

Modélisation de la contamination nitrique des masses d'eau souterraine par les nitrates d'origine agricole

Eric Gomez¹, Emmanuel Ledoux¹, Bruno Mary²

¹ Centre d'Informatique Géologique, ENSMP, 35 rue Saint Honoré, 77305 Fontainebleau, gomez@cig.ensmp.fr

² INRA, rue Fernand Christ, 02007 Laon

1.	Introduction	1
2.	Mise en œuvre du modèle intégré sur le bassin de la Marne.....	2
2.1.	Comparaison des débits simulés par le modèle hydrologique couplé et par STICS	2
2.2.	Ajustement du modèle de transport dans la zone non-saturée.....	6
2.3.	Estimation du temps de renouvellement dans la zone non-saturée	6
2.4.	Ajustement des modèles de transport en aquifères.....	8
2.4.1	modèle NEWSAM	8
2.4.2	modèle TRANSAM.....	8
3.	Analyse des résultats sur le bassin de la Marne	9
3.1.	Transport d'azote dans la zone non-saturée	9
3.2.	Transport d'azote dans le système souterrain	11
3.2.1	Validation	11
3.2.2	Evolution des flux de nitrate dans les différents aquifères	14
3.3.	Bilan et évolution sur l'ensemble du domaine souterrain	17
4.	Estimation des concentrations en nitrate dans les aquifères en fonction d'hypothèses de modifications des pratiques agricoles.....	22
4.1.	Principe général.....	22
4.1.1	Les scénarios évalués	22
4.1.2	Démarche de modélisation	23
4.2.	Résultats et discussion.....	23
4.2.1	Comparaison des scénarios au niveau de la zone sous-racinaire.....	23
4.2.2	Comparaison des scénarios au niveau des aquifères	26
5.	Estimation de la dynamique du transfert des nitrates dans le système souterrain	33
5.1.	Principe général.....	33
5.2.	Résultats et discussion.....	33
6.	Conclusions	36
7.	Références bibliographiques	37

1. Introduction

L'Ecole des Mines de Paris a développé un modèle intégré couplant le modèle STICS de la dynamique de l'azote dans les sols agricoles avec le modèle MODCOU/NEWSAM représentant les transferts d'eau et d'azote dans les aquifères (Gomez et al., 2002).

Cette étude se propose de montrer l'intérêt de cet outil pour aborder la problématique de la pollution nitrique des masses d'eau souterraine par les nitrates d'origine agricole.

Le modèle intégré permet de simuler, au pas de temps journalier, les débits dans le réseau hydrographique. Il simule également la piézométrie dans les aquifères de la craie, de l'Eocène

et de l'Oligocène par le biais d'une modélisation hydrodynamique des nappes. A cette modélisation des écoulements, s'ajoute celle du transfert de l'azote nitrique dans les différents compartiments du système hydrologique : les sols agricoles, la zone non-saturée et les aquifères explicitement représentés par le modèle. Les résultats de simulation ont été comparés aux données observées et présentent un accord acceptable à l'échelle du bassin de la Seine (Gomez, 2002).

Les capacités de simulation du modèle sont illustrées par une application sur le bassin de la Marne. Ensuite, des simulations exploratoires sont mises en oeuvre pour évaluer les potentialités du modèle vis-à-vis de la prédiction de l'évolution de la pollution azotée sous l'effet des influences anthropiques. Les premiers calculs concerneront les conséquences d'une réduction des intrants et d'une modification de la rotation des cultures ainsi que l'évaluation de la dynamique du transfert de nitrate dans le système souterrain.

2. Mise en œuvre du modèle intégré sur le bassin de la Marne

Les fonctionnalités du modèle intégré sont illustrées par un exemple d'application sur le bassin de la Marne. Ce chapitre comporte deux parties. La première concerne la description des étapes préalables à la simulation du transfert de nitrates sur un système hydrologique. La seconde concerne l'analyse des résultats sur le bassin versant de la Marne.

