

**Université Pierre et Marie Curie, École des Mines de Paris  
& École Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts**

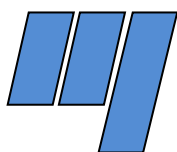
---

**Master 2 Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie  
Parcours Hydrologie-Hydrogéologie**

Amélioration et calage du modèle de transport de polluants  
et pesticides (POPES) sur le bassin versant La Beaurivage.

**Lasbleis François**

**Directeur de recherche : Alain Rousseau**



Université du Québec  
Institut National de la Recherche Scientifique  
490, de la couronne G1K 9A9  
Québec (Québec), Canada

**Du 01/02/08 au 01/08/08**



## TABLE DES MATIÈRES

---

---

	ABSTRACT.....	4
1	PROBLEMATIQUE.....	5
1.1	LA BEAURIVAGE.....	5
1.2	PRESENTATION DE GIBSI.....	6
1.3	PRESENTATION DE POPES.....	8
2	LE PHOSPHORE.....	9
2.1	PRESENTATION DU CYCLE REEL DU PHOSPHORE.....	9
2.2	PRESENTATION DU CYCLE SIMULE DU PHOSPHORE.....	10
3	L'AZOTE.....	13
3.1	PRESENTATION DU CYCLE REEL DE L'AZOTE.....	13
3.2	PRESENTATION DU CYCLE SIMULE DE L'AZOTE.....	14
4	PRESENTATION DES PROCESSUS SIMULES.....	16
5	STRUCTURE DU PROGRAMME INFORMATIQUE.....	16
5.1	EQUATION DU CYCLE DE L'AZOTE.....	19
5.2	EQUATION DU CYCLE DU PHOSPHORE.....	25
5.3	MODELE DE CULTURE.....	29
6	RESULTAT DES MODIFICATIONS, CALAGES DU MODELES.....	34

6.1	BILANS SUR LES STOCKS DE PHOSPHORE.....	34
6.2	BILAN SUR LES STOCKS D'AZOTE.....	36
7	RESULTATS EN RIVIERES.....	40
7.1	L'AZOTE .....	40
7.3	LE PHOSPHORE TOTAL.....	43
8	DISCUSSIONS ET PROCHAINES ETAPES.....	47
9	REFERENCES.....	49

## ABSTRACT

Nitrogen and phosphorus are compounds of major importance in plant development, especially during the first steps of growing. Natural sources appear mostly insufficient to supply the needs of the cultures in order to obtain high crop production. Consequently, the use of fertilizer is more and more frequent in agricultural exploitation, which triggers a progressive enrichment of soils with different pollutants like nitrogen and phosphorus. Nutrient soils levels like 1 to 5 tons/ha (Brady, 1990) and 0,5 to 2 tons/ha concerning nitrogen and phosphorus respectively are considered usual in North American agricultural exploitation (Beaudin, 2006). Enrichment of soils leads to a regular increase of nutrients concentrations in stream water, like  $\text{NO}_3^-$  and dissolved forms of phosphorus, which could reach more and more frequently their respective standards of drinkability.

In order to understand, evaluate and compare the influence of different agricultural practices on water quality at the watershed scale, forward-looking tools are necessary to integrate the inherent complexity at this scale. The software GIBSI (Integrated Management of watershed with a computerized system) was developed at the INRS-ETE (Villeneuve *et al.*, 1998) to answer this problem. The program GIBSI is an integrated modeling software (with an hydrological model and a database management system) and a system of spatial analysis (including a GIS), which will be applied here on the Beaurivage watershed.

# 1 PROBLEMATIQUE

L'azote et le phosphore sont des nutriments des plus importants pour le développement des plantes, notamment pendant leurs premiers stades de croissance. Les sources naturelles sont souvent insuffisantes comparées aux besoins des différentes cultures pour pouvoir obtenir des rendements optimums, le recours aux engrais est de plus en plus fréquent dans les exploitations agricoles. La fertilisation de plus en plus importante entraîne un enrichissement progressif des sols en différents polluants, comme l'azote et le phosphore. Des taux de 1000 à 5000 kg/ha en azote (Brady, 1990) et de 1 à 2 t/ha en phosphore dans des sols cultivés de manières intensives sont souvent rencontrés dans les exploitations d'Amérique du Nord (Beaudin, 2006). L'enrichissement progressif de ces sols en nutriments entraîne une exportation de plus en plus importante en rivière. Les concentrations des cours d'eau, en nitrates et phosphates notamment, augmente régulièrement, pouvant atteindre de plus en plus fréquemment les normes de potabilité respectives de ces espèces.

Dans le but de comprendre, d'estimer et comparer *a priori* l'influence de différentes pratiques agricoles sur la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant, il faut se doter d'outils prospectifs qui permettent d'intégrer la complexité inhérente à cette échelle. C'est dans cette optique que le système de modélisation intégrée GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé) a été développé à l'INRS-ETE (Villeneuve *et al.*, 1998). Le programme GIBSI est un système de modélisation intégrée (avec un système de gestion de base de données et de modèles hydrologique) et un système d'analyse spatiale incluant un SIG. Le système sera ici appliqué sur le bassin versant de la Beaurivage.

## 1.1 LA BEAURIVAGE

Les sous-bassins hydrographiques des rivières Bras d'Henri et Beaurivage (figure 1.1) sont notamment bien documentées au niveau de la qualité de l'eau et de données connexes. La qualité de l'eau de ces rivières fait l'objet d'une surveillance depuis 1988, et des mesures hydrométriques sont disponibles depuis 1972. Également, des travaux extensifs de modélisations ont été effectués depuis plus de 10 ans sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Chaudière à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI. Ce système d'aide à la décision est capable de simuler les principaux processus hydrologiques affectant l'évolution quantitative et qualitative de l'eau d'un bassin versant (Villeneuve *et al.*, 1998 ; Rousseau *et al.*, 2000a; 2000b ; 2002a,b ; Mailhot *et al.*, 2002 ; Quilbé et Rousseau, 2007). De plus, GIBSI permet l'analyse subséquente coûts-bénéfices de l'implantation de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) et peut aussi être couplé à des modèles plus agro-économiques plus sophistiqués (Salvano *et al.*, 2004 ; 2006).

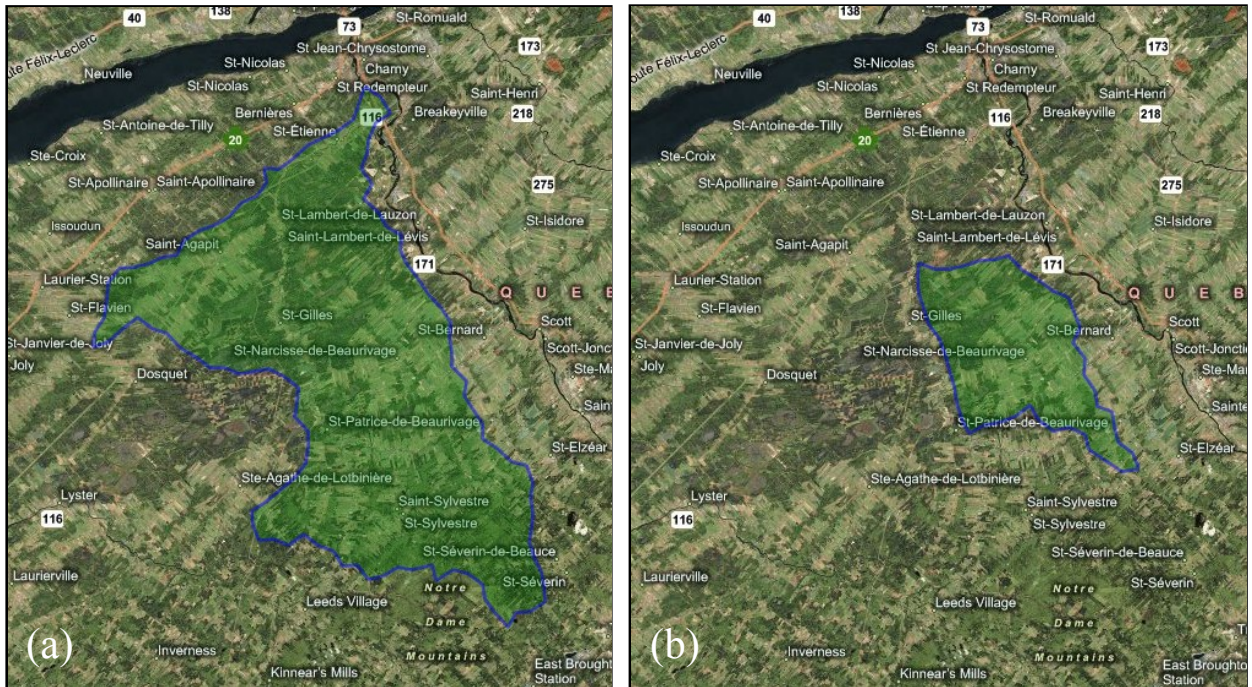


Figure 1.1 Vue satellite du bassin versant de la Beaurivage (a) et du sous bassin le Bras d'Henri (b).

## 1.2 PRESENTATION DE GIBSI

Le logiciel est constitué de cinq programmes principaux, exécutés successivement :

i) Le SIG Physitel, qui permet d'acquérir les données du modèle numérique de terrain, et de « découper » le bassin versant en unité spatiale de simulation (USS), qui seront les éléments de calculs de bases sur GIBSI (Figure 1.2). Chaque USS représente un bassin versant à l'intérieur de la zone d'étude, ces unités représentent la plus petite superficie pour laquelle sont générés des résultats par les différents modèles supportés par le système GIBSI. Dans le contexte actuel, sur le bassin de la Beaurivage ( $727 \text{ km}^2$ ), les USS déterminés présentent des superficies moyennes (50-100 ha) s'approchant de celles des fermes rencontrées sur les bassins à l'étude. Conséquemment à la discrétisation à l'aide du SIG PHYSITEL, l'ensemble du bassin de la Beaurivage a été intégré au modèle GIBSI. Cette intégration prend en compte l'ajout de l'ensemble des cartes d'informations géographiques (MNA, Réseau, Type de Sol, Occupation du Sol), l'édition des bases de données et la mise à jour des fichiers d'entrée des différents modèles.

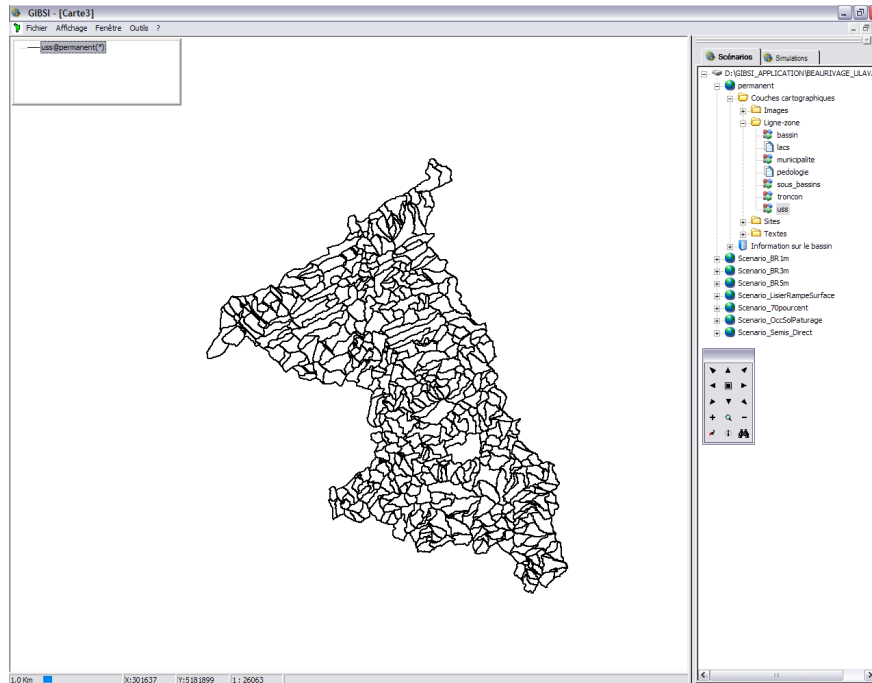


Figure 1.2 Intégration graphique des limites de chaque USS sur le bassin versant de la Beaurivage.

ii) Hydrotel est le modèle pluie/débit de calcul des écoulements pour chaque USS et des flux en rivière et à l'exutoire du bassin. Les résultats ont démontré une performance satisfaisante du modèle quant aux débits simulés à l'exutoire du bassin de la rivière Beaurivage ( $R^2=0.77$ , Nash-Sutcliffe=0.77, performance moyenne sur les années 1988-1990).

iii) GEROSM, le modèle d'érosion et de transports de sédiments en rivière. un modèle d'érosion basé sur RUSLE (Wischmeier et Smith, 1978 ; Renard et al., 1997) complété par l'équation de Yalin, 1963 pour prendre en compte la capacité de transport du ruissellement.

iv) POPES, le modèle de transports au sol des polluants et pesticides. Ce programme séparé en deux parties distinctes, prend en compte les nutriments (azote et phosphore), basé principalement sur les algorithmes de SWAT (Arnold et al., 1996) et EPIC (Arnold et Williams, 1995) et le transport des pathogènes (transpath).

v) un modèle de qualité de l'eau en rivière basé sur QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) qui simule les processus biologiques, physiques et chimiques contrôlant le devenir des contaminants et des différentes formes de l'azote et du phosphore dans les eaux de surface.

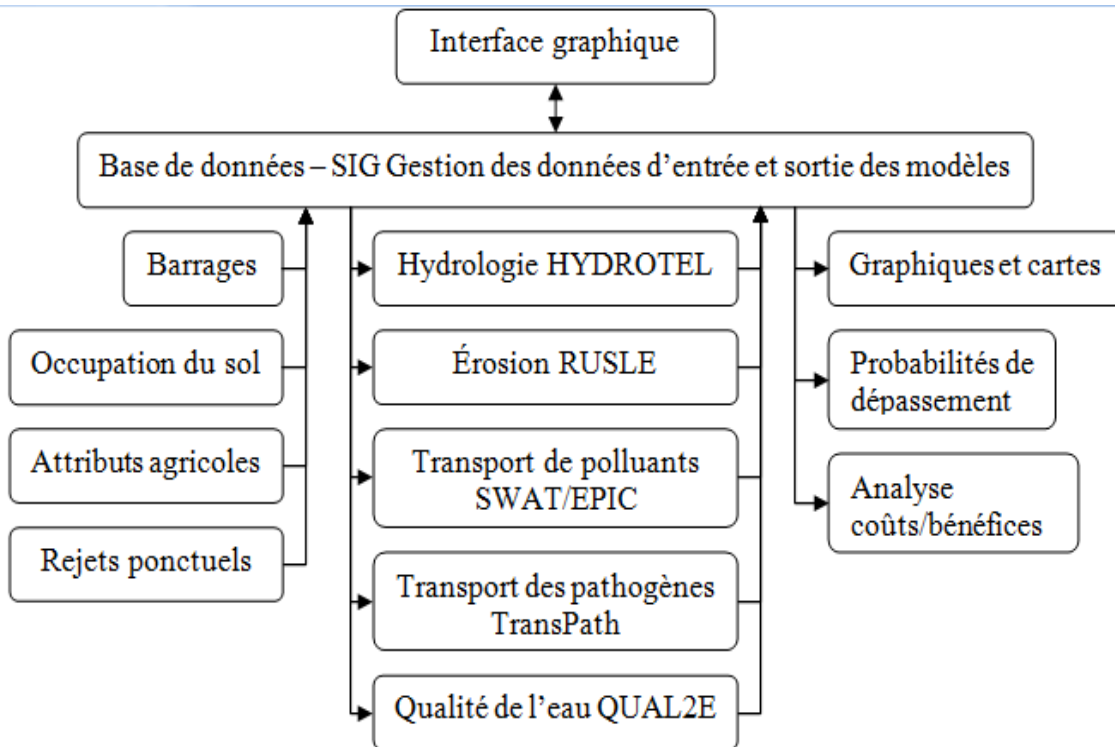


Figure 1.3 Schéma représentant l'ensemble des processus simulés dans GIBSI.

### 1.3 PRESENTATION DE POPES

Dans le cadre du projet « WEBS » sur le bassin versant de la Beaurivage, l'INRS étudie, pour environnement Canada, l'influence des pratiques de gestion bénéfiques (PGB) sur la qualité des eaux en rivières, notamment les rotations de culture qui permettraient de réduire les sources de pollutions d'origines agricoles (par exemple, nitrates et pesticides), mais aussi l'implantation de bandes riveraines. C'est dans cette optique que le module de transports de polluants et pesticides « POPES » devait être amélioré pour pouvoir, notamment, intégrer de manière efficace le module d'absorption par les plantes.

Le modèle POPES de GIBSI a fait l'objet de plusieurs études successives à l'INRS. La première version était basée sur le modèle SWAT et adaptée à GIBSI (Nasr, 1996). Une première tentative pour développer et intégrer un modèle de prélèvement de nutriments par les plantes était basé sur le modèle EPIC (Beauchemin, 1997). Les données d'entrée nécessaires étaient toutefois trop sophistiquées et ce premier modèle est resté sans suite. Il était donc nécessaire de réadapter le modèle de manière satisfaisante en fonctions des données d'entrée disponibles, pour pouvoir intégrer les plantes et produire des résultats performants permettant d'étudier l'influence des différentes PGB.



La version de POPES actuelle est issue principalement d'une « fusion » entre les équations des modèles SWAT et EPIC, mais également de relations empiriques qui permettent de substituer certaines équations ou processus dont les données sont trop complexes ou inaccessibles. Le modèle a pour but de modéliser de manière efficace la plupart des processus affectant l'azote et le phosphore dans leurs cycles naturels tout en gardant un esprit « simpliste ». POPES fournit les quantités exportées au sol par les USS, ce qui comprend les charges exportées par les sédiments, par le ruissellement et par le débit de base. Le modèle QUAL2E transforme ces masses produites en concentrations en rivière. Les cycles du phosphore et surtout celui de l'azote sont très complexes, et de nombreuses interactions entre les différentes formes de chaque espèce rendent très difficile la modélisation journalière de tous les stocks et processus, impliquant que beaucoup de publications donnent des charges ou des concentrations mensuelles. Étant donné le manque de données internes précises (comme des données de stock dans les sols) et la complexité inhérente à chaque cycle, il apparaît pertinent de simplifier en partie, et dans un souci de modélisation, les différents processus affectant l'azote et le phosphore. C'est dans cet esprit que le modèle a été développé.

Le travail réalisé dans le cadre de ce projet de recherche a d'abord consisté dans un premier temps à prendre connaissance du « code » du programme POPES pour rentrer à l'intérieur du modèle (langage FORTRAN), de comprendre le fonctionnement intrinsèque du module des plantes et d'analyser les différents processus simulés dans le modèle. La deuxième étape fut d'effectuer des modifications là où cela semblait nécessaire, notamment en ce qui concerne les différentes interactions entre les stocks, tout en conservant l'intégrité du modèle pour pouvoir produire des simulations de cinq années consécutives sur des conditions météorologiques identiques. Puis, dans un second temps, utiliser les données météo réelles pour essayer de caler notre modèle par rapport aux données des concentrations en rivières enregistrées entre 1988 et 1995 sur notre bassin versant. La dernière étape consistera à établir les limites du modèle, estimer la qualité des résultats fournis et de proposer quelles pourraient être les solutions pour rendre le modèle plus performants, notamment dans la gestion des différentes formes de l'azote.

## 2 LE PHOSPHORE

Le phosphore participe à tous les processus biochimiques de la vie d'un organisme : le développement, les transferts d'énergie, la respiration, la photosynthèse, et plusieurs autres fonctions physiologiques.

