du Vermont. *Océanis*, 33, 1-2, p.285-320.
- 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
- Nemery J., Garnier J., - 2007 – Dynamique du phosphore dans le bassin versant de la Seine : bilan et modélisation. *Océanis*, 33, 1-2, p. 87-102
- Pilleboue E. -1987- Origines, bilans et mécanismes de transfert du phosphore et de l'azote d'un bassin versant vers un lac. Thèse Paris VI. 251 p.
- Poulénard J., Lefrançois J., Quéting P., Grimaldi. C., Millery A., Dorioz J.-M., 2007 - Origine des matières en suspension dans les bassins versants ruraux. Conséquence pour le transport et la biodisponibilité du phosphore particulaire. *Océanis*, 33, 1-2, p. 223-240
- Quéting P., Bouvier., Lazzarotto J., Moille J.-P., Poulénard J. et Dorioz J.-M. -2005 - Effets des évolutions du mode d'occupation des sols et d'opération de maîtrise de la pollution, sur le bilan de phosphore du bassin versant du Foron ;CIPEL Lausanne, p. 157-169
- Thiery D.-1984- Modélisation des transferts de nitrates dans cinq bassins versants à Rembercourt-aux-Pots (Meuse). Note technique SGN/EAU N°83-01. janvier 1984
- U.S. Environmental protection Agency (USEPA). 1996. BASINS CDROM version 1, 1993-1994. Office of water/office of science and technology.EPA-823-C-96-004
- Viaud, V., P. Durand, P. Merot, E. Sauboua, et Z. Saadi. -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.* 74:135-163.
- Vollenweider R.A., - 1968 – Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophication. OECD-report, DAS/SCI
- 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. and all Eds. Kluwer Acad. 2004 ; p. 159-189. (827)