2.1. Comparaison des débits simulés par le modèle hydrologique couplé et par STICS

Les deux modèles, agronomique et hydrologique, ont été mis en œuvre et validés séparément sur le bassin souterrain de la Marne. Le flux de nitrate calculé par STICS à la base du sol est utilisé pour définir la concentration en nitrate, qui sera transférée dans le domaine souterrain, à partir des débits d'infiltration calculés par MODSUR (Gomez *et al.*, 2002). Cette méthode repose sur l'hypothèse que les débits drainés à la base du sol, calculés par STICS, sont similaires à ceux calculés par MODSUR. Pour vérifier cette hypothèse, les volumes d'eau calculés par ces deux modèles ont été comparés sur le bassin versant de la Marne, par correspondance entre le maillage MODCOU et le maillage STICS, et en tenant compte des surfaces agricoles utilisées (SAU).

Le calcul du bilan hydrique, mené par MODSUR, a été effectué en ne rendant actives que les fonctions production correspondant à des sols cultivés - il s'agit essentiellement des fonctions production " hors-forêt " - et en désactivant les autres. Notons par ailleurs que STICS calcule des volumes d'eau à la base du sol, sans faire de distinction entre l'eau ruisselée et l'eau infiltrée. Ainsi, les volumes drainés calculés par STICS sont comparés à la somme des volumes ruisselés et infiltrés calculés par MODSUR.

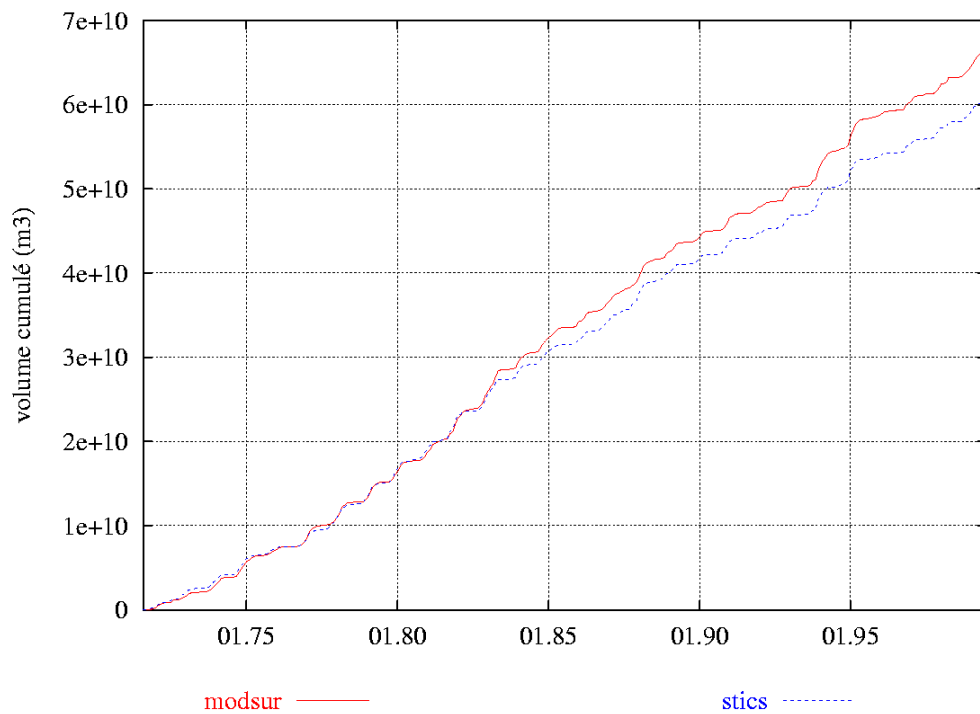
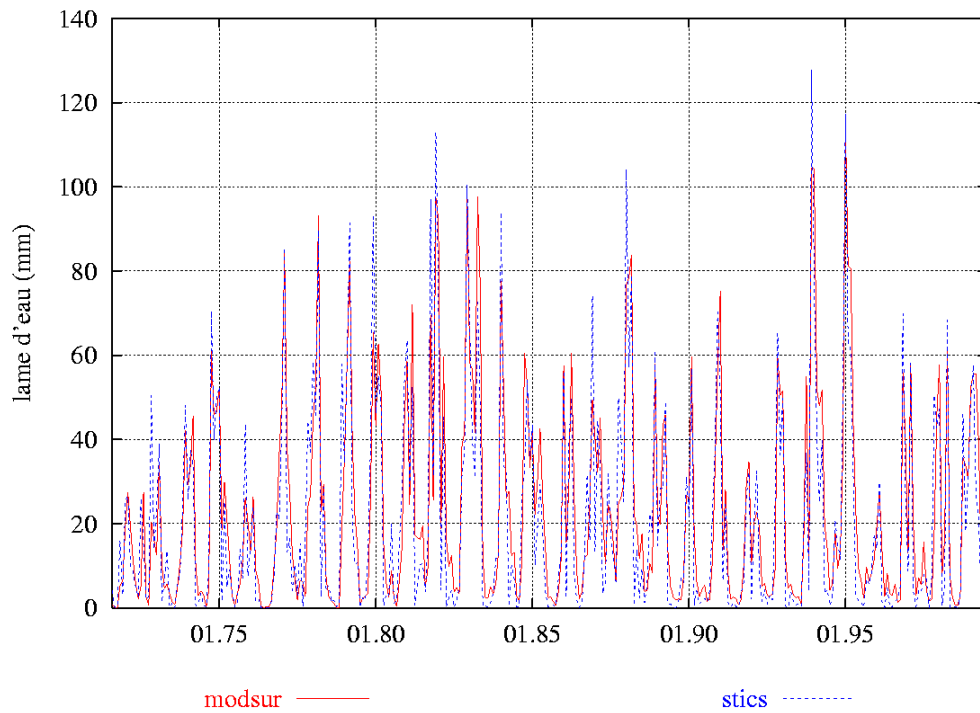