### 2.1 PRESENTATION DU CYCLE REEL DU PHOSPHORE

Le phosphore existe dans le sol majoritairement sous forme d'ions orthophosphates, à l'état de phosphates de calcium ou dans la solution du sol sous forme ionique ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ). C'est ce stock d'orthophosphates qui alimente les plantes. Les besoins pour les différentes cultures présentes dans ce type de bassin varient entre 20 et 60 kg/ha/an d'après Jourdan et al. (1994). Même si la littérature est beaucoup moins abondante que pour l'azote, on sait que le prélèvement du phosphore, par les plantes, suit la même

dynamique. Au moment de la maturation de la plante, le phosphore est en grande partie localisé dans la graine ou le fruit (CRAAQ, 2003). Alors que les sols peuvent contenir une grande quantité de phosphore, seulement une petite quantité de ce stock est disponible pour les plantes et autres organismes vivants.

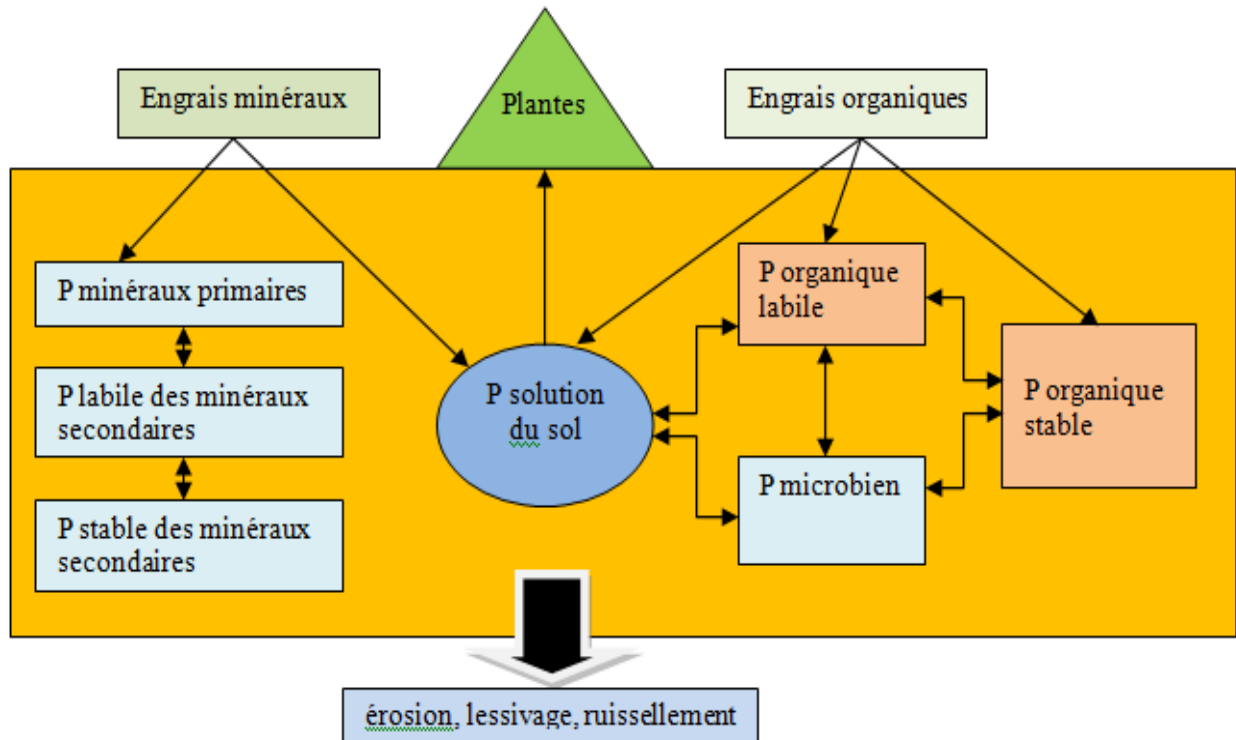


Figure 2.1 Cycle du phosphore dans le système sol/plante/engrais.

Les orthophosphates biodisponibles sont symbolisés par le « P solution du sol » sur le schéma (Figure 2.1). Dans les cours d'eau, le phosphore se trouve sous forme organique et inorganique dissoutes, ou attaché aux sédiments et transporté par le flux. L'apport par ruissellement et par écoulement de subsurface constituent aussi des sources importantes de phosphore dissout.

## 2.2 PRESENTATION DU CYCLE SIMULE DU PHOSPHORE

Le cycle du phosphore est de plus en plus étudié depuis ces dernières années, et ce consécutivement aux problèmes d'eutrophisation des ressources en eau rencontrés ces dernières années. En effet, le phosphore apparaît généralement comme étant le paramètre limitant pour la production de biomasse comme les algues et les phytoplanctons. Les sources agricoles, industrielles et urbaines se présentent comme étant les principales sources du phosphore dans les lacs et rivières. Les efforts récents pour retraiter les eaux usées provenant des rejets urbains et industriels, permettent d'affirmer que la majorité de l'augmentation du phosphore dans le cycle naturel est liée à la production agricole (Beaudin, 2006),

Contrairement à l'azote qui est très mobile, la solubilité du phosphore est très limitée dans la plupart des types de sols. Le phosphore aura tendance à précipiter avec d'autres ions pour former des complexes insolubles. Ceci explique que la majorité du contenu en phosphore d'un sol se situe dans les couches de surfaces (jusqu'à 1 à 2 t/ha sur 0-50cm de sol, Beaudin, 2006), ce qui explique sa disponibilité au transport de surface.

POPES, adapté des modèles SWAT, majoritairement, et d'EPIC, modélise six différentes sources de phosphore dans le sol : trois formes d'origines inorganiques et deux autres organiques (figure 2.2).

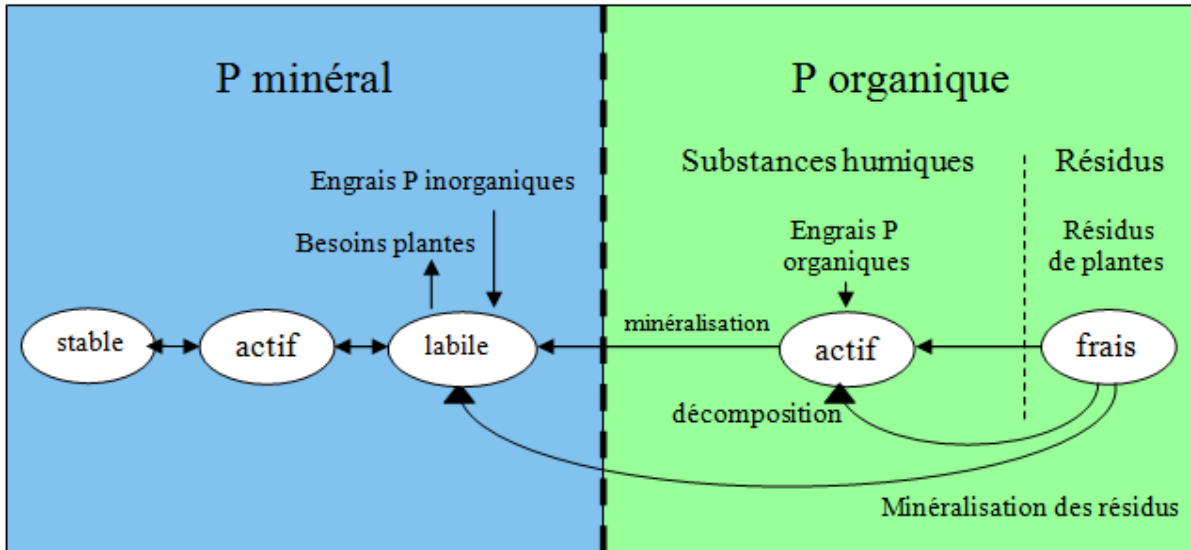


Figure 2.2 Cycle du phosphore géré par POPES.

Le phosphore organique frais est associé aux résidus de récolte des plantes et la biomasse microbienne. Le phosphore organique actif est lié à l'humus du sol et regroupe les stocks organiques labiles et stables. Le phosphore minéral est séparé en trois pôles dits « actif », « stable » et en solution (ou labile). L'équilibre entre les formes « en solution » et « active » est un processus rapide (de l'ordre de quelques journées, Neitsch et al., 2002) et lent entre les formes active et stable. Les apports en engrais gérés dans POPES, tels que les fumiers et lisiers, sont séparés en deux parties égales entre les pôles organiques actifs et inorganiques labiles.

La représentation du cycle du phosphore simulé est assez proche du cycle réel (seulement deux modifications). Dans le pôle organique, le phosphore organique « actif » représente le phosphore labile et le phosphore stable qui reçoit les apports par engrais. Le phosphore « frais » représente le phosphore microbien et les résidus. De cette manière on simplifie le nombre de formes simulées, et ainsi le nombre d'interactions entre les différents stocks à modéliser. Dans le pôle inorganique, le stock de phosphore minéral primaire est assimilé avec celui du phosphore en solution (tant les concentrations en solutions sont faibles) en phosphore minéral labile (ou en solution) dans POPES. Le

phosphore minéral labile des minéraux secondaires correspond quand à lui au pôle actif et le phosphore stable des minéraux secondaires est appelé phosphore minéral stable.

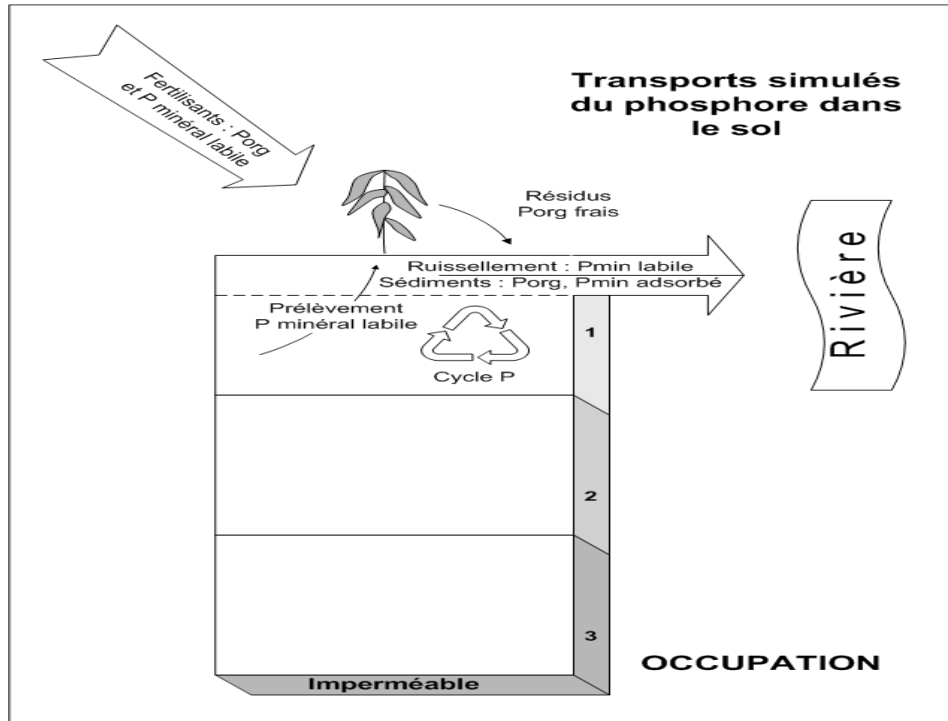


Figure 2.3 Processus modélisés de transformation et de transport du phosphore dans le sol.

Le modèle de transport est obligé de s'adapter aux caractéristiques pédologiques fournies et simulés par GIBSI à l'aide des modules précédents POPES. GIBSI utilise un modèle de sol à trois couches. La première couche symbolise l'horizon de surface (10 cm dans le cas de la Beurivage), la deuxième couche représente entre 5 et 10 cm (10 cm dans le cas de la Beurivage), et la troisième, plus importante, atteignant 130 cm de profondeur (dans notre cas), avant le substratum imperméable (Figure 2.3). L'épaisseur de ces couches constitue un paramètre de calage pour le modèle HYDROTEL de GIBSI. Ici, on considérera que la totalité du stock de phosphore se trouve dans le premier horizon de surface, c'est-à-dire dans les dix premiers centimètres du sol, et modéliser toute les interactions dans cette première couche seulement. Or, s'il apparait consistant que la majorité du stock de phosphore se situe dans les premiers horizons du sol de faibles profondeurs, du en partie à la basse mobilité du phosphore, le fait de tout « stocker » dans quelques centimètres seulement va exagérer les concentrations de phosphore ruisselé et arraché par les sédiments. Cette simplification sera à prendre en compte dans le modèle au cours des différents calages, mais aussi pour établir les limites des résultats produits par les simulations.

### 3 L'AZOTE

A l'échelle cellulaire, l'azote est un constituant essentiel des acides aminés, des enzymes, de certaines vitamines et joue également un rôle clé dans la division cellulaire. A l'échelle macroscopique, cet élément est impliqué dans le développement des feuilles et des tiges, et plus particulièrement dans le maintien de la turgescence. A l'échelle des écosystèmes et dans des conditions naturelles, l'azote est le facteur limitant de la production primaire.

#### 3.1 PRESENTATION DU CYCLE REELLE DE L'AZOTE

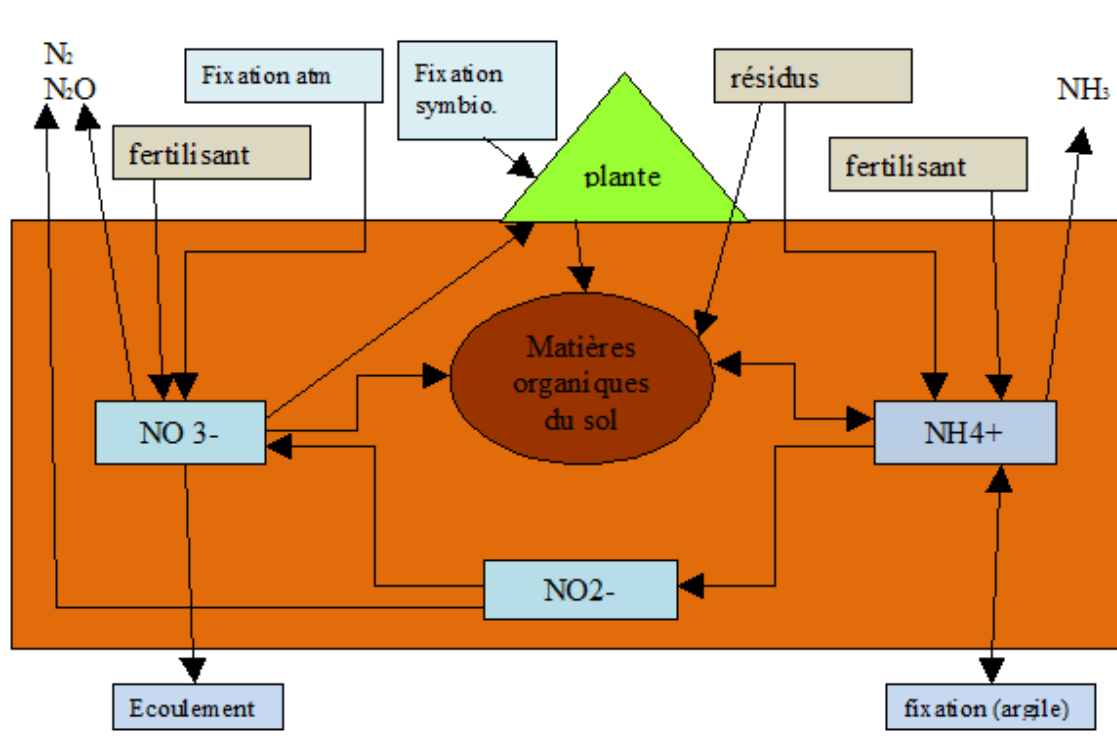


Figure 3.1 Cycle de l'azote dans le système sol/plante/engrais. Les « matières organiques du sol » représentent les différentes formes de l'azote organique dans le sol.

Le prélèvement par les plantes concerne deux formes d'azote : les ions nitrate ( $NO_3^-$ ) et ammonium ( $NH_4^+$ ). Ces derniers sont prélevés de façon minoritaire (environ 1/5 du prélèvement total en azote). On distingue le prélèvement actif faisant appel à des enzymes et de l'énergie au transport passif qui suit les gradients de concentration. Les ions migrent vers les racines par mouvement convectif ou diffusif. L'absorption d'azote n'est pas régulière au cours de la vie d'une plante : pendant la phase de germination, la demande en azote est forte et est satisfaite en majeure partie par les réserves de la graine (Schubert, 1987; Zhou *et al.*, 1997). L'absorption augmente ensuite de manière exponentielle pendant la période de croissance rapide puis ralentit pendant la phase reproductive et se maintient ensuite à un niveau assez bas (Couillandeu, 1999). L'absorption se fait par les jeunes racines, les racines âgées étant tubérisées. L'azote

contrôle le degré d'utilisation des autres éléments par la plante et nourrit les microorganismes du sol qui décomposent la matière organique (CRAAQ, 2003).

La capacité de l'azote a changé de Valence le rend extrêmement mobile (Figure 3.1). Réussir à comprendre le mouvement de l'azote entre ses différentes formes dans le sol est nécessaire pour une meilleure gestion de cet élément dans l'environnement. Les différentes formes de l'azote peuvent avoir des effets significatifs sur la qualité de l'eau. Les principaux problèmes rencontrés avec des taux excessifs d'azote dans les eaux de surfaces concernent l'eutrophisation, des taux de  $\text{NO}_3^-$  élevés peuvent également conduire à des problèmes de santé pour les hommes et les animaux. La dynamique complexe de l'azote et ses différentes sources naturelles et anthropiques rendent difficiles l'analyse de la contribution respective de chacune de ces sources dans l'eau. Les besoins pour les plantes varient beaucoup d'une espèce à l'autre (de 40 à 250 kg/ha/an pour les cultures étudiées dans notre région). Cette forte variation entrainera des différences de stocks importants dans les sols selon les cultures en présence, notamment en ce qui concerne l'enrichissement des sols en phosphore. Le ratio P : N étant défavorable pour le phosphore dans les engrais (lisiers et fumiers), le fait d'appliquer la demande en azote entrainera une surfertilisation en phosphore, d'autant plus prononcée que la culture en présence possède une importante demande en azote. Pour lutter contre ce phénomène, la rotation des cultures (un des types de PGB étudié dans GIBSI) apparaît comme une solution pouvant atténuer ces effets.

### 3.2 PRESENTATION DU CYCLE SIMULE DE L'AZOTE

Pour l'azote, POPES modélise quatre sources différentes dans le sol. Trois sources sont d'origines organiques et une seule d'origine inorganique : les nitrates (Figure 3.2).

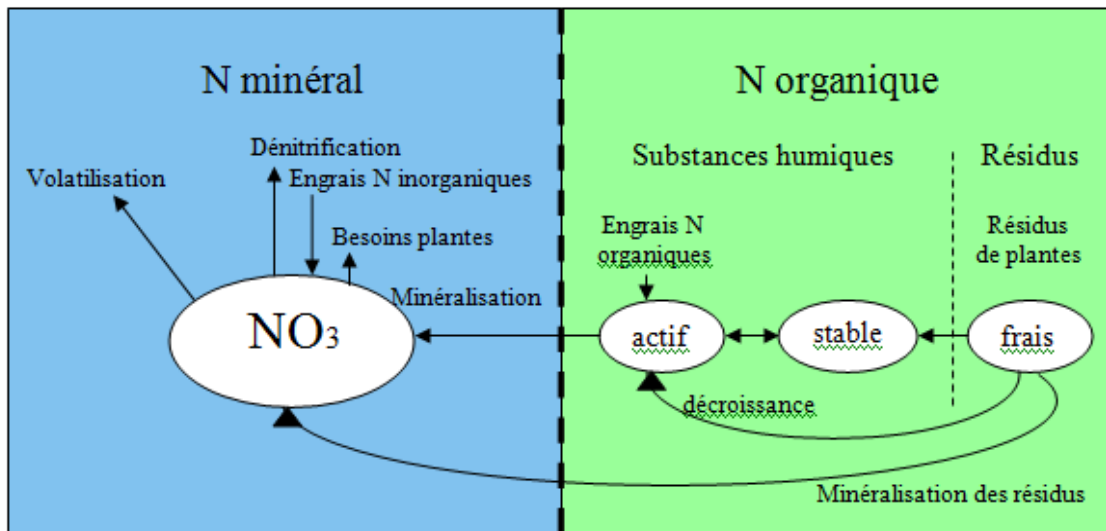


Figure 3.2 Cycle de l'azote géré par POPES.