Figure 1 : Comparaison des lames d'eau drainées (a) et des volumes cumulés (b) simulées par STICS et MODSUR sur le bassin de la Marne (pas de temps mensuel)

La comparaison des volumes calculés par STICS et par MODSUR sur le bassin de la Marne (Figure 1), au pas de temps mensuel, montre une restitution similaire des variations saisonnières du drainage. En revanche, la comparaison des volumes cumulés indique une divergence entre les deux modèles, les principaux décalage étant situés en 1983, en 1988 et en 1995.

Notons à ce propos que les différences entre les flux d'eau calculés par STICS et MODCOU n'affectent pas les flux d'azote transférés dans le système. Il n'y a pas de risque de biais sur le flux d'azote. En effet, le flux d'azote réellement calculé par STICS est intégré au modèle souterrain de transport des nitrates grâce à la méthode de calcul employée. En revanche, la concentration peut être influencée par la différence de répartition spatiale entre les flux d'eau STICS et MODCOU.

Le bassin de la Marne occupant une superficie de $12\,675\text{ km}^2$, et en considérant que 68 % de sa surface est cultivée (Collectif, 199), le débit surfacique fourni par MODSUR est de $8,65\text{ l.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ et de $7,87\text{ l.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ pour STICS sur la période 1971-1999. Cette constatation nous conduit à chercher les raisons qui peuvent expliquer cette différence.

Les deux modèles utilisent les mêmes forçages météorologiques. Cependant, pour calculer la lame d'eau drainée à la base de la zone racinaire, STICS tient compte de l'évolution des pratiques culturales et des itinéraires techniques au cours de la simulation tandis que MODSUR utilise une fonction production qui ne tient pas compte de ces évolutions. Ceci nous conduit à poser la question suivante : la divergence entre les résultats des deux modèles est-elle due à l'impact d'une augmentation des rendements des cultures au cours de la simulation ?

En effet, une augmentation significative des rendements augmente la demande en eau des plantes et s'accompagne, par conséquent, d'une diminution du drainage de l'eau à la base de la zone racinaire. Le calcul du rendement moyen simulé par STICS, toutes cultures confondus, sur les trois périodes "agricoles" principales (1971-1980, 1981-1990 et 1991-1999) donne respectivement les valeurs suivantes : $7,4\text{ t.ha}^{-1}$, $7,7\text{ t.ha}^{-1}$ et 8 t.ha^{-1} . Les rendements sont donc en progression sur la période de simulation et semblent confirmer l'hypothèse précédente, dans la mesure où STICS simule l'évolution des variables agronomiques, tandis que le calcul du bilan hydrique, mené par MODSUR, sur des sols cultivés, se fait sans tenir compte de l'interaction eau-plante.

Ainsi, en supposant que STICS simule mieux le drainage, grâce à la prise en compte de l'évolution des rendements au cours du temps, on devrait observer une dérive de MODCOU tendant à surestimer les valeurs observées. Pour vérifier cette hypothèse, nous avons comparé les volumes cumulés simulés par MODCOU à ceux observés à la station de Noisiel, en aval de la Marne (Figure 2). L'examen du graphique montre une bonne restitution globale des débits par MODCOU, celui-ci ayant été calé. Toutefois, le modèle semble avoir des difficultés à traiter les fortes variabilités des régimes sec-humide. Ceci se traduit par des sauts mal restitués sur la Figure 2 avec cependant une bonne reprise de la pente après chaque saut. Par conséquent, il semble que ces défauts de calage soient plus dus à des événements particuliers qu'à une dérive générale du modèle hydrologique couplé. Notons à ce propos que ces sauts sont encore plus mal représentés par le modèle STICS, celui-ci n'ayant toutefois pas été calé. Ainsi, il semble que la prise en compte de l'évolution des interactions eau-plante ne soit que peu influente sur le calcul du bilan hydrique.

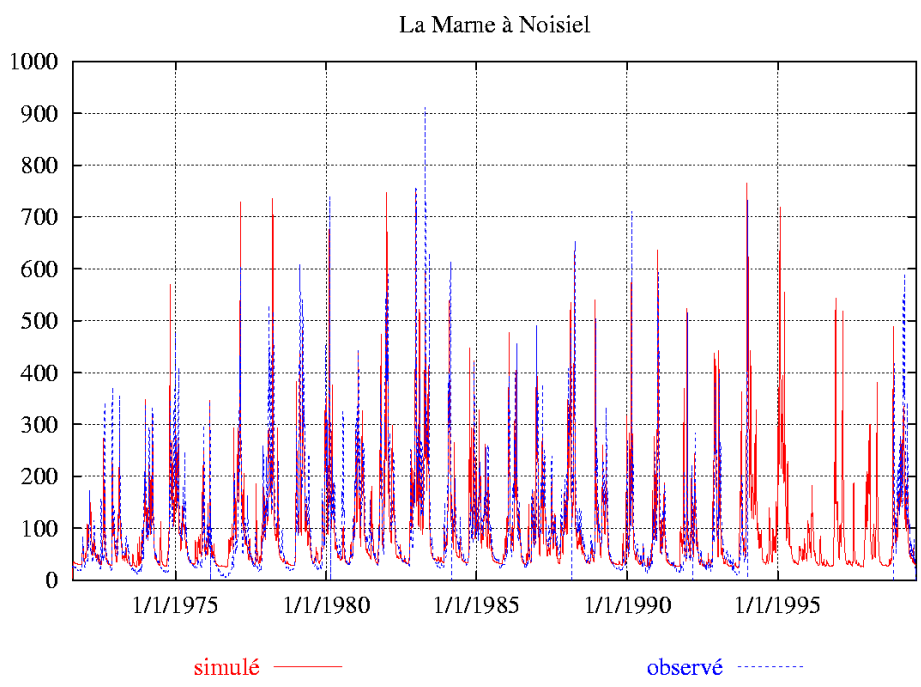
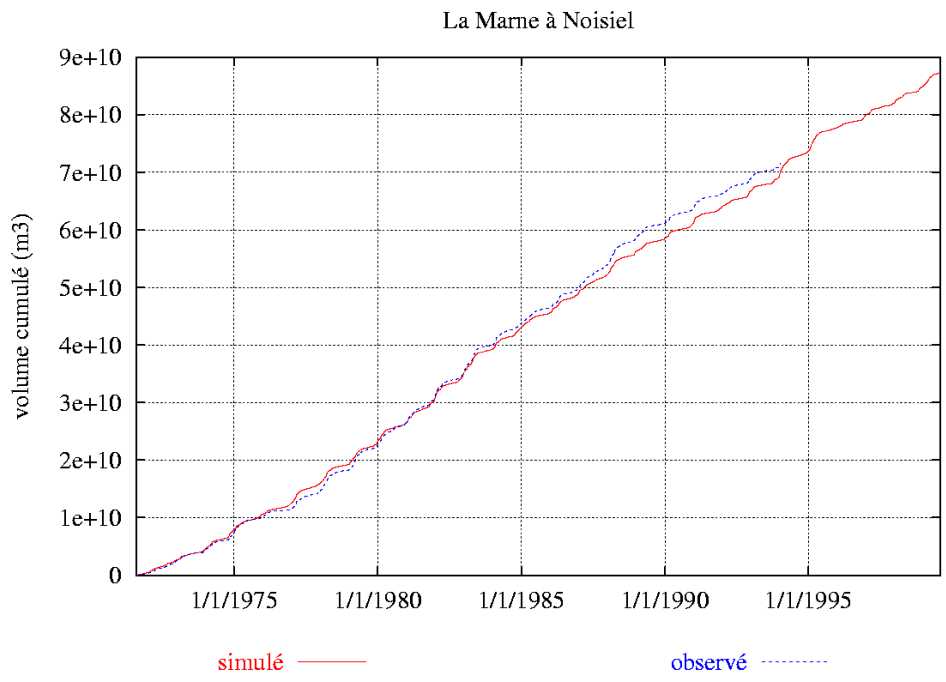