L'azote organique frais est associé aux résidus de récolte des plantes et à la biomasse microbienne, tandis que l'azote organique actif et stable sont liés à l'humus du sol. La séparation entre deux formes dites « stable » et « active » représente la disponibilité des

substances humiques au phénomène de minéralisation en azote inorganique (ici  $\text{NO}_3^-$ ). Le phosphore minéral est seulement simulé sous forme de nitrates dans POPES, contrairement au modèle SWAT notamment, les processus affectant les formes ammonium, nitrates et nitrites de l'azote sont gérés dans le même pôle nommé « nitrates », étant l'espèce minérale majoritaire dans les sols. Les apports en engrais gérés dans POPES, tels que les fumiers et lisiers, sont séparés en deux parties égales entre les pôles organiques actifs et  $\text{NO}_3^-$ .

La représentation du cycle de l'azote simulé diffère assez du cycle réel, non pas sur les processus simulés, mais surtout sur les espèces prises en considérations dans notre modèle. Dans le pôle organique, l'azote organique « actif » représente la biomasse microbienne et le stock de matières organiques qui reçoit les apports par engrais. Les principales différences appartenant au pôle inorganique, où tous les processus affectant les nitrites, les nitrates et les ions ammonium sont assimilés dans le stock nitrates, tels que la volatilisation, l'immobilisation et la minéralisation. Cette « hypothèse » permet de simplifier les interactions entre les différentes formes et de gérer de manière globale le stock d'azote inorganique dans le sol, biodisponible pour les plantes. Cependant, cela nécessite d'adapter les équations des différents processus propre à chacune des formes. En effet, la masse totale de nitrates « disponibles » pour la dénitrification sera supérieure à la masse réelle, ce qui entrainera une surévaluation des masses perdues par production de gaz. Même principe pour la volatilisation de l'ammonium.

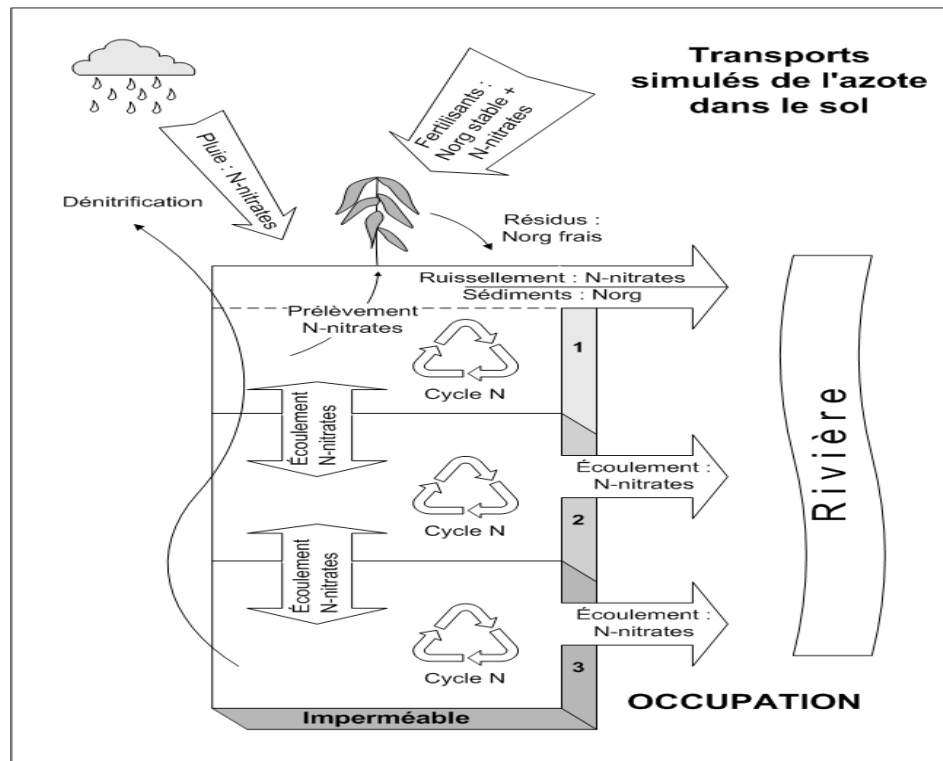


Figure 3.3 Processus modélisés de transformation et de transport de l'azote dans le sol.

Contrairement au phosphore, l'azote est très mobile et sera donc présent et simulé dans chacune des couches de sols prises en comptes par POPES, ce qui le rendra disponible à

des pertes par écoulement latéral (Figure 3.3). Le fait de ne pas modéliser l'ammonium, et les nitrites, constituent une limite du modèle. La grande disponibilité des nitrates va avoir également tendance à exagérer les quantités ruisselées et écoulées, ce qui devra être pris en compte pour les concentrations en rivières et nécessitera l'ajout de coefficients permettant de limiter ces effets.

#### 4 PRESENTATION DES PROCESSUS SIMULES.

Le modèle de transport des nutriments (azote, phosphore) simule la majorité des processus bio-physico-chimiques du cycle de ces deux éléments dans le sol, c'est-à-dire :

- 1 les apports par fertilisation et résidus
- 2 le prélèvement des nutriments par les plantes
- 3 le transport en surface par ruissellement
- 4 le transport par les sédiments
- 5 le transport par l'écoulement latéral
- 6 le transport par l'écoulement vertical
- 7 les processus de minéralisation, d'immobilisation et de dénitrification dans le cas de l'azote

Il est important de préciser que ces processus sont simulés de manière séquentielle, les uns après les autres, ce qui est une simplification incontournable de la réalité. Cela signifie que, dans des conditions limitantes, certains processus seront simulés en priorité sur d'autres. Par exemple, dans le cas des nitrates, comme le programme simule le processus d'immobilisation (passage des nitrates en azote organique actif) avant le processus de dénitrification, si la teneur en nitrates est faible, la totalité des nitrates disponibles sera immobilisée tandis que le taux de dénitrification sera nul. Toutefois cette limite ne pose réellement problème que pour de faibles quantités, et n'a donc pas une grande influence sur les sorties du modèle lorsqu'une échelle de temps suffisamment importante est considérée.

#### 5 STRUCTURE DU PROGRAMME INFORMATIQUE.

Le programme informatique du modèle de transport de nutriments, réalisé en langage Fortran 90, est constitué d'un programme principal « PoMain », accompagné de plusieurs sous-programmes et de diverses fonctions. L'ensemble de ces fonctions peuvent se regrouper en deux catégories. Les premiers sous-programmes (ou routines) peuvent correspondre aux données d'entrée de POPES, servant à l'initialisation de tous les paramètres et variables utilisés dans ce modèle, comme le type de scénario agricole et le mode de gestion des engrais sélectionnés par l'utilisateur dans GIBSI. Dans ces catégories on inclue également les fichiers de sorties permettant d'exploiter les résultats, mais aussi de les communiquer au modèle suivant QUAL2E. Leur influence se limite à fournir les quantités de fertilisants appliquées, les écoulements, les calculs de production



de sédiments ainsi que les pratiques agricoles (comme les types de semis ou les rotations de cultures).

- PoMain : Le programme principal dans lequel sont appelés tout les sous programmes décrit ci-dessous.

Routines d'initialisation des données de GIBSI et des scénarios agricoles.

- DuréeSimulation : Calcul des paramètres contrôlant la durée de la simulation
- EcrisEchange : Écriture des données d'entrée pour le modèle de transport en rivière.
- EcrisRésultats : écriture ou construction des fichiers de sortie des résultats pour contrôle.
- Fert : Application des quantités d'azote et de phosphore en cas de fertilisation selon les scénarios étudiés.
- LireEngrais : Lecture des caractéristiques des engrais et fumiers appliqués (taux d'azote et de phosphore) fournit par GIBSI
- LireEpannage : Lecture des quantités de fertilisants à appliquer et des règles d'application
- LireGrille : Lecture de la grille de fertilisation
- LireGroupes : Lecture des informations sur les groupes d'USS
- LirePedologie : Lecture des données pédologiques de chaque USS
- LireHydro : Lecture des données journalières hydrologiques fournit par HYDROTEL.
- LirePratique : Lecture des dates et le mode des pratiques culturales associées à chaque culture en présence.
- LireRotation : Lecture des rotations culturales (si activés)
- LireSediment : Lecture des quantités de sédiments exportées par érosion
- LireTSol : Lecture de la température du sol
- LireUSS : Lecture de la liste des USS et du nombre de classes d'occupations de sol par USS.

La seconde partie des sous programmes correspond à toutes les routines utilisées par le programme principal pour simuler le cycle de l'azote et du phosphore. Ces routines modélisent l'ensemble des processus pris en compte dans le modèle. Les principales modifications, ou paramètres pouvant servir au calage sont inclus dans ces fichiers.

Routines de gestion des cycles de l'azote et du phosphore.

- Enrsb : Calcul du facteur d'enrichissement des sédiments en fonction de la masse produite. Les deux paramètres « a0 » et « a1 » sont purement empirique et servent pour le calage des quantités d'azote et de phosphore exportés dans les sédiments.
- MasseP : Détermination de la masse de phosphore à appliquer au moment de la fertilisation, selon le type de scénario utilisé. En cas d'application de la demande en azote, cette fonction ne sera pas active.
- Nlch2 : Calcul de la masse de nitrates transportés par les eaux de ruissellement, l'écoulement latéral et la percolation. Cette routine détermine les masses de nitrates exportées par chaque USS.
- Nmnim2 : Calcul des taux de minéralisation de l'azote organique et du phosphore organique, des taux d'immobilisation de l'azote minéral et du phosphore minéral, et du taux de dénitrification (gestion globale des échanges entre chaque « formes » de l'azote et du phosphore).
- Npmin : Calcul des échanges entre le phosphore minéral labile, actif et stable
- OrdrePerc : Détermination de l'ordre de calcul de la percolation
- Orgn : Calcul de la masse d'azote organique stable exportée hors de l'occupation de sol par les sédiments
- Psed : Calcul de la masse de phosphore organique exportée hors de l'occupation de sol par les sédiments
- Recolte : Ajout d'azote et de phosphore organique frais au sol au moment de la récolte
- Solp : Calcul de la masse de phosphore minéral entraînée par ruissellement

Il est important de noter que dans SWAT, d'où est tiré une partie conséquente de notre modèle, la plupart des équations utilisées pour les transports de nutriments, tels que l'azote et le phosphore, contiennent un paramètre « arbitraire » qui permet à l'utilisateur d'agir sur chacun des processus. Ce paramètre a souvent une valeur d'origine dans la théorie de SWAT, mais peut surtout servir pour caler le modèle ou intervenir sans bouleverser de manière fondamentale le fonctionnement du processus simulé pour pouvoir corriger des valeurs ne correspondant plus à la réalité. Ce procédé a toutefois tendance à rendre plus difficile l'utilisation de ce programme à l'ensemble des utilisateurs, nécessitant de rentrer dans le « code » pour modifier les différents paramètres concernés.

La structure d'appel des différents sous-programmes est représentée dans l'organigramme exposé ci-dessous (Figure 5.1).

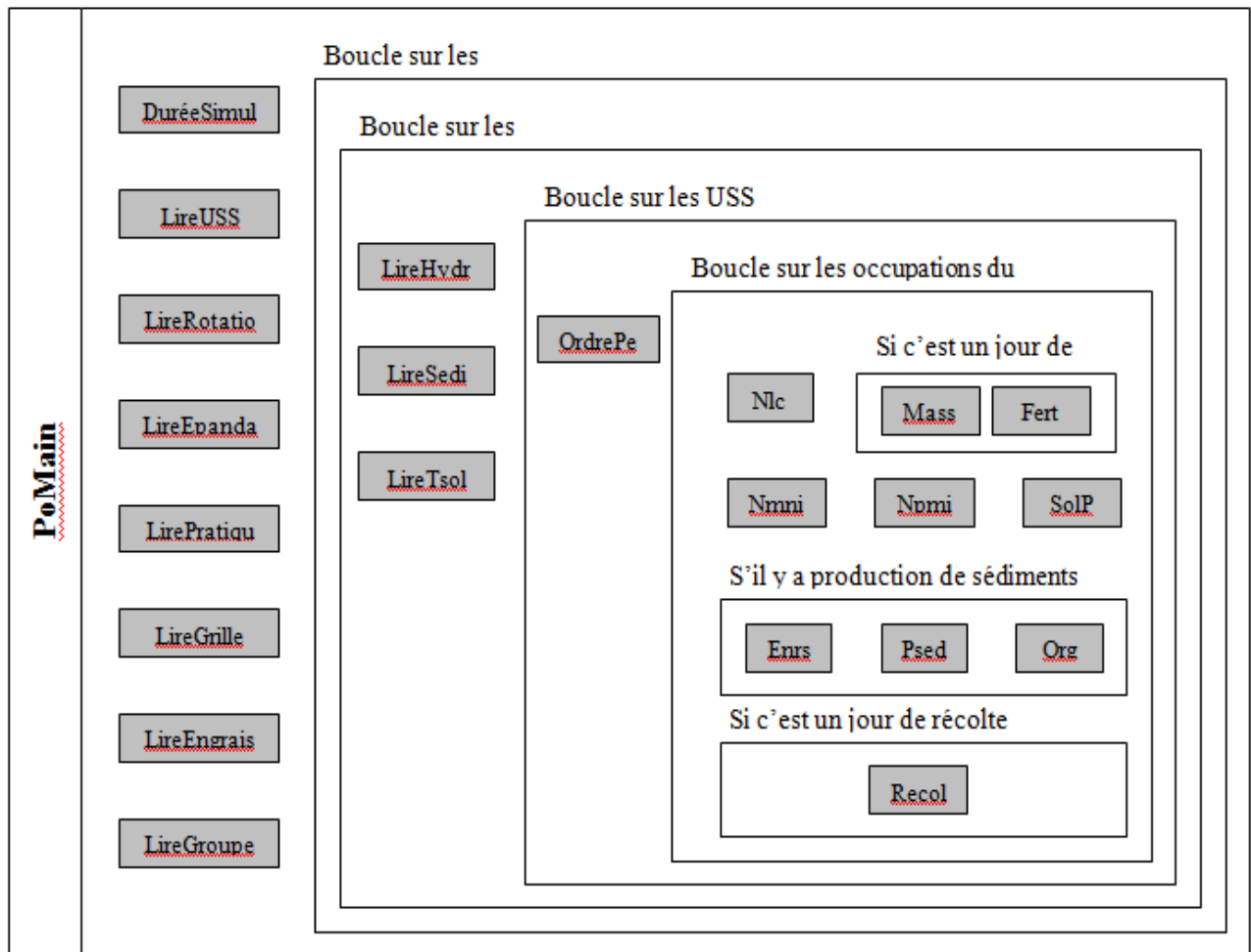


Figure 5.1 Organigramme représentatif de l'ensemble des sous programmes de POPES.

## 5.1 ÉQUATIONS DU CYCLE DE L'AZOTE.

### A) Initialisation du stock de l'azote dans les couches de sol.

Contrairement à SWAT qui utilise un profil de concentration pour initialiser les taux en nitrates dans le sol, les stocks des sols sont initialisés selon le type de culture en place et les ordres de grandeurs des quantités d'azote que l'on rencontre dans les sols de ce genre d'exploitations agricoles (Beaudin, 2006). Les taux de nitrates de début de simulation sont les mêmes dans chaque couche de sol.

<i>Maïs (grain et ensilage) :</i>	<i>azote organique stable</i>	<i>700kg/ha</i>
	<i>Azote organique actif</i>	<i>200kg/ha</i>
	<i>Azote organique frais</i>	<i>15kg/ha</i>
	<i>Nitrates</i>	<i>20kg/ha</i>
<i>Céréales (avoine) :</i>	<i>azote organique stable</i>	<i>500kg/ha</i>
	<i>Azote organique actif</i>	<i>150kg/ha</i>
	<i>Azote organique frais</i>	<i>15kg/ha</i>
	<i>Nitrates</i>	<i>20kg/ha</i>

<i>Pâturages :</i>	<i>azote organique stable</i>	<i>400kg/ha</i>
	<i>Azote organique actif</i>	<i>100kg/ha</i>
	<i>Azote organique frais</i>	<i>15kg/ha</i>
	<i>Nitrates</i>	<i>10kg/ha</i>

Ces paramètres ont également été adaptés au cours des différentes simulations. Le but étant de pouvoir obtenir en une année des résultats « stables » pour des simulations de 5 années consécutives pour la majorité des USS.

### **B) Transport des nitrates par ruissellement, écoulement latéral et apport par les précipitations.**

Ces calculs sont effectués dans le sous programme Nlch2. La quantité d'azote fournie par les précipitations est fournie par l'équation suivante :

$$qip(1) = 10000.0 * rcn(j) * precip(j)$$

qip est la masse de nitrates apportée par percolation ou la précipitation [kg/ha]  
rcn est la concentration en nitrates des précipitations par USS [g/cm<sup>3</sup>]  
precip(j) est la hauteur de précipitation sur une USS [mm]

La concentration dans les précipitations est considérée constante et égale à  $5 \cdot 10^{-6}$  [g/cm<sup>3</sup>]. Ce taux a été corrigé en obtenant les bilans annuels d'azote fournie, par les précipitations après simulations, et les ordres de grandeurs des apports annuels moyens donnés par la littérature dans ce genre de milieux (Brady, 1990), à savoir de 5 à 10 kg/ha/an d'azote.

Volume d'eau quittant la couche de sol (vv) :

$$vv = perc(c) + sro(c) + flat(c,j)$$

perc(c) est la hauteur d'eau entrante (ou sortante) de la couche de sol considérée [mm].

Sro(c) est la hauteur de ruissellement en [mm].

Flat(c,j) écoulement latéral d'une couche de sol d'une unité spatiale de simulation [mm].

Le calcul de la concentration d'azote dans l'eau quittant la couche de sol [kg/(ha\*mm)] se fait en considérant l'ensemble des processus en même temps sur l'USS considéré.

$$vno3 = limc * wno3(c,v,j) * (1.0 - EXP(-vv/ul(c,v,j)))$$

vno3 est la quantité de nitrates exportés par une couche de sol [kg/ha].

ul(c,v,j) est la réserve en eau utile plus l'eau gravitationnelle [mm] pour chaque couche de chaque USS par jour.

limc est un paramètre de limitation des quantités de nitrates exportées par le modèle. Actuellement fixé à 0,24, ce facteur est un des paramètres qui permet de « caler » l'exportation total de nitrates, pour chaque USS et sur l'ensemble du bassin versant.

Les quantités de nitrates de chaque couche sont alors actualisées, en fonction des masses perdues par ruissellement et écoulement latéral, et des masses apportées ou perdues par percolation.

### C) Flux entre l'azote organique et actif

Ces calculs sont effectués dans la sous-routine nmnim2. L'équation utilisée est celle fournie par le modèle SWAT (eq. 10.2.3) :

$$rwn = 0.00001 \times \left( wmn(c, v, j) \times \left( \frac{1}{0.02} - 1 \right) - wn(c, v, j) \right)$$

$rwn$  est le flux d'azote entre le réservoir d'azote organique actif et le réservoir d'azote organique stable (kg/ha).

$wmn(c, v, j)$  est la quantité d'azote organique actif de la couche  $c$ , dans l'USS ( $j$ ) et l'occupation  $v$ .

$wn(c, v, j)$  est la quantité d'azote organique stable de la couche  $c$ , dans l'USS ( $j$ ) et l'occupation  $v$ .

C'est donc cette équation qui a été choisie. Toutefois, cela n'a que très peu d'effet sur les résultats à cause de la constante multiplicative très faible ( $10^{-5}$ ) qui implique que l'azote organique stable varie très peu. A noter que le calcul utilisé dans EPIC (eq. 25.179 et 25.180) est du même type en un peu plus sophistiqué puisque la constante (0.02) devient une variable qui est calculée en fonction des précédents culturaux.

### D) Flux de minéralisation entre l'azote organique actif et les $\text{NO}_3^-$ .

La minéralisation est le processus par lequel les biomasses microbiennes convertissent l'azote sous forme organique, non disponible pour les plantes, en azote inorganique (ici en nitrates) biodisponible. L'immobilisation correspond au procédé inverse. Ces deux phénomènes sont dépendants de la température et de disponibilité en eau (Neitsch et al., 2002).

L'équation utilisée est majoritairement issue de SWAT, couplée avec le modèle EPIC, on calcule en premier lieu les facteurs d'eau (sut) et le facteur de température cyclique des nutriments (cdg) :

$$sut = st(c, v, j) / (fc(c, v, j) + 1.0e-10)$$

$st$  est le contenu initial en eau d'une couche de sol d'une occupation d'une USS [mm]

$fc$  est la capacité au champs d'une couche de sol d'une occupation d'une USS [mm]

$$cdg = \max(0.1, temp / (temp + EXP(9.93 - 0.312 * temp)))$$

$$hmn = 2 * cmn * (cdg * sut)^{1/2} * wmn(c, v, j) * (bd(c, v, j) / bdp(c, v, j))$$

temp : température du fond de la couche [degré C]

hmn est le taux de minéralisation de l'azote organique actif dans l'humus [kg/ha/jour]

bd est la densité apparente d'une couche de sol d'une occupation de l'USS considérée [g/cm<sup>3</sup>]

bdp est la densité réelle d'une couche de sol d'une occupation de l'USS considérée [g/cm<sup>3</sup>]

cmn est la constante de vitesse de l'humus [1/jour], dont la valeur est ici fixé à 0,0003. Ce paramètre peut être utilisé pour influencer les bilans de transferts de masse entre l'azote organique actif, et donc les quantités minéralisées annuellement par le modèle.

### E) Minéralisation et décomposition de l'azote organique frais.

Ce processus n'est calculé que dans la première couche de sol (contenant les résidus et engrais). La constante de décomposition est calculée, comme dans le modèle SWAT, en fonction des ratio carbone/azote (cnr) et carbone/phosphore (cpr) des résidus.

$$cnr = (0,58 * rsd(v,j)) / (fon(v,j) + wno3(c,v,j))$$

$$cpr = (0,58 * rsd(v,j)) / (fop(v,j) + ap(c,v,j))$$

rsd : masse de résidus contenue dans le sol de l'occupation agricole considérée.

fon : masse d'azote organique frais de l'occupation agricole considérée.

wno3 : masse de nitrates par couches de sol d'une occupation agricole.

ap : masse de phosphore minéral labile par couches de sol d'une occupation agricole.

fop : masse de phosphore organique frais des résidus.

$$ca = \min \left[ \begin{array}{l} EXP(-0.693 * (cnr - 25.0) / 25.0) \\ EXP(-0.693 * (cpr - 200.0) / 200.0) \\ 1.0 \end{array} \right]$$

ca : facteur des rapports carbone/azote et carbone/phosphore.

$$decr = 0,05 * ca * (cdg * sut)^{1/2}$$

decr : taux de décomposition de l'azote organique frais des résidus [1/jour]

80% de l'azote organique frais sera minéralisé sous forme de nitrates et 20% sera décomposé en azote organique actif.

### F) calcul du taux de nitrates immobilisé.

Sous l'effet de certaines conditions, la biomasse microbienne peut fixer une partie de l'azote minéral dans la première couche de sol. Le taux d'immobilisation (wimm) est calculé à partir de relations empiriques et du taux de résidus contenu dans la première couche de sol.

$$wimm = decr * rsd(v,j) * (0.016 - cnfr)$$

rsd : masse de résidu dans une couche de sol d'une occupation d'une USS [kg/ha].  
cnfr : concentration d'azote dans les résidus [kg/kg].

### G) La dénitrification et la volatilisation.

La dénitrification est un paramètre très important dans le cycle de l'azote. La réduction des nitrates par des bactéries dans des conditions anaérobies en diazote ou oxyde d'azote gazeux, constitue une grande partie des « pertes » en azote des sols. Dans des conditions humides avec fortes applications de fertilisants, les quantités ainsi perdues peuvent atteindre 30 à 60 kg/ha/an (Brady, 1990). Une grande quantité des engrais sont ainsi perdues par volatilisation, ou par dénitrification ce qui implique d'appliquer des quantités très fortes de fertilisants pour combler la demande en azote des plantes, notamment dans les stades primaires du développement. Des pratiques agricoles adaptées, comme l'ajout d'engrais en profondeur dans le sol, peuvent permettre de réduire ces pertes.

La dénitrification est calculée en fonction de la température, du contenu en eau, du contenu en carbone organique (co) et du taux de nitrates dans le sol. La dénitrification n'apparaît que si le contenu en eau dans la couche de sol considéré est supérieur à 60%, ce qui correspond à un facteur en eau (sut) qui doit être supérieure ou égale à 0,95 pour que la dénitrification soit prise en compte dans le modèle.

$$wdn = wno3(c,v,j) * (1.0-EXP(cdn*cdg*co(c,v,j))) * limdenit$$

cdn, constante dans le calcul de la dénitrification, elle est fixée à -0,05 en début de simulation.

cdg, facteur de température cyclique.

co, pourcentage en carbone organique de la couche de sol considérée.

wno3, taux de nitrates dans la couche de sol considérée.

wdn, taux de dénitrification

Limdenit, facteur servant à limiter la dénitrification, fixé à 0,40. L'équation est tirée du modèle SWAT. Cependant, les couches de sols simulées dans notre modèle, diffèrent de celles simulées par SWAT pour lesquelles sont adaptées cette équation. En effet, des quantités allant jusqu'à 170 kg/ha/an d'azote dénitrifié pouvant être atteintes sur certains USS. Les premières couches de sol ayant des profondeurs plus faibles que celles utilisés par SWAT, le facteur eau est trop souvent franchie, ce qui engendre une dénitrification beaucoup plus fréquente et donc trop forte. De plus, l'azote sous forme minéral est entièrement géré sous formes de nitrates, les ions ammonium étant assimilé à ce stock, ce qui exagère la quantité d'azote disponible pour la dénitrification dans chaque couche de sols, car seuls les nitrates sont concernés par ce processus, ce qui va également augmenter la tendance à obtenir des taux trop élevés. Le meilleur moyen d'agir de manière efficace, sans pour autant changer profondément le modèle, fut d'introduire un paramètre pouvant servir au calage, qui vise à limiter les quantités de nitrates réellement dénitrifiées chaque jour. En réduisant de 60% le taux calculé, on obtient des bilans annuels, pour les USS étant les plus fertilisées, n'excédant pas 65 kg/ha, ce qui rejoint mieux les ordres de

grandeurs trouvés dans la littérature pour ce genre d'exploitation. Bien que les valeurs demeurent encore un peu élevé, on peut juger ces taux satisfaisant, notamment quand on considère que notre programme ne gère qu'un type d'azote minéral (ce qui constitue une limite importante du modèle, voir aussi commentaire précédent).

L'ammonium n'étant pas simulé, il apparaissait nécessaire cependant de prendre en compte les pertes d'engrais par volatilisation, surtout lors de l'application de ces fertilisants sur le sol. La volatilisation représente les pertes d'ammonium  $\text{NH}_4^+$  perdues sous formes gazeuses  $\text{NH}_3$  lors de l'application des engrais (particulièrement sur les sols de types calcaires). POPES prend en compte ce phénomène en appliquant une dose plus importante d'azote, que celle correspondant à la demande « brute » des plantes, proportionnellement à un facteur ( $\text{fFacteurPerteAzoteEpannage}$ ) estimé en fonction du type d'épandage pratiqué (fixé à 1,35 dans notre cas). La quantité d'engrais appliqué est donc supérieure à celle nécessaire pour fournir la demande en azote. Par contre, la quantité d'azote réellement rajoutée dans le sol est, elle, égale à la quantité pré-établie en divisant la masse appliquée par le facteur de perte d'azote directement. La principale conséquence étant que les quantités d'engrais appliquées étant plus grandes que prévues, les quantités de phosphore appliquées seront encore plus importantes, car non soumis à ce processus. On ne procède pas à la réduction du stock, pour le phosphore, en fonction du facteur préalablement cité.

#### H) Calcul de l'azote transporté par les sédiments.

Les quantités d'azote organique stable ( $w_n$ ), actif ( $w_{mn}$ ) et frais ( $f_{on}$ ) dans la première couche de sol diminuent en fonction de la production de sédiments. La quantité d'azote exportée concernant chaque forme est fonction d'une relation empirique, qui prend en compte la concentration, la masse de sédiments produits et le facteur d'enrichissement ( $\text{Ensr}_b$ ). Ce facteur est donné par la relation :

$$\text{Ensr}_b = \text{EXP}(a_0 + a_1 * \text{LOG}(y_{\text{sed}}))$$

$y_{\text{sed}}$  : masse de sédiment produit / aire de l'occupation [kg/ha]

$a_0$  et  $a_1$  sont des paramètres fixé initialement, de manière arbitraire, et servent lors du calage des quantités d'azote et de phosphore exportées par les sédiments, car il est à noter que le facteur d'enrichissement des nutriments dans les sédiments est considéré identique pour l'azote et le phosphore. Les relations permettant d'obtenir les masses exportées se définissent ainsi :

$y_{\text{onst}}(v,j) = \text{const} * \text{Ensr}_b * y_{\text{sed}}$	quantités d'azote organique stable exporté
$y_{\text{onac}}(v,j) = \text{conac} * \text{Ensr}_b * y_{\text{sed}}$	quantités d'azote organique actif exporté
$y_{\text{onfr}}(v,j) = \text{confr} * \text{Ensr}_b * y_{\text{sed}}$	quantités d'azote organique frais exporté

$\text{conac}$  : concentration d'azote organique actif de la première couche de sol [kg Norg.actif / kg sol]

$\text{confr}$  : concentration d'azote organique frais de la première couche de sol [kg N org.frais / kg sol]



const : concentration d'azote organique stable de la première couche de sol [kg N org.stable / kg sol]

L'ensemble des stocks sont alors actualisés chaque jour, pour chaque occupation (culture en présence) et chaque couche de sol d'une USS.

## 5.2 ÉQUATIONS DU CYCLE DU PHOSPHORE.

### A) Initialisation des taux de phosphore.

Les besoins en phosphore des différentes cultures prisent en compte ne présentent pas une aussi grande variabilité, dans la demande, que ceux de l'azote. Sur notre bassin, les besoins en phosphore des plantes oscillent entre 30 et 50 kg/ha/an. Les pratiques agricoles au cours des dernières années ont favorisé la surfertilisation en fournissant la demande en azote, facteur principalement responsable de la production primaire des plantes. Il est donc considéré que dans ce genre d'exploitation les taux de phosphore rencontrés dans ce type de sols peuvent atteindre 0,5 jusqu'à 2 t/ha de phosphore à la suite de plusieurs années d'exploitations. Pour initialiser les stocks, on choisira l'équation du modèle EPIC. Cette relation ajuste les différents stocks de phosphore minéral actif et stable en fonction de la teneur en argile des sols de chaque USS, pouvant fixer une quantité importante de phosphore. On initialise ainsi un niveau plus ou moins important d'état d'enrichissement du sol. Le stock initial de phosphore minéral « labile » a été fixé à 13,5 kg/ha, après avoir procédé à différentes simulations en régime permanent avec le scénario « demande en phosphore » (Autrement dit, on applique la quantité d'engrais correspondant aux besoins de la plante pour ce nutriment, les différents scénarios agricoles sont décrits dans la section 5.3.G).

$$psp = 0.46 - 0.0916 * LOG(argile(c,v)*100)$$

argile : correspond à la fraction d'argile dans la couche de sol considérée.

psp est le coefficient de sorption du phosphore de l'occupation agricole de l'USS considéré. Ce paramètre doit être compris entre 0,05 et 0,75.

Le phosphore minéral actif (pmn) est ensuite initialisé selon la relation suivante en fonction du facteur de phosphore assimilable :

$$pmn(c,v,j) = ap(c,v,j)*(1-psp)/psp$$

ap : quantité de phosphore minéral labile dans la couche de sol, de l'occupation de l'USS considérée.

Le phosphore minéral stable (op) est initialisé en fonction du taux de phosphore minéral actif calculé précédemment. Le facteur quatre a été ajouté pour s'ajuster avec les équations de transfert entre ces deux formes :

$$op(S1,S2,S3) = 4.0*pmn(S1,S2,S3)$$

Les taux de phosphore organique frais et actifs des résidus (fop et wpo) sont initialisés respectivement à 5 kg/ha et 20 kg/ha. Ces paramètres ont été ajustés après les différentes simulations effectués en régime permanent. Les masses totales de phosphore ainsi initialisées permettent d'obtenir des taux de 400 à 800 kg/ha de phosphore dans les sols considérés, ce qui correspond aux ordres de grandeurs que l'on peut rencontrer dans les sols soumis à une exploitation agricole depuis plusieurs années.

**B) Calcul de la masse de phosphore à ajouter au champ lors de la fertilisation.**

Ces calculs sont effectués dans la sous-routine masseP. Celle-ci ne s'active que dans le scénario « appliquer la demande en phosphore ». La quantité de fertilisants appliqué dépend de la somme du phosphore minéral labile et actif contenu dans la couche de sol de l'occupation de l'USS considéré. En fonction de la quantité accumulée, on ajoutera la totalité de la demande ou seulement une partie.

**C) Minéralisation du phosphore actif.**

Les principes étudiés sont assez similaires à ceux simulés pour l'azote. Le calcul de la minéralisation du phosphore actif est directement dépendant du calcul de l'azote.

$$hmp = hmn * wpo(c,v,j) / wmn(c,v,j) * 10$$

hmp est la vitesse de minéralisation journalière de l'azote organique actif par jour.  
wpo est le stock de phosphore organique frais.

**D) Minéralisation et décomposition du phosphore organique frais des résidus.**

Calculé en fonction des rapports carbone/azote et carbone/phosphore, la même relation de décomposition des résidus s'applique au phosphore. Comme dans le cas de l'azote, 80% du phosphore décomposé des résidus se retrouvera sous forme minéral labile et 20% en phosphore organique actif (wpo). La quantité de phosphore ajoutée est calculée en fonction du taux de phosphore contenu dans les résidus.

**E) Immobilisation du phosphore actif.**

L'immobilisation du phosphore minéral labile (ap) est adaptée du modèle EPIC. Ce processus est limité en fonction du taux de phosphore en solution.

$$\begin{aligned} ap < 10 \text{ kg/ha.} & \quad lfl = 0.01 + (0.001 * ap(c,v,j)) \\ ap > 10 \text{ kg/ha.} & \quad lfl = 0,02 \end{aligned}$$

lfl : facteur d'immobilisation du phosphore.

$$wip = decr * rsd(v,j) * (0.16 * lfl - cpfr)$$

cpfr : concentration en phosphore dans les résidus [kg/kg].

wip : taux d'immobilisation du phosphore [kg/(ha\*jour)].

#### F) Flux entre les différentes formes du phosphore minéral.

L'ensemble de ces équations sont principalement issues du modèle EPIC et adaptés au modèle POPES. Le flux entre les formes actives et labile se calcule comme suit en fonction du coefficient de sorption du phosphore (psp) :

$$psp = 0.46 - 0.0916 * LOG(argile(v,j)*100).$$

$$psp \in [0,05 : 0,75].$$

$$fpal = ap(c,v,j) - (pmn(c,v,j) * (psp/(1,0-psp)))$$

fpal : flux entre le phosphore minéral actif et labile [kg/ha]. Ce flux peut, dépendamment des conditions, varier d'un sens à l'autre. Si le flux est négatif (du phosphore minéral actif vers le phosphore minéral stable), un facteur de limitation a été ajouté pour limiter l'influence du phénomène, ce paramètre issu de SWAT est actuellement fixé à 0,2 et peut servir pour le « calage » au niveau des interactions entre ces deux formes du phosphore.

Le flux entre les formes actives et stables est calculé dépendamment des taux de chaque espèce avec l'influence d'un coefficient de courant.

$$bk(j) = EXP(-1.77 * psp - 7.05)$$

$$fpas = bk(j) * (4.0 * pmn(c,v,j) - op(c,v,j))$$

bk est le coefficient de courant associé à chaque USS.

fpas : flux entre le phosphore minéral actif et stable [kg/ha]. Ce flux est également soumis au facteur de limitation, dont la valeur est identique au paramètre précédent (0,2).

#### G) Transport du phosphore par ruissellement.

Le transport par ruissellement est calculé en fonction de plusieurs paramètres empiriques dont certains sont ajustés en fonction des résultats des différentes simulations.

$$ysp(v,j) = 0,4 * ap(l,v,j) / (bd(l,v,j) * 10.0) * qd(j) / dkd$$

bd : densité apparente d'une couche de sol relative à l'occupation du sol de l'USS [g/cm<sup>3</sup>]

qd : hauteur de ruissellement sur une USS [mm]

ysp : masse de phosphore minéral labile dans le ruissellement, aujourd'hui, sur une occupation d'une USS [kg/ha]

dkd : constante égale à la concentration du phosphore labile dans les sédiments divisée par sa concentration dans l'eau, elle est estimée à 175 (sans unité). C'est ce paramètre qui apparaît pertinent pour pouvoir ajuster les quantités de phosphore ruisselées. Les

bilans sont comparés aux quantités annuelles observés pour ce genre d'exploitation (Beaudin, 2006).

## H) Transport de phosphore par sédiments.

Les formes du phosphore sensibles au transport par sédiments se composent du phosphore organique frais et actif, ainsi que des formes stables et actives du phosphore minéral. Seul le phosphore minéral labile n'est pas pris en compte dans les transports par sédiments.

$$\begin{aligned}yph1 &= 0.0001 * (wpo(1,v,j) / limsed) / (bd(1,v,j) * 10.0) * Ensrb * yd / da9(v,j) \\yph2 &= 0.0001 * (pmn(1,v,j) / limsed) / (bd(1,v,j) * 10.0) * Ensrb * yd / da9(v,j) \\yph3 &= 0.0001 * (op(1,v,j) / limsed) / (bd(1,v,j) * 10.0) * Ensrb * yd / da9(v,j) \\yph4 &= 0.0001 * (fop(v,j) / limsed) / (bd(1,v,j) * 10.0) * Ensrb * yd / da9(v,j)\end{aligned}$$

yph1 : masse de phosphore organique actif emporté par les sédiments.

yph2 : masse de phosphore minéral actif emporté par les sédiments.

yph3 : masse de phosphore minéral stable emporté par les sédiments.

yph4 : masse de phosphore organique frais des résidus emporté par les sédiments.

yd : masse de sédiment produit par occupation du sol pour une USS [kg].

da9 : superficie de l'occupation du sol pour une USS donnée [ha].

limsed : paramètre servant à diminuer la quantité de phosphore disponible à l'extraction par les sédiments.

Le facteur d'enrichissement est identique à celui calculé pour le transport de l'azote, conformément aux observations fournies par le modèle SWAT. Cependant, POPES simule l'ensemble des processus sur la première couche de sol uniquement, ce qui n'est pas le cas dans le modèle SWAT, qui gère le phosphore sur la première couche de sol (environ 40cm), mais considère une « pré »couche de plusieurs millimètres, pouvant être comparée avec le premier horizon de sol utilisé dans POPES, sur laquelle est calculée les processus d'entraînement par sédiments. La concentration de phosphore, telle que simulée par notre modèle, est donc plus élevée qu'elle ne le serait réellement, quand on considère l'épaisseur effective de la première couche de sol dans GIBSI. Il a donc été nécessaire de rajouter un facteur pour diminuer les concentrations des différents stocks disponible à l'exportation de phosphore par sédiments. Actuellement, ce paramètre est fixé de manière égale pour chacune des formes du phosphore concernées et est fixé à 2/3.

### 5.3 MODELE DE CULTURES.

Le développement du modèle de plantes a fait l'objet de beaucoup de travaux au sein de l'INRS. Le programme ayant pour vocation de répondre à plusieurs objectifs :

- Un pas de temps journalier
- La simplicité du modèle
- La disponibilité des variables d'entrée
- La compatibilité des processus et des variables simulées avec GIBSI
- Un nombre limité de paramètres de calage
- La prise en compte de l'azote et du phosphore
- La prise en compte des principales cultures (céréales, fourrages, maïs, canola)
- Des paramètres à base physique, paramètres de calage peu nombreux
- Une inspiration mécaniste

Une recherche sur les modèles existants, tels que SWAT, EPIC, CERES et DAISY, a été effectuée pour pouvoir s'adapter aux conditions imposées par GIBSI, concernant principalement la disponibilité des données. Comme pour les cycles du phosphore et de l'azote, la principale partie du travail consistait à réviser l'ensemble des équations utilisées, et ainsi obtenir des résultats cohérents sur une période de cinq ans.

#### A) Cultures en place, caractéristiques.

Le programme prend en compte cinq types de cultures différentes, à savoir les pâturages, l'avoine, le canola de printemps, le maïs grain et à ensilage. Les caractéristiques morphologiques de chacune des différentes cultures mises en place sont résumées dans le tableau ci-dessous.

	canola	pâturages	avoine	maïs (grain)	maïs (ensilage)
<u>paramètres</u>					
T°C(base)	5	5	0	8	8
T°C(opt)	21	15	15	25	25
zrmax	0,6	0,4	0,4	0,6	0,6
n1	200	300	500	50	50
n2	0,05	0,015	0,04	0,02	0,02
p1	200	400	50	30	30
p2	0,02	0,015	0,007	0,006	0,006
Nmax(kg/ha)	105	40	50	200	250
Pmax(kg/ha)	35	35	31	46	46
phu	1500	1500	1500	2000	2000
frnrec	0,32	0	0,33	0,39	0,39
frprec	0,18	0	0,41	0,33	0,33
concnrec	0,038	0,0234	0,0316	0,014	0,014

La profondeur racinaire maximale correspond à la ligne  $z_{rmax}$  et a été réaligné sur les valeurs du modèle SWAT. Les paramètres  $n1$ ,  $n2$  et  $p1$ ,  $p2$  correspondent à des coefficients de formes déterminés dans le modèle SWAT pour chaque type de plante, en utilisant les concentrations de chaque nutriments à 50% de leur développement et à maturité complète. Les coefficients  $n_{max}$  et  $p_{max}$  correspondent à la capacité maximale, saisonnière, d'absorption des plantes en kg/ha. Ces paramètres sont issus des demandes en nutriments estimés pour chacune des plantes par le guide de référence en fertilisation (CRAAQ, 2003) et sont particulièrement importants dans l'étude des bilans de masse. Le «  $phu$  » est la quantité totale de degré/jour requis pour atteindre la maturité de la plante. Les coefficients  $frnrec$  et  $frprec$  correspondent aux quantités de phosphore et d'azote contenu dans les résidus de plante après la récolte. Le coefficient  $concnrec$  correspond à la concentration de l'azote dans les résidus, utilisé pour déterminer la masse obtenue après la récolte.

Contrairement à SWAT, où le cycle des plantes ne commence que si la température moyenne journalière est supérieure à la température de base, POPES simule la croissance de la plante dès le jour de la pratique du semis à une date fixée dans la base de données de GIBSI.

### **B) Calcul du temps thermique.**

Le développement de la plante est toujours piloté par la température. Les modèles empiriques sont basés sur la notion de temps thermique, exprimé en degrés-jours. Cette somme de degrés jours (depuis le semis) est calculée de la manière suivante :

$$hu2(v,j) = hu(v,j) + MAX(tmoy(j) - tbase(p), 0.0)$$

$hu2$ , somme de degrés thermiques aujourd'hui.

$hu$ , somme de degrés thermiques du jour précédent.

$t_{moy}$ , température moyenne aujourd'hui.

$t_{base}$ , température de croissance de base de la culture en place.

### **C) Calcul de la croissance racinaire.**

La profondeur racinaire ( $z_{rac}$ ) est déterminée en fonction d'une relation empirique dépendante de la croissance maximale de l'espèce considérée ( $z_{rmax}$ ) et de la quantité optimale de degré/jour requise pour atteindre la maturité de la plante ( $phu$ ) :

$$z_{rac} = hu2(v,j) * z_{rmax}(p) / phu(p)$$

Ce paramètre n'a pas d'importance pour le prélèvement en phosphore, modélisé sur une couche de sol seulement. La disponibilité en azote pour les plantes dépendra de sa croissance racinaire, autrement dit de sa capacité à puiser des ressources dans l'ensemble des couches de sol.

#### D) Prélèvements potentiels en azote et phosphore.

Plutôt que de proposer un nouvel algorithme, il a été choisi de développer un modèle « hydride » entre le modèle SWAT et un prélèvement racinaire, proportionnel à l'accroissement modélisé par une équation empirique de type logistique dont les paramètres de forme ( $n1$ ,  $n2$ ,  $p1$  et  $p2$ ) ont été estimés à partir de SWAT. Cette hypothèse est très simplificatrice compte tenu des nombreux processus mis en jeu, mais correspond assez bien aux données empiriques et aux dynamiques journalières de SWAT. On sait en effet que les besoins en nutriments sont importants en début de croissance, pendant les phases de germination et de croissance rapide pour le développement du système foliaire et des tiges, puis diminuent pendant la phase reproductive.

$$npot1 = nmax(p) / (1 + n1(p) * \exp(-n2(p) * hu(v,j)))$$

$$npot2 = nmax(p) / (1 + n1(p) * \exp(-n2(p) * hu2(v,j)))$$

$npot1$ , teneur journalière idéale du jour précédent  
 $npot2$ , teneur journalière idéale aujourd'hui.  
 $n1$ ,  $n2$  paramètres de formes.

Le prélèvement idéal est égal à la différence entre les deux valeurs calculées précédemment. Le calcul est identique pour le prélèvement en phosphore. Les prélèvements potentiels sont ensuite répartis, pour l'azote, dans chaque couche de sol, en fonction de la croissance racinaire.

#### E) Facteur de stress de la température et du stress hydrique.

Pour le moment, le modèle ne prend en compte que deux types de stress pour les plantes. On considère que si la réserve en eau utile est très faible (<1mm), la plante ne prélèvera pas de nutriments, le stress sera considéré totale. Le facteur de stress associé à la température ( $tstrs$ ) est intégralement repris du modèle SWAT :

$$tstrs = 1 \quad \text{si } T_{moy} < T_{base}$$

$$tstrs = 1 - \exp \left[ \frac{-0,1054 * (T_{opt} - T_{moy})^2}{(T_{moy} - T_{base})^2} \right] \quad \text{si } T_{moy} < T_{opt}$$

$$tstrs = 1 - \exp \left[ \frac{-0,1054 * (T_{opt} - T_{moy})^2}{(2 * T_{opt} - T_{moy} - T_{base})^2} \right] \quad \text{si } T_{moy} < 2 * T_{opt} - T_{base}$$

$$tstrs = 1 \quad \text{si } T_{moy} > 2 * T_{opt} - T_{base}$$

$T_{moy}$  : température moyenne journalière.

$T_{base}$  : température de croissance de base de la plante considérée.

$T_{opt}$  : température de croissance optimale.

Quand le facteur de stress est égale à 1, il n'y aucun prélèvement pris en compte par la plante. Le prélèvement réel est égal au prélèvement potentiel soustrait au plus grand facteur de stress obtenu. Pour le moment, le stress hydrique s'avère peu pertinent étant donné que GIBSI a tendance à surestimer les quantités d'eaux présentes dans le sol. Le stress lié à la température et adapté de SWAT a également tendance à surestimer l'effet du à la chaleur. Le modèle empirique devant encore être amélioré pour prendre en compte de manière plus réaliste les effets de stress, notamment en qualité de stress « azoté » qui n'est pas pris en compte pour la croissance des plantes.

Les stocks sont ainsi actualisés pour chaque couche en fonction du prélèvement réel respectif calculé. Si la quantité d'azote disponible est insuffisante, le déficit est reporté sur le prélèvement de la couche de sol inférieure.

L'ensemble des processus simulés par le sous programme plante est représenté dans le schéma ci-dessous (Figure 5.2).

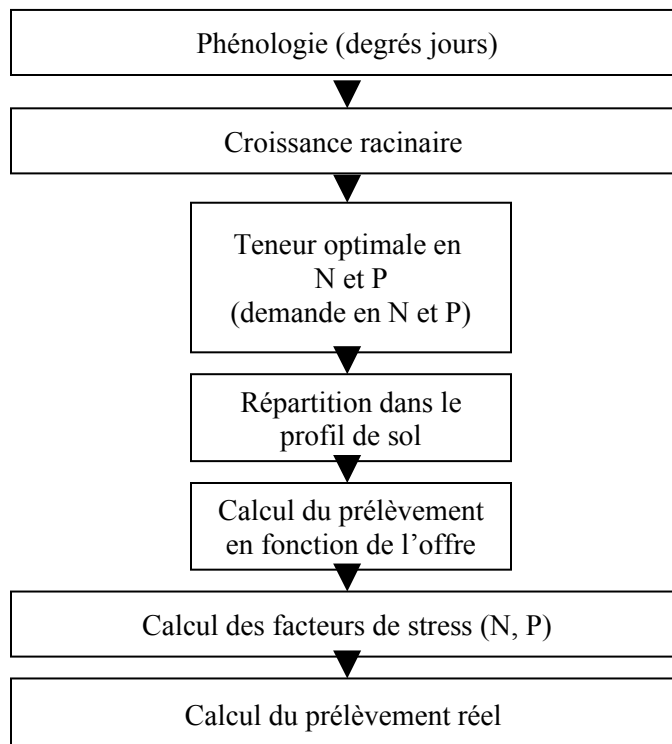


Figure 5.2 Récapitulatif des étapes de développement des cultures simulées dans POPES.

## F) Récolte.

La date de récolte est fixée pour chaque culture. Le jour de la récolte, les quantités d'azote et de phosphore des résidus sont ajoutées aux stocks « frais » respectifs et la croissance des plantes est remise à zéro. Dans le cas des pâturages (fourrages), on procède à trois récoltes annuelles. Pour les deux premières récoltes, la somme des degrés thermiques (hu) est rétablie à une valeur seuil de 100°/jour et la culture en place reprend son cycle.



### **G) Application de fertilisants.**

Le nombre de pratiques et la date d'application des fertilisants sont déterminés selon les pratiques culturales et le type de scénario agricole étudiés.

GIBSI prend en compte neuf types de scénario agricoles distincts, selon les bilans d'offre et demande en azote et phosphore propre à chaque USS. Un scénario peut être appliqué de manière globale sur l'ensemble du bassin versant, dans le cas de la Beaurivage, l'offre totale en azote et phosphore est supérieure à la demande, ce qui implique que seulement 4 scénarios de gestion sont disponibles (1 à 4) :

- 1) appliquer engrais ferme (offre disponible)
- 2) appliquer la demande en azote
- 3) appliquer la demande en phosphore
- 4) appliquer engrais ferme et satisfaire la demande N et P avec engrais minéraux
  
- 5) appliquer engrais ferme, combler déficit N et P avec engrais minéraux
- 6) appliquer engrais ferme, combler déficit N avec engrais minéraux
- 7) appliquer engrais ferme selon demande P et combler déficit N avec engrais minéraux
- 8) appliquer engrais ferme, combler déficit P avec engrais minéraux
- 9) appliquer engrais ferme selon demande N et combler déficit P avec engrais minéraux

Les scénarios 5-9 peuvent être utilisés sur un ou plusieurs USS simultanément. Ils peuvent être utilisés notamment pour fournir des résultats pour un type précis de gestion des engrais, spécifiques à un groupe précis d'USS possédant les mêmes caractéristiques. Le mode d'épandage peut également être choisi, en utilisant seulement les « lisiers » ou « lisiers et fumiers » ou appliquer les « fumiers uniquement ». C'est en fonction de ces critères (scénario et mode d'épandage) que sera calculé pour chacune des occupations les masses d'engrais (fumiers ou lisiers) appliquées, selon les quantités préétablies (demande ou offre) dans la base de données de GIBSI.

Les pratiques culturales sont propres à chaque occupation de sol. Pour les pâturages et les céréales, la totalité des fertilisants sont appliqués le jour donné. Pour les maïs (ensilage et grain), l'application des fertilisants est répartie entre le semis et le jour d'application post semis.

Le choix du mode de scénario influence énormément les résultats. En cas d'application de la demande en phosphore, la plupart des plantes bénéficieront d'un apport inférieur à la demande en azote, les quantités alors assimilées seront nettement insuffisante comparé à la quantité nécessaire pour l'obtention d'un rendement optimale.

## 6 RESULTATS DES MODIFICATIONS, CALAGES DU MODELE

### 6.1 BILANS SUR LES STOCKS DE PHOSPHORE.

Une partie importante du travail consistait à s'intéresser aux stocks, notamment dans l'optique de pouvoir effectuer des simulations avec des résultats « cohérents » sur cinq années. Les premiers résultats produits pour le phosphore sont simulés à l'aide du scénario « appliquer la demande en phosphore ». Le calcul des quantités de fertilisants à appliquer est donc aligné sur le besoin des plantes pour ce nutriment, on ne s'intéressera alors qu'au cycle du phosphore sur l'ensemble de ces simulations. Les modes d'épandages, et les caractéristiques des plantes étant différentes, il est pertinent de montrer les résultats obtenus sur un USS majoritairement occupé par chaque type de culture, en place sur le bassin versant.

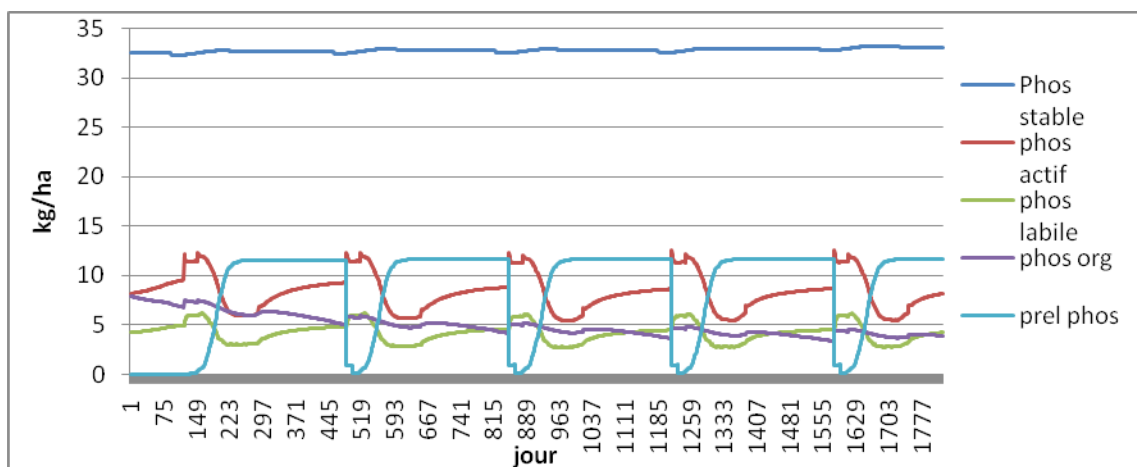


Figure 6.1 Évolution des quantités simulées des différentes formes de phosphore et du prélèvement des plantes de l'USS 119, culture de maïs grain (95% de la surface agricole, 33% surface de l'USS), sur 5 années.

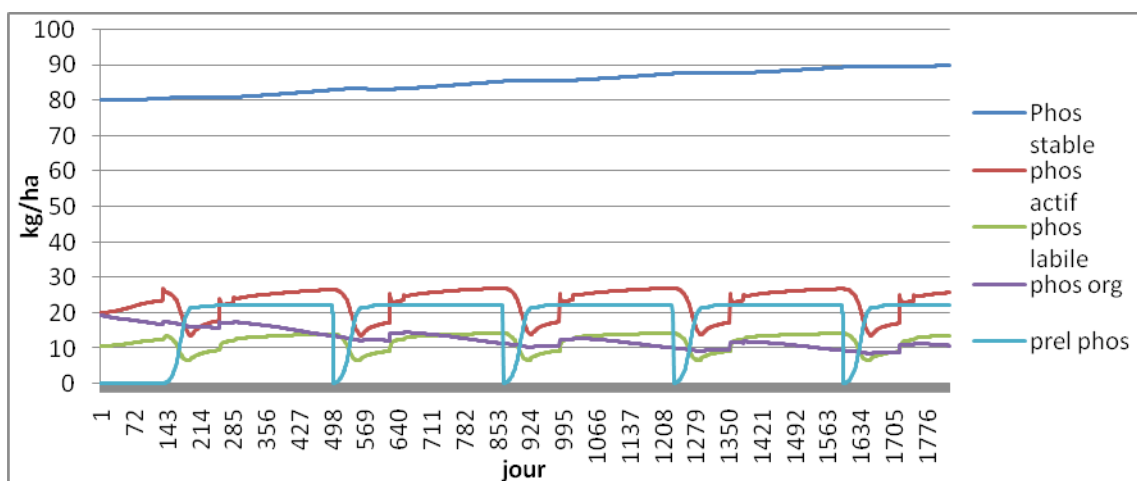


Figure 6.2 Évolution des quantités simulées des différentes formes de phosphore et du prélèvement des plantes de l'USS 267, culture de céréales (95% de la surface agricole, 80% surface de l'USS), sur 5 années.

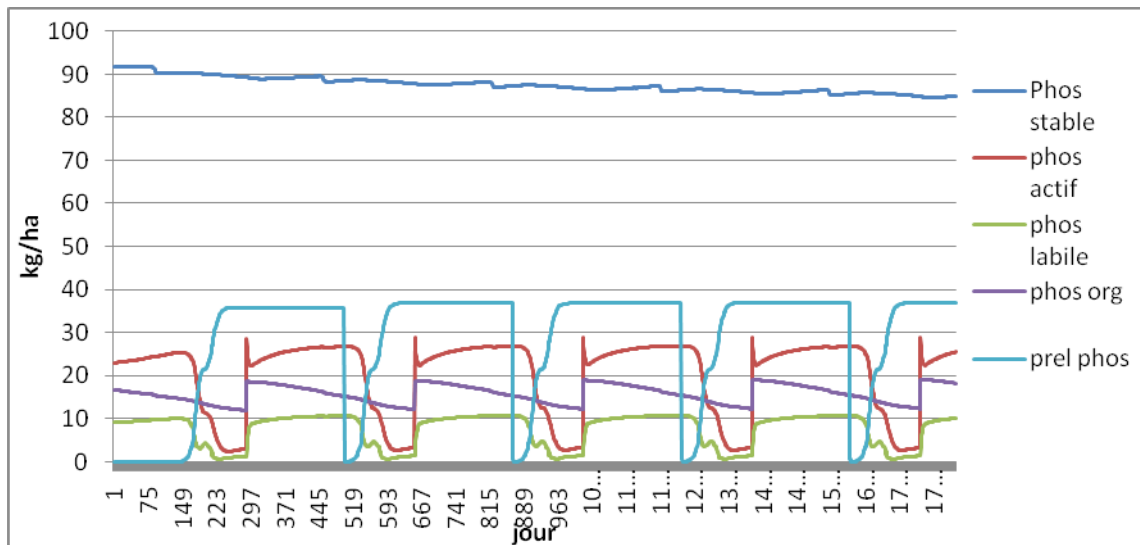


Figure 6.3 Évolution des quantités simulées des différentes formes de phosphore et du prélèvement des plantes de l'USS 229, pâturages (96% de la surface agricole, 70% surface de l'USS), sur 5 années.

Les simulations sont effectuées avec les données météo de l'année 2006 du bassin de la Beaurivage. On utilise pour cinq années consécutives le même jeu de données météorologiques dans le but d'étudier la dynamique des différents stocks et surtout leurs évolutions sur l'ensemble de la simulation. Il est à noter, que pour chacun des « types » d'occupation de sols, entre 4 et 6 USS « représentatifs » des cultures respectives prises en compte par notre modèle, sont utilisées pour analyser les bilans en phosphore propre à chacune unité de calcul. Ceci étant nécessaire du à la variabilité des paramètres, notamment hydrologique (écoulement, état de saturation du sol, production de sédiments) entre USS. Les résultats produits concernent l'USS considéré le plus représentatif de son groupe.

Les résultats obtenus par les simulations, pour chacun des types d'occupations sont satisfaisants, dans la mesure où les différentes formes du phosphore affichent des dynamiques régulières dans des conditions, et des occupations de sols identiques, ce qui n'était pas le cas auparavant. Les quantités en kg/ha sont rapportés à la surface totale de l'unité de calcul considéré (si il y a seulement 50% de surface agricole, on aura une quantité deux fois plus faibles que la quantité réelle sur l'USS). On obtient alors des taux de phosphore total de l'ordre de 250-350 kg/ha dans le sol, dans un scénario où on applique seulement la demande des végétaux, ce qui est un ordre de grandeur acceptable au vue des quantités attendues dans des exploitations agricoles qui peuvent atteindre entre 0,5 et 2 t/ha de phosphore.

Les différences de dynamique du phosphore stable sont surtout dues aux quantités de sédiments produites sur l'USS considérée, qui peuvent différer fortement en fonction

des paramètres de terrain (pente moyenne, précipitations) propre à chaque unité de calcul. Les quantités de phosphore minéral actif et labile sont fortement liées, ce qui s'explique par la rétroaction des échanges entre les deux stocks, lors de l'absorption des plantes en phosphore. Les prélèvements ainsi calculés sont identiques pour chaque année (même facteur de stress, même cultures en présence), et la dynamique d'absorption respecte la théorie avec une absorption rapide en début de croissance et qui finit par se ralentir quand la plante arrive à maturité, pour atteindre son maximum (la demande) en environ trois mois (au lieu d'une semaine dans la version précédente). Seul le phosphore organique actif a une tendance à la diminution sur les céréales et maïs (figure 6.1&6.2). Par contre, cette diminution semble se stabiliser en fin de simulation.

En ce qui concerne les résultats en rivière, des différentes formes du phosphore transportées en rivière, on utilisera les résultats produits par les simulations axées sur les bilans en azote, plus représentative des pratiques historiques agricoles, notamment sur les quantités appliquées et plus particulièrement pour les cultures de maïs. Ce premier « calage », sur le cycle du phosphore, a surtout servi à rétablir des ordres de grandeurs cohérents sur les transferts entre les différentes formes du phosphore et les masses « initiales » de chaque stock.

## 6.2 BILANS SUR LES STOCKS EN AZOTE.

L'azote étant le facteur le plus important pour la production primaire, il fait l'objet d'une attention plus grande, notamment en ce qui concerne les besoins en engrais des types de cultures. Les mesures historiques disponibles se situent entre 1988 et 1993, et jusqu'à 1995 dans une moindre mesure, dû au faible nombre de points de données pour les différentes formes de l'azote et du phosphore pendant cette période. On ne dispose pas des quantités réelles de fertilisants appliquées par les agriculteurs sur chaque unité de calcul, et l'offre totale en nutriments calculée par GIBSI est près de trois fois supérieure à la demande moyenne du bassin (197 kg/ha disponible pour une demande estimée à 70 kg/ha) et approximativement quatre fois supérieure pour le phosphore (124 kg/ha disponible pour une demande moyenne estimée à 34 kg/ha). De plus ces stocks calculés correspondent aux quantités actuelles (2006) prenant en compte les apports associés par l'exploitation de bétail, dont les proportions peuvent avoir considérablement variées en comparaison de la période ciblée (1988-1993). C'est pourquoi, pour étudier les résultats internes des différentes formes de l'azote pendant les simulations, mais aussi les quantités exportées en rivières, on préférera utiliser le scénario « appliquer la demande en azote » sur l'ensemble du bassin versant. Les masses appliquées correspondront alors aux besoins des plantes, et permettent d'obtenir des ordres de grandeurs, des quantités d'engrais utilisées sur l'ensemble des USS, plus réalistes que le scénario « appliquer l'offre » qui peut faire varier l'offre de 0,5 à 5-6 fois la demande réelle.

Pour étudier les résultats du modèle sur l'ensemble du bassin, on utilise la même procédure que pour le phosphore, en utilisant des groupes d'USS représentatifs de chaque type de culture. Pour les différentes simulations, azote et phosphore, on n'utilise pas les rotations de culture, mais une occupation des sols identique au cours de la simulation. Pour l'azote, les quantités affichées correspondent à l'addition du stock contenu dans

chaque couche. Les premières simulations et calages du modèle pour l'azote ont été produits avec les paramètres météorologiques de l'année 2006. Pour les premiers résultats d'azote en rivière, on a alors utilisé les données météo réelles des années correspondantes (1988-1992). Dû aux faibles écarts observés dans les dynamiques internes des différentes formes de l'azote entre les deux périodes de simulation, on choisit de présenter les résultats obtenus avec les données réelles de 1988-1992. Ceci permettant de caler le modèle directement avec les données en rivières disponibles.

Pour l'azote, plusieurs paramètres doivent être pris en compte pour analyser ces résultats. Contrairement au phosphore, les équations de l'azote sont très souvent adaptées des modèles, de manière empirique, et nécessitent des ajustements, mais aussi un contrôle plus fin des valeurs associées aux différents processus simulés, comme les échanges entre les différentes formes de l'azote.

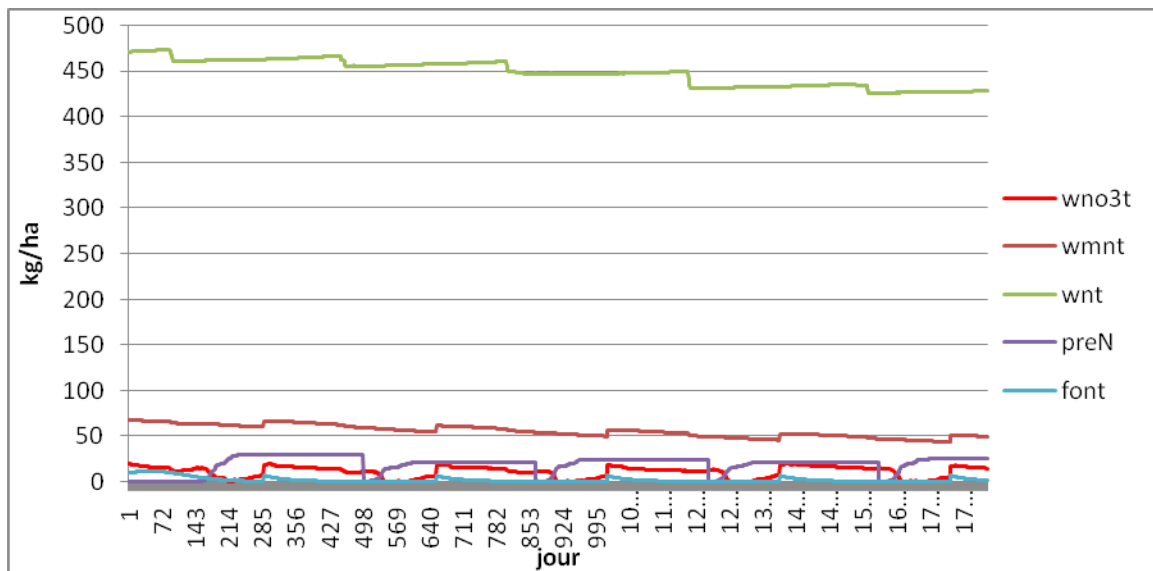


Figure 6.4 Évolution des quantités simulées des différentes formes de l'azote et du prélèvement des plantes de l'USS 229, pâturages (96% surface agricole, 70% surface de l'USS), sur 5 années.

Les résultats obtenus pour les pâturages montrent une dynamique assez « régulière » des différentes formes. Comme pour le phosphore, la tendance de l'azote organique stable (wnt) dépend principalement des quantités de sédiments produites sur l'USS. Les quantités d'azote annuellement dénitrifiées sont égales à 26kg/ha en première année, et se stabilise aux alentours de 20kg/ha pour les années suivantes. Même si des quantités de l'ordre de 30 à 60 kg/ha sont observées dans un milieu humide avec application de beaucoup de fertilisants, le taux est encore trop élevé pour ce type de culture dont les besoins ne sont pas les plus élevés (50kg/ha pour l'occupation), notamment comparé aux apports nécessités pour les maïs. Cependant, on doit prendre en compte que les plantes ont prélevé entre 43 et 31 kg/ha/an (preN, figure 6.4) pour une demande de 50, avec une moyenne de 35kg/ha/an pour l'ensemble de la simulation. Cette tendance (visible sur le graphe ci-dessus) s'explique par le facteur « stress » variant d'une année sur l'autre, et

ayant tendance à surestimer les effets sur la consommation des plantes. Le faible prélèvement des plantes engendre que les nitrates restent plus disponible dans le sol, ce qui a pour tendance à augmenter les quantités perdues par dénitrification. On obtient donc une consommation des plantes de l'ordre de 70% des besoins en moyennes, ce qui est considéré comme satisfaisant. Les nitrates (wno3t) n'ont pas de tendance à l'accumulation. La quantité d'azote organique actif (wnt) minéralisé est de 12 kg/ha/an en début de simulation pour se stabiliser à 7kg/ha/an, ce qui est en accord avec les ordres de grandeurs pour ce processus, sachant que l'on peut atteindre jusqu'à 60/kg/ha/an. La quantité d'azote total dans le sol est estimée à 750 kg/ha en moyenne sur la simulation considérée, ce qui correspond aux ordres de grandeurs pour ce type de culture, peu nécessiteuse en engrais, sachant que les sols peuvent atteindre des quantités de 1 à 5 tonnes/ha d'azote accumulés, selon l'intensité de la fertilisation.

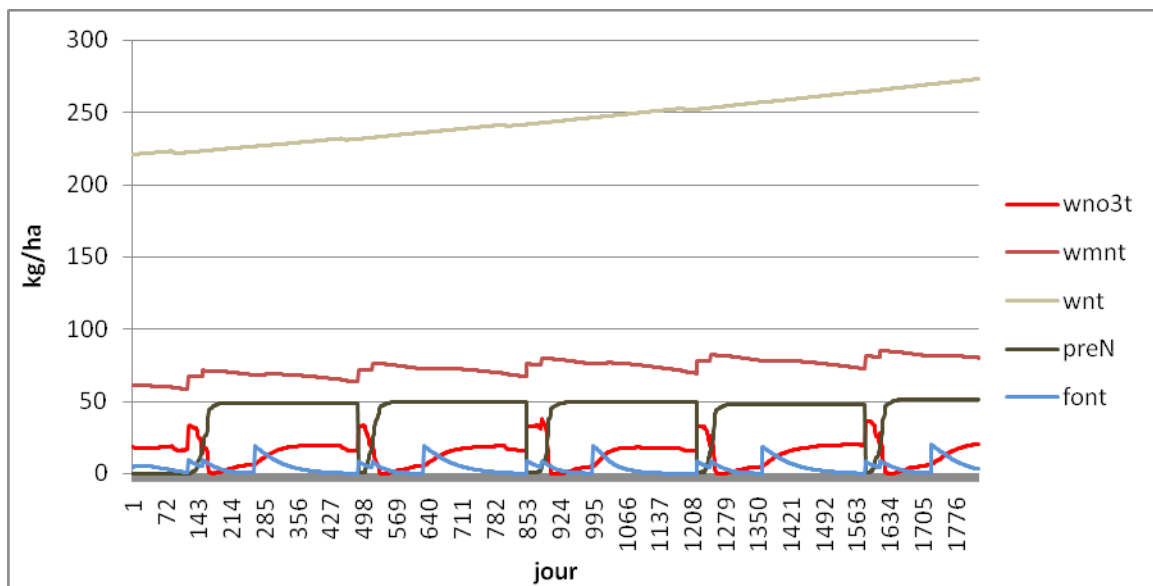


Figure 6.5 Évolution des quantités simulées des différentes formes de l'azote et du prélèvement des plantes de l'USS 119, maïs (95% de la surface agricole, 33% surface de l'USS), sur 5 années.

Pour les maïs, la dynamique des stocks au cours des différentes années est assez régulière, on constate un léger enrichissement du stock d'azote organique actif (wnt) et plus prononcé pour l'azote organique stable (wmnt). Les quantités dénitrifiées passent de 35kg/ha/an pour se stabiliser à 25kg/ha/an en fin de simulation et paraissent encore un peu surélevés, mais les ordres de grandeurs sont en accord avec ce type de culture, dont les besoins en azote sont importants et donc soumis à une fertilisation d'autant plus grande. Les besoins annuels sont de 163 kg/ha/an, les prélèvements effectifs s'échelonnent entre 150 et 160 kg/ha/an, pour une moyenne de 153 kg/ha/an, soit un peu plus de 93% de la demande satisfaite. Même si les « pourcentages de demande satisfaite » sont supérieurs à ceux des pâturages, il faut quand même prendre en compte le fait que les quantités maximales d'absorption d'azote par les plantes ont été surélevées (de l'ordre de 15%) par rapport aux quantités théorique, pour pouvoir atténuer l'effet du « stress » calculé. En effet, en cas de stress trop importants, les quantités effectivement

prélevés peuvent être trop faibles (<100kg/ha/an) et ainsi donner des taux d'azote dénitrifiés trop importants. Pour le scénario « demande en azote », cette surestimation ne permettrait pas d'obtenir des quantités prélevées supérieure à la demande, compte tenu du fait qu'on applique seulement les besoins en azote des plantes. Le stock de nitrates (wno3t) ne montre pas de tendance à l'accumulation. Les quantités d'azote minéralisées varie de 30 à 20 kg/ha/an en fin de simulation, ce qui correspond à des valeurs comprises entre 2 et 3% du stock organique (actif et stable) transformé en nitrates, ceci correspondant aux valeurs trouvées dans la littérature (Brady, 1990). La quantité d'azote total dans le sol tend vers 1,2 t/ha, avec une tendance à l'augmentation. Cette tendance peut être considéré comme normal, quand on compare aux quantités que peuvent accumulés ce type de culture dans les sols (jusqu'à 5t/ha).

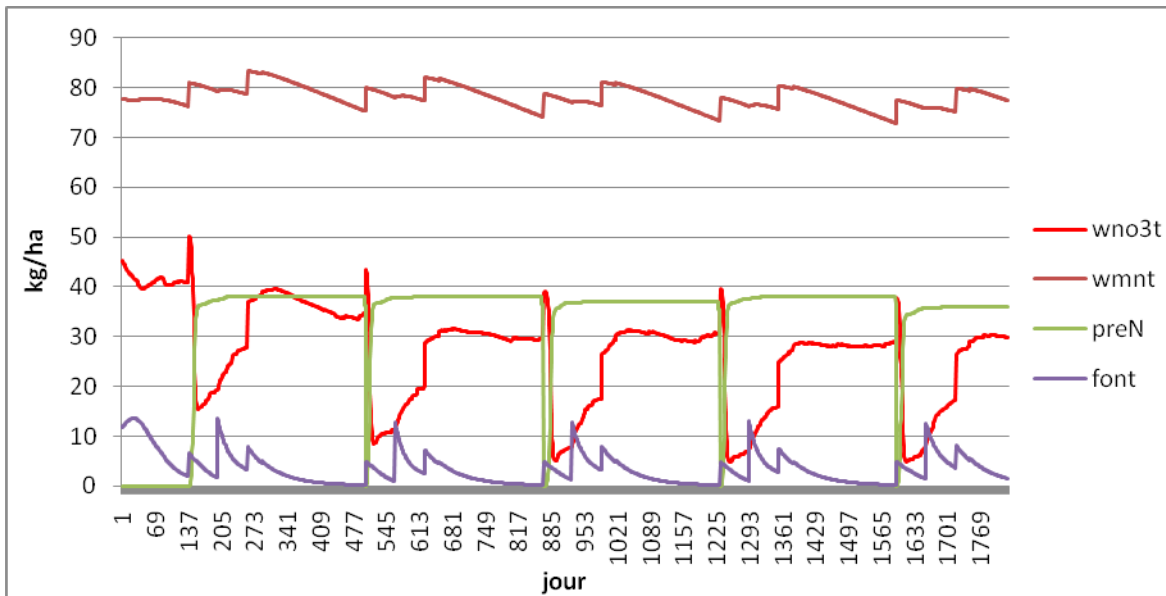


Figure 6.6 Évolution des quantités simulées des différentes formes de l'azote et du prélèvement des plantes de l'USS 267, céréales (95% surface agricole, 80% surface de l'USS), sur 5 années.

Pour les céréales, on constatera que l'azote organique stable n'est pas sur le graphe pour améliorer la lisibilité des autres formes. La dynamique est également régulière, on constate que le stock de nitrates (wno3t) ne devient jamais « nulle » au cours de la simulation bien qu'il y ait une tendance à la diminution sur l'ensemble de la simulation. Le stock d'azote organique stable augmente progressivement de 670 à 750 kg/ha. Les quantités dénitrifiées diminuent régulièrement d'année en année passant de 31 à 19 kg/ha/an, ce qui paraît également surélevé pour ce type de culture dont les besoins sont proches des pâturages. Les prélèvements sont assez constant avec une moyenne de 46 kg/ha/an, soit environ 92% de la demande satisfaite. Le facteur « stress » dépend des conditions hydriques et de températures de chaque USS, ce qui peut expliquer la variabilité des effets entre chaque unité de calcul. Si les quantités d'azote dénitrifiées sont assez élevées, on peut l'expliquer par le fort taux initial de nitrates qui a tendance à rendre l'azote minéral plus disponible les premières années, mais qui continue de diminuer, ce qui explique la baisse constante du taux de nitrates perdus annuellement. Les quantités d'azote minéralisées varient de 15 kg/ha/an en début pour se stabiliser à 8/kg/ha/an en fin

de simulation, ce qui correspond à environ 1% du stock organique devenu minéral, ce qui reste dans les ordres de grandeurs théoriques. La quantité totale d'azote dans le sol atteint 900 kg/ha en fin de simulation avec une tendance constante d'augmentation. Cette valeur rentre dans les ordres de grandeurs préalablement cités, l'accroissement progressif peut s'expliquer par des paramètres de terrains (comme la pente moyenne, donc la production de sédiments) propice à une accumulation plus rapide de l'azote dans les premières années d'exploitations.

Le scénario « demande en azote » modifie les résultats pour le phosphore, les stocks simulés de ces différentes formes dépendent fortement de la culture en place. Pour les céréales et les pâturages, les taux de prélèvements sont identiques à l'azote, et les dynamiques des différents stocks sont à peu près équivalentes à celles obtenues en scénario « demande en phosphore ». On constate un léger appauvrissement en phosphore pour les pâturages qui se stabilise, on obtient alors 75% de la demande en phosphore comblée, ce qui reste encore satisfaisant. Pour l'occupation maïs, les taux appliqués sont bien supérieurs à la demande en phosphore, étant donné le décalage entre les deux besoins pour cette culture (190 kg/ha/an pour l'azote et 40 kg/ha/an en phosphore). On obtient donc une nette tendance à l'enrichissement des sols de 250 à un peu plus de 400 kg/ha de phosphore (total) en fin de simulation avec une augmentation constante. Cet accroissement peut être considéré normal pour ce type de culture, dont les conséquences des pratiques agricoles entraînent une accumulation en phosphore dans les sols.

Étant donné le manque de données mesurées sur les différents stocks d'azote et de phosphore dans les sols, ils étaient alors nécessaires de comparer les résultats obtenus en s'appuyant sur les données fournies par d'autres études, tout particulièrement pour les ordres de grandeurs de processus telle que la dénitrification et la minéralisation étant donné la nature empirique du modèle.

## 7 RESULTATS EN RIVIERES.

Les quantités d'azote et de phosphore organique, minéral et total en rivière constituent la dernière partie de cette étude. La station #7 est située à l'exutoire de la Beurivage. Pour analyser les performances globales du modèle, il est nécessaire de comparer les résultats des masses journalières exportées à l'échelle du bassin versant avec les concentrations et charges en azote et phosphore.

### 7.1 L'AZOTE

#### A) Azote total.

Les concentrations en azote total des années 1989 et 1990 sont présentées dans les deux graphiques ci-dessous. Les résultats proviennent de la simulation sur les années 1988-1992, ce qui diffère des précédentes versions du programme. Dans le passé, les erreurs présentes dans le modèle, ne nous permettaient pas de faire fonctionner le modèle sur plus d'une année en continu.



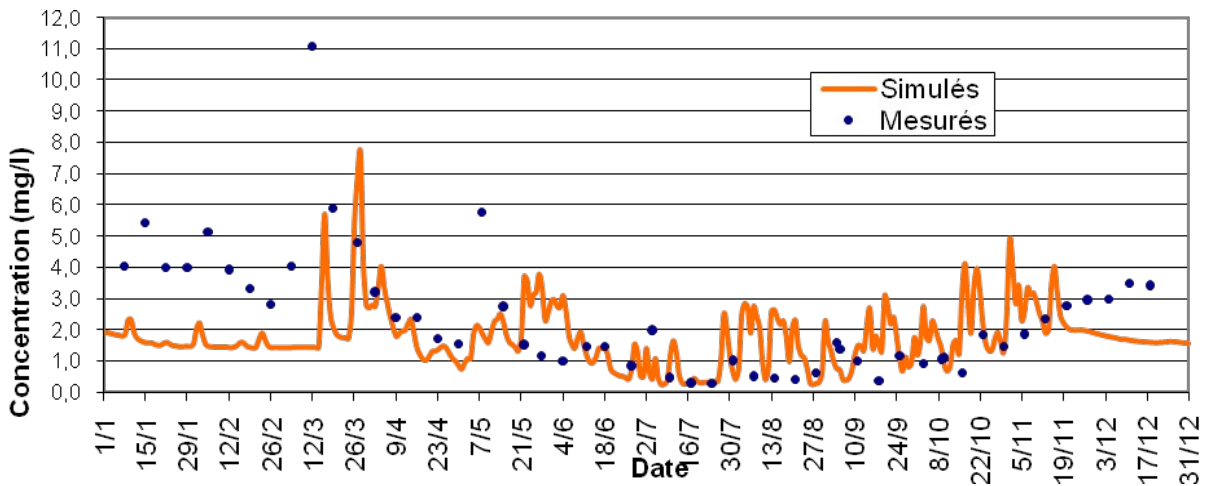


Figure 7.1 Comparaison de l'azote total simulés et mesurés à la station #7 (1989)

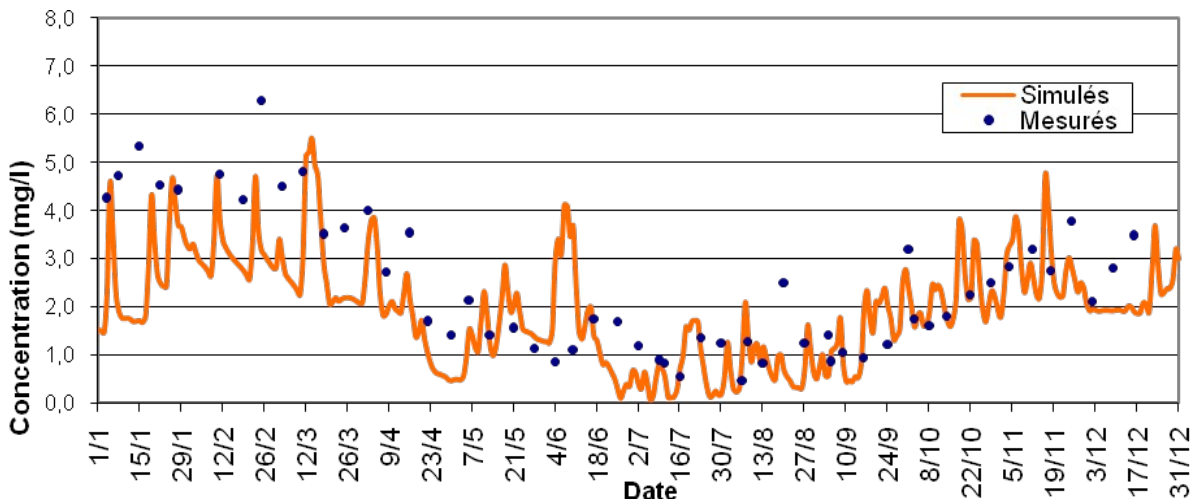


Figure 7.2 Comparaison de l'azote total simulés et mesurés à la station #7 (1990)

Les résultats obtenus montrent que le modèle a tendance à sous estimer les concentrations en période d'étiage hivernale et les crues printanières en ce qui concerne l'azote total. Les valeurs simulées en étiage estival se rapprochent des données mesurées, avec une tendance à la surestimation en automne particulièrement pour l'année 1989 (Figure 7.1). Plusieurs paramètres peuvent être responsables de ces résultats. Entouré de huit stations météo en périphérie, la Beaurivage ne dispose que d'une seule station à l'intérieur de ces limites, ce qui implique que certains événements pluvieux singuliers tombant sur le bassin peuvent ne pas être pris en compte, car n'étant pas enregistrés, ce qui peut expliquer notamment le fait que le modèle sous-estime les pics que l'on observe notamment en début d'année 1989. De plus, on ne connaît pas les quantités réelles de fertilisants, ni le mode et les dates d'applications pouvant introduire un « décalage » au niveau des quantités ruisselées. Ce qui peut notamment expliquer ce que l'on observe pour les deux pics de concentrations simulés comparé aux pics des données mesurés au mois de mars 1989 (Figure 7.1). Cependant, les résultats fournissent des ordres de grandeurs journaliers, globalement cohérents à l'exutoire du bassin versant de la Beaurivage.

b)  $\text{NO}_3^- - \text{NO}_2^-$ .

On peut également analyser les résultats en rivière pour les  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NO}_2^-$ , et l'azote organique pour l'année 1990.

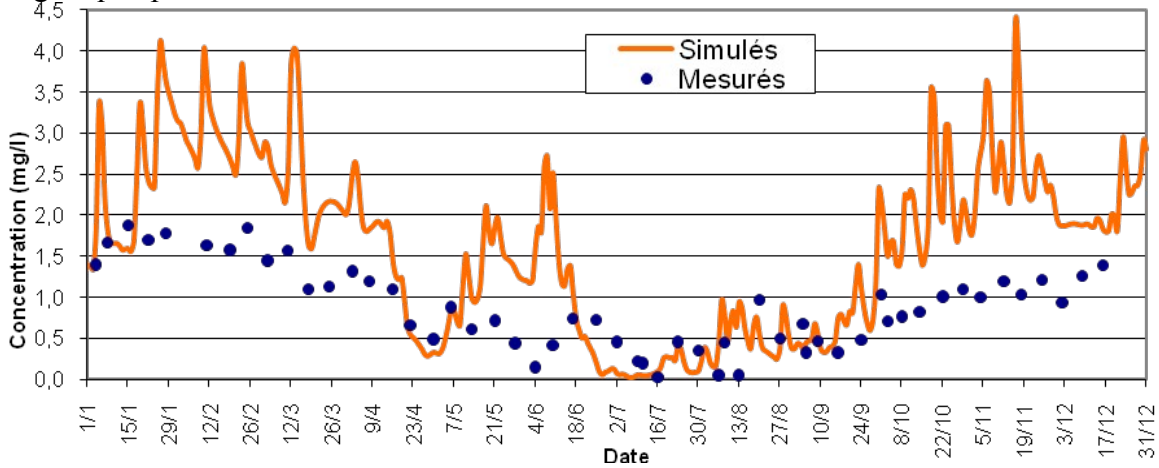


Figure 7.3 Comparaison de l'azote simulés et mesurés à la station #7 (1990)

La tendance semble indiquer une surestimation des nitrates-nitrites en rivière pour les périodes hivernales et sous estime légèrement la période d'étiage estivale, ce qui correspond à l'inverse de l'azote total. Les ordres de grandeurs sont globalement respectés. À noter également que les concentrations (Figure 7.3) simulées et mesurées en azote ( $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ ) présentent toutes deux d'importantes variations temporelles caractérisées par des pointes lors des périodes de crues printanières ou relatives à des événements pluvieux singuliers d'importances. Quand on rapporte aux charges (Figure 7.4) exportées en rivière (kg/jour), la tendance montre une surestimation des quantités d'azotes exportés sur des événements pluvieux singuliers d'importance particulièrement dans la période d'octobre à novembre (tendance identique pour l'année 1989). On obtient, néanmoins, des valeurs relativement satisfaisantes avec un  $R^2$  égale à 0,73, un coefficient de Pearson de 0,91 pour l'année 1990, et un  $R^2$  de 0,82 avec un coefficient de Pearson de 0,90 pour l'année 1989.

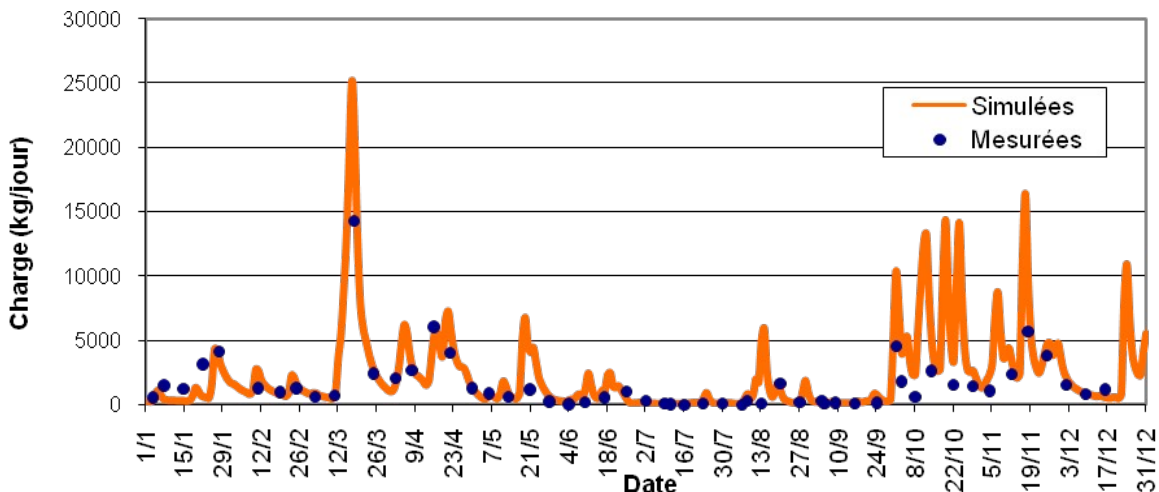


Figure 7.4 Comparaison des charges en  $\text{NO}_2^- - \text{NO}_3^-$  simulé et mesuré sur la station #7 (1990)

## 7.2 PHOSPHORE

### a) Phosphore total.

Le graphique ci-dessus présente les résultats de concentrations en phosphore total simulés et mesurés à proximité de l'exutoire du bassin versant de la rivière Beaurivage pour l'ensemble des années 1989 et 1990.

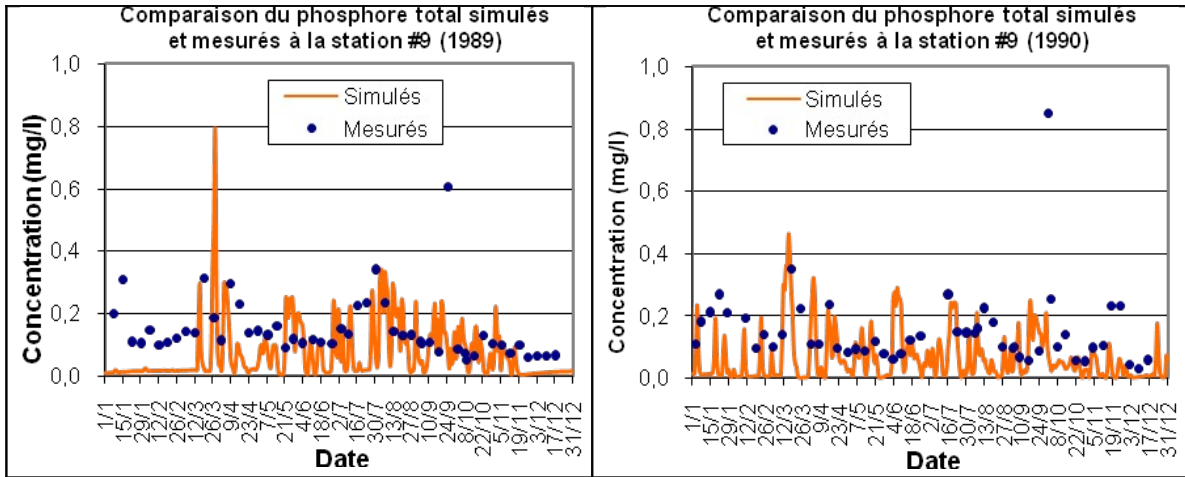


Figure 7.5 Performance du modèle en phosphore total pour les années 1989 et 1990.

Le modèle a tendance à sous estimer les concentrations de phosphore en période d'été hivernale, notamment en 1989, et présente d'importantes variations temporelles caractérisées par des pointes lors des périodes de crues printanières ou relatives à des événements pluvieux singuliers d'importances, de même manière que pour l'azote total. Les ordres de grandeurs des concentrations sur l'ensemble des années sont globalement respectés, et la pertinence des résultats peut varier d'une année sur l'autre en fonction des débits simulés par le modèle hydrologique. La présentation des charges simulées pour l'année 1990, notamment, permet d'avoir un meilleur compte rendu des quantités exportées en rivière.

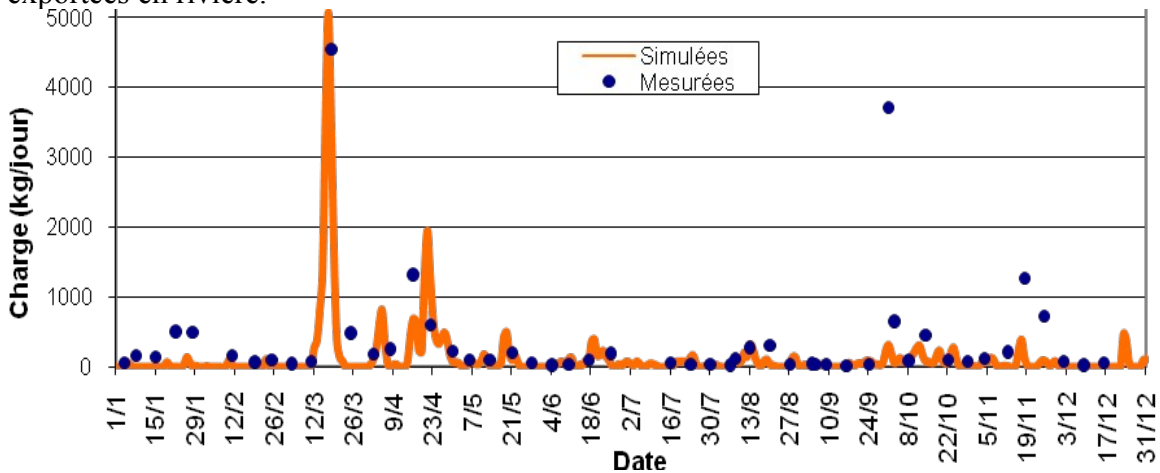


Figure 7.6 comparaison des charges en phosphore total simulées et mesurées pour la station#7 (1990)

Les charges en phosphore total exportées en rivière montrent une tendance à sous estimer les quantités produites pendant la période hivernale. Les périodes de crues printanières et estivales fournissent des résultats plus convaincants. On obtient un  $R^2$  de (0,28 : 0,59) et des coefficients de (0,14 : 0,51) et (0,53 : 0,77) pour Nash et Pearson respectivement pour les années 1989 et 1990. Les résultats sont assez satisfaisants pour l'année 1990 et dans une moindre mesure acceptable pour 1989. Afin d'approfondir l'analyse de la performance du modèle de transport des nutriments, il est pertinent de s'intéresser aux formes de phosphores pris en compte par le modèle. En ce sens, le modèle de qualité de l'eau QUAL2E permet la simulation du phosphore organique et du phosphore dissout. Il est alors possible de comparer les deux formes de phosphore simulées avec les mesures effectuées à proximité de l'exutoire du bassin versant de la rivière Beauvillage.

### b) Phosphore dissout.

Dans un premier temps, il est important de noter que l'appellation phosphore dissout utilisé par le modèle de transport des nutriments en rivière (QUAL2E) fait référence au phosphore minéral labile entraîné par les sédiments et par ruissellement simulé par le modèle de transport des nutriments au sol (POPES). Les graphiques ci-dessous présentent les résultats de concentrations en phosphore dissout simulées et mesurées à proximité de l'exutoire du bassin versant de la rivière Beauvillage pour l'ensemble des années 1989 et 1990.

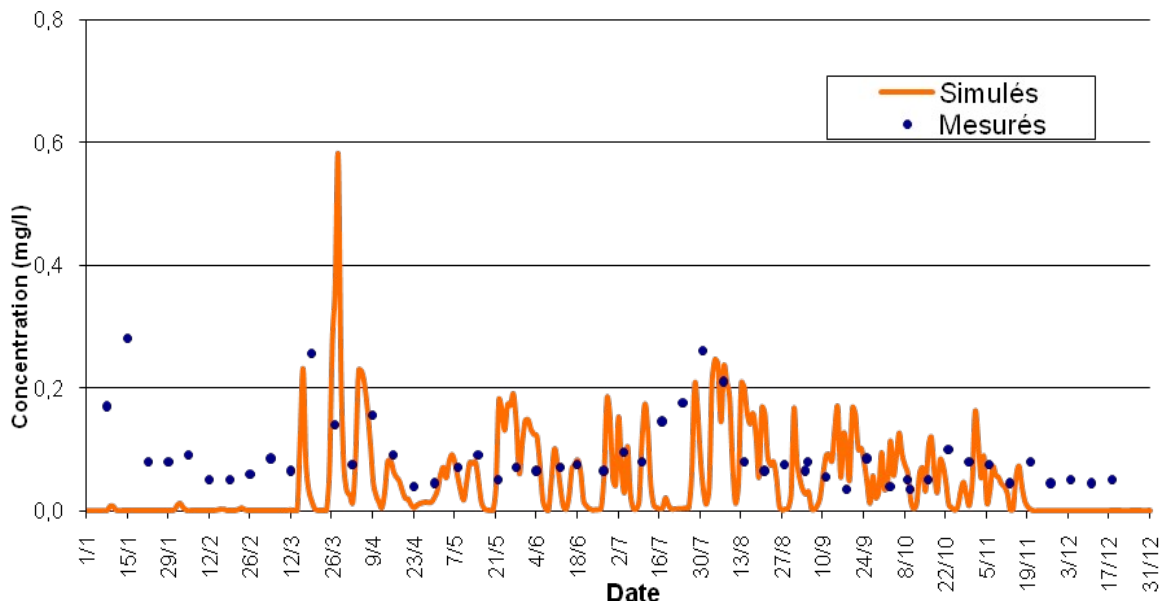


Figure 7.7 comparaison du phosphore dissout simulés et mesurés à la station #7 (1989)

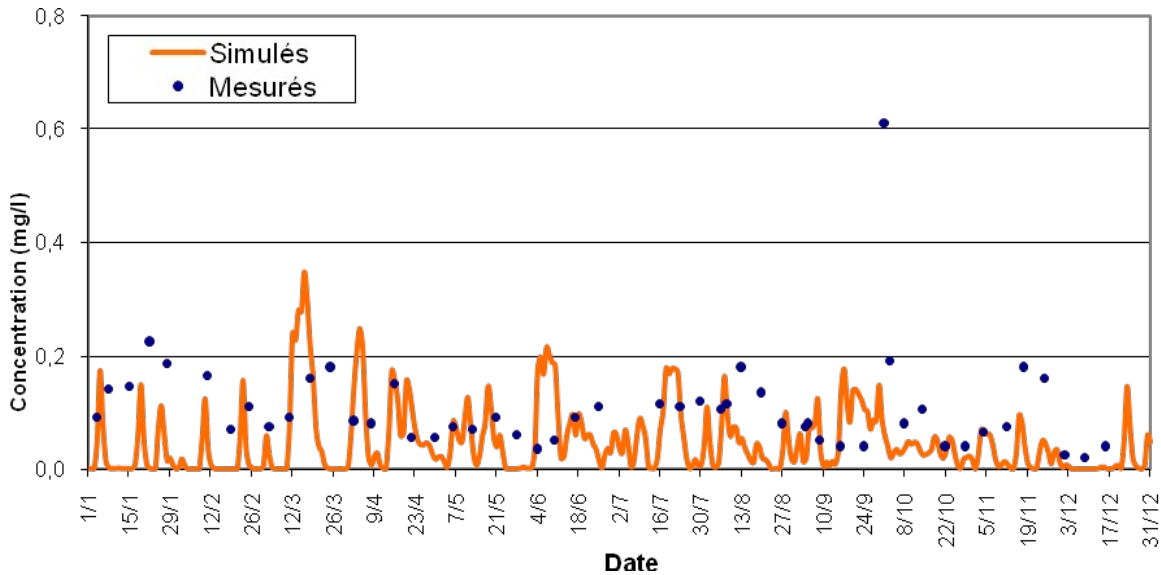


Figure 7.8 comparaison du phosphore dissout simulés et mesurés à la station #7 (1990)

Le modèle de transport des nutriments présente d'importantes variations temporelles caractérisées par des pointes lors des périodes de crues printanières, ce que l'on peut remarquer par exemple pour l'année 1989 (Figure 7.7), ou relatives à des événements pluvieux singuliers d'importances. Le modèle fournit des ordres de grandeurs satisfaisants des concentrations journalières simulées en rivière. On constate que globalement, on sous-estime les concentrations des étiages hivernales avec une tendance à surestimer celles des crues printanières, tendance que l'on remarque particulièrement pour l'année 1989 et qui est identique à celles observées pour le phosphore total. Cependant, les concentrations simulées dépendent fortement du débit simulé à l'exutoire. Il apparaît alors pertinent de montrer les résultats des charges journalières de phosphore dissout.

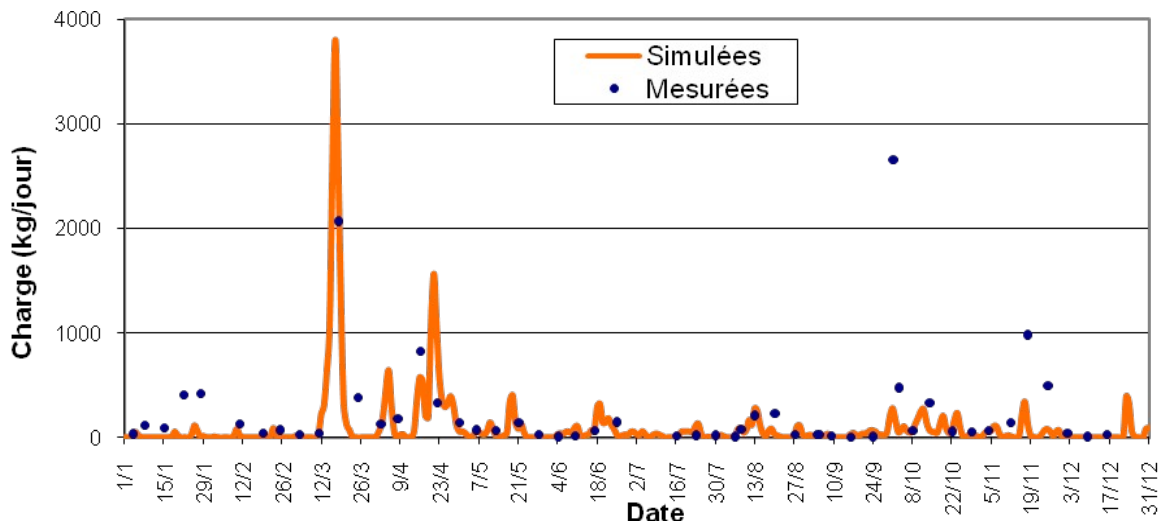


Figure 7.9 Comparaison des charges en phosphore dissout simulées et mesurées à la station #7 (1990)

On constate la même tendance qu'avec les concentrations journalières avec une sous estimation des charges en étiage hivernale, et une surestimation des masses transportées lors des crues printanières. On obtient des valeurs acceptables avec un  $R^2=0,38$  et un coefficient de Pearson de 0,61 pour les charges journalières. De même on peut analyser les résultats obtenus pour le phosphore organique.

### c) Phosphore organique

Il est important de noter que l'appellation phosphore organique utilisé par le modèle de transport des nutriments en rivière (QUAL2E) fait référence au phosphore organique entraîné par les sédiments simulés par le modèle de transport des nutriments au sol. Le graphique ci-dessous présente les résultats de concentrations en phosphore organique simulées et mesurées à proximité de l'exutoire du bassin versant de la rivière Beaurivage pour l'ensemble des années 1989 et 1990.

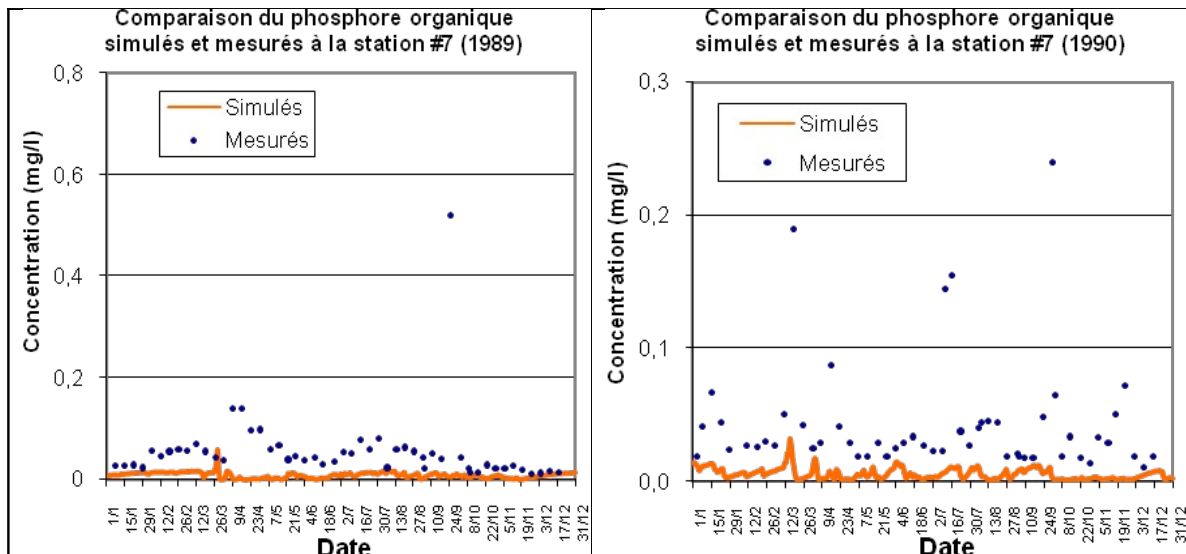


Figure 7.10 Performance du modèle en phosphore organique pour les années 1989 et 1990.

Les concentrations obtenues sont considérablement sous-estimées par le modèle, comme le montre les résultats obtenus sur ces figures. Il faut prendre en compte que les quantités de phosphore dissout et organiques produites en rivière, par le modèle, sont fortement liées, notamment par le coefficient d'enrichissement des sédiments qui est identique pour toutes les formes de l'azote et du phosphore prisent en considération. Le calage a été effectué en fonction des quantités de phosphore dissout produites en rivière, une augmentation des quantités organiques exportées en rivière entrainerait une surestimation importante des quantités dissoutes. Les concentrations en phosphore total supérieure à 0.05mg/l sont en moyenne constituées à 80% de phosphore dissout, ce qui tend aussi à démontrer que les concentrations en phosphore total sont fortement constituées de phosphore dissout, d'où l'intérêt dans un premier temps de porter une plus grande importance à cette forme. A l'inverse, les concentrations en phosphore total inférieures à 0.05mg/l sont en moyenne constituées à 75% de phosphore organique. Ce qui implique une grande importance des quantités de phosphore organique produites pendant la période estivale (mai à septembre), qui correspond à une période importante dans

l'évaluation des pratiques de gestion bénéfiques, et donc la nécessité d'une amélioration du modèle de production et d'enrichissement des sédiments dans POPES, mais aussi du modèle de qualité en rivière QUAL2E, qui simule le transport et les interactions affectant les différentes formes de l'azote et du phosphore en rivière. Les proportions de phosphore minéral, quittant les USS dans POPES, représentent en moyenne 70% du phosphore total ce qui est en accord avec les ratios observés dans la littérature (Beaudin, 2006).

## 8 DISCUSSION ET PROCHAINES ETAPES.

Ce travail a permis de faire un état des lieux complet de tous les processus pris en compte par le modèle POPES comme les dynamiques des stocks des nutriments, la prise en compte des plantes et les résultats de qualité en rivière. Les différentes corrections apportées ont permis de produire en premier lieu des simulations sur cinq années consécutives avec des résultats cohérents aussi bien sur la dynamique des nutriments dans le sol et leurs quantités exportées en rivière. Les résultats produits comportent différentes incertitudes, comme le manque de données pour les applications de fertilisants, de données mesurées en rivière ainsi que l'utilisation d'un scénario où on applique la demande en azote, ce qui constitue une hypothèse assez simplificatrice. L'ensemble des résultats produits est néanmoins considéré satisfaisants dans la mesure où ils permettent d'obtenir globalement des ordres de grandeurs vraisemblables sur la majorité des processus pris en considération.

Cependant, on a pu remarquer que le modèle présentait encore des limites conceptuelles, notamment sur les quantités de nutriments transportées par les sédiments qui sont souvent sous-estimées. Particulièrement pendant la période hivernale, pour les quantités des différentes formes organiques de l'azote et du phosphore dont le principal vecteur de transport est le transport par sédiments. L'importance de ce phénomène peut s'expliquer aussi par les caractéristiques propres des USS, comme les pentes moyennes, par l'absence de prises en compte de certains événements pluvieux, mais aussi le biais induit par les niveaux d'eau calculés avec le modèle des trois couches de sol. Néanmoins, on observe généralement que les résultats sur les quantités exportées sont globalement assez cohérents, mais que la dynamique de « relâchement » en rivière des différents nutriments pose encore problème surtout en ce qui concerne les concentrations journalières. Le mode de calcul du coefficient d'enrichissement nécessite des améliorations, notamment pour la gestion du transport des formes organiques de l'azote et du phosphore.

Pour la gestion des plantes, les taux de prélèvement respectifs pour l'ensemble des cultures sont satisfaisants, avec plus de 80% de la demande comblée en moyenne sur l'ensemble des 16 USS pris en compte pour établir les bilans. Les quantités d'azote dénitrifiées restent encore assez élevées tout en restant dans des ordres de grandeurs cohérents. Si la dynamique d'absorption des plantes donne des résultats vraisemblables pour l'ensemble des cultures, le calcul du facteur de stress, qui prend en compte la température et la disponibilité en eau, pose encore des problèmes. En effet, il peut réduire de manière drastique le prélèvement potentiel pour certaines plantes, jusqu'à plus de 40%

sur l'ensemble de la période de croissance sur de nombreux USS. Pour réduire l'effet de ce paramètre, on augmente pour le moment le prélèvement potentiel maximal des plantes, surtout pour les maïs (jusqu'à 15%). Le but étant de limiter les quantités de nitrates disponibles dans le sol, et ainsi d'obtenir des ordres de grandeurs de dénitrifications cohérents. Comme on applique la demande en azote, les plantes atteignent peu souvent leur prélèvement maximal (influence du facteur de stress, bien que réduite) et encore plus rarement des taux légèrement supérieurs. Néanmoins, il apparaît nécessaire d'améliorer ce facteur, pour qu'il puisse prendre en compte également des facteurs de « stress azotés ». Les forêts occupent une partie importante du bassin (environ 54%) et les stocks en azote et phosphore dans leurs sols, bien que souvent faibles comparés aux sols agricoles, ne sont pas pris en compte par POPES. Il serait également intéressant de prendre en compte ces occupations de sol dans le modèle pour pouvoir améliorer les résultats, notamment en ce qui concerne l'azote organique. En effet, 70% en moyenne de l'azote exporté d'une occupation forestière est sous forme organique.

La perspective d'utilisation du modèle pour d'autres cultures devra prendre en compte également certains processus comme la fixation de l'azote, symbiotique de certaines légumineuses, et par les parties supérieures des plantes en cas de manque d'azote disponible (pris en compte dans SWAT notamment). Pour l'adaptation de POPES sur d'autres bassins versants, cette étude a permis notamment de fournir un nombre restreint de paramètres modifiables par l'utilisateur, permettant de « caler » le modèle. On peut effectivement modifier la constante  $limc$  qui sert à limiter les quantités de nitrates exportés par le modèle, les coefficients d'enrichissement  $a_0$  et  $a_1$  qui permettent un « certain » contrôle sur les masses emportées par les sédiments, les coefficients de ruissellement du phosphore minéral labile et le paramètre d'atténuation du phosphore organique réellement disponible pour l'exportation par les sédiments.



## 9 REFERENCES.

Arnold J.G., Williams J.R., Srinivasan R. et King K.W. 1996. SWAT. Manual. USDA, Agricultural Research Service and Blackland Research Center, Texas.

Arnold J.G. et Williams J.R.. 1995. SWRRB - A watershed scale model for soil and water resources management. Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology. Water Resources Publication*, Highlands ranch, pp. 847-908.

Beauchemin J., 1997. Modélisation du transport des nutriments et pesticides et de la croissance des plantes, à l'échelle du bassin versant. R-462e. INRS-Eau, Sainte Foy (Québec).

Beaudin I., 2006. La mobilité du phosphore. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec, Canada 137p.

Brady, Nyle C., 1990, Cornell University and United States Agency for international development, "The Nature and Properties of Soils," tenth edition, Macmillan publishing company, New York, Collier Macmillan Publishers, London, ISBN 0-02-313361-9, 621p.

Brown L.C. et Barnwell T.O.J., 1987. The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, U.S.

Couillandeu S., 1999. Modèle de transport de l'azote et du phosphore dans le projet GIBSI. Analyse, validation, intégration de la croissance des plantes. ENGREF.

CRAAQ, 2003. Guide de référence en fertilisation. 1ère édition. CRAAQ, Sainte-Foy.

Jourdan O., Bourrié B. et Laborde D., 1994. Les courbes d'absorptions des éléments minéraux. Centre de recherches SCPA et ministère de l'agriculture et de la pêche (DGER), centre de recherches. Aspach le bas, France.

Nasr S., 1996. Modélisation du transport des nutriments et des pesticides à l'échelle d'un bassin versant. Rapport R-462b. INRS-Eau, Sainte Foy, (Québec).

Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R. et Williams J.R. 2002. *Soil and Water Assessment Tool (SWAT) - Theoretical Documentation (version 2000)*. USDA Agricultural Research Service, Temple, Texas.

Mailhot A., Rousseau A.N., Salvano E., Turcotte R. et Villeneuve J.P., 2002. Évaluation de l'impact de l'assainissement urbain sur la qualité des eaux du bassin versant de la rivière Chaudière à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI. *Revue des Sciences de l'Eau*, 15(Numéro spécial): 149-172.

Quilbé, R., A.N. Rousseau. 2007. GIBSI: An integrated modelling system for watershed management - Sample applications and current developments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11:1785-1795.

Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A., D.K. M. et D.C. Y., 1997. Predicting Soil Erosion by Water : A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). US Department of Agriculture, Washington. D.C.

Rousseau A.N., Mailhot A., Gariépy S., Salvano E. et Villeneuve J.P., 2002a. Calcul de probabilités de dépassement d'objectifs environnementaux de rejets de sources ponctuelle et diffuse à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI. *Revue des Sciences de l'Eau*, 15(Numéro spécial): 121-148

Rousseau, A. N., A. Mailhot, J.-P. Villeneuve. 2002b. Development of a risk-based TMDL assessment approach using the integrated modeling system GIBSI. *Water Science & Technology*, 45(9): 317-324.

Rousseau A.N., Mailhot A., Turcotte R., Duchemin M., Blanchette C., Roux M., Etong N., Dupont J. et Villeneuve J.P., 2000a. GIBSI - An integrated modelling system prototype for river basin management. *Hydrobiologia*, 422/423: 465-475.

Rousseau A.N., Mailhot A. et Villeneuve J.P., 2000b. Problématique, éléments de solution et exemples d'application du système informatisé GIBSI. *Vecteur Environnement*, 33(5): 27-54.

Salvano E., Rousseau A.N., Debailleul G. et Villeneuve J.P., 2004. Development of a cost-benefit framework to evaluate the impact of legislation supporting reduction of agricultural pollution at the watershed level. Dans: T.O. Manley, P.L. Manley et T. Mihuc (Eds.), *Lake Champlain in Transition: Partnerships in Progress*. Kluwer Academic, pp. 123-142.

Salvano, E., A. N. Rousseau, G. Debailleul, J.-P. Villeneuve. 2006. An environmental benefit-cost analysis case study of nutrient management in an agricultural watershed. *Canadian Water Resources Journal*, 31(2): 105-122.

Schubert K.R., 1987. The assimilation and metabolism of nitrogen : an overview of the nitrogen and coarbon cycles. Dans: D.W. Newman et K.G. Wilson (Eds.), *Models in plant physiology and biochemistry*. CRC Press Inc., Boca Raton (Florida), pp. 3-7.

Villeneuve J.P., Blanchette C., Duchemin M., Gagnon J.F., Mailhot A., Rousseau A.N., Roux M., Tremblay J.F. et Turcotte R., 1998. Rapport Final du Projet GIBSI : Gestion de l'Eau des Bassins Versants à l'Aide d'un Système Informatisé. Mars 1998 : tome 1. R-462. INRS – Eau, Sainte Foy.

Wischmeier W.H. et Smith D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning. *Agricultural Handbook No. 537*. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.

Yalin Y.S., 1963. An expression for bed-load transportation. *Journal of Hydraulics Division*. ASCE, 89:221-250

Zhou X.M., Madramootoo C.A., MacKenzie A.F. et Smith D.L., 1997. Biomass production and nitrogen uptake in corn-ryegrass systems. *Agronomy Journal*, 89: 749-756.