Figure 2 : Comparaison des débits (a) et des volumes cumulés (b) simulées par MODCOU et observés à Noisiel (pas de temps journalier)

2.2. Ajustement du modèle de transport dans la zone non-saturée

Les nitrates sont transportés dans la zone non-saturée par effet piston et en tenant compte de l'effet de stockage de l'eau et des nitrates dans la colonne de non-saturée. La modélisation du transfert des nitrates à travers la zone non-saturée nécessite donc de définir une capacité de stockage pour chacune des 162 zones homogènes précédemment définies.

Ces paramètres sont déterminés, par calage, pour chaque type de sol. On obtient ainsi les capacités de stockage (CS) suivantes :

Types de sol	capacité de stockage (mm/m de sol)
all	80
calc	80
arg	100
sab	90
lim	70
cri	20

Par ailleurs, lorsque les aquifères ne sont pas représentés par le modèle NEWSAM, en particulier sur la bordure est du bassin de la Seine (Gomez, 2002), l'épaisseur de la zone non-saturée ne peut pas être déduite de la différence d'altitude entre la topographie et la piézométrie puisque la cote piézométrique n'est pas simulée. Dans ce cas de figure, l'épaisseur de la zone non-saturée est estimée, de manière arbitraire, à 10 m en affectant deux réservoirs de 5 m à chacune des mailles de surface non-connectées à un aquifère représenté par NEWSAM. Dans une phase ultérieure, des progrès devront être réalisés dans l'estimation de l'épaisseur des zones non-saturées situées sur la bordure est du bassin.

2.3. Estimation du temps de renouvellement dans la zone non-saturée

Avant la mise en oeuvre du modèle de transfert des nitrates dans la zone non-saturée, une étape préalable consiste à évaluer le temps de renouvellement de l'eau dans la zone non-saturée qui correspond au temps nécessaire pour vidanger la colonne de non-saturé sous les conditions climatiques moyennes de la période 1971-1999. Ainsi, en supposant que le transfert des nitrates dans la zone non-saturée se fasse par effet piston, si une zone présente un faible temps de renouvellement, cela signifie que les nitrates rejoindront rapidement la nappe souterraine.

A partir de la capacité de stockage de l'eau dans la colonne de non-saturé (CS), qui reflète la porosité, le temps de renouvellement (TRzns), exprimé en nombre d'années, est calculé en appliquant la formule suivante :

$$TRzns=(CS \times Ep)/(LI)$$

avec

CS : capacité de stockage de l'eau dans la zone non-saturée qui correspond à une hauteur d'eau par mètre de sol (exprimé en %) ;

Ep : épaisseur de la zone non-saturée (en mètres), qui est déduite de la différence entre la cote topographique et la cote piézométrique, obtenue par une simulation en régime permanent, à l'aide du modèle NEWSAM;

LI : lame d'eau infiltrée par année hydrologique déduite des résultats de simulation de MODSUR, moyenne sur la période 1971-1999 (en m.an⁻¹).

La Figure 3 indique que le temps de renouvellement de la zone non-saturée est inférieur à 7 ans, pour 50 % de la surface du bassin, et qu'il est compris entre 2 et 3 ans pour 15 % de la surface. Cependant, ces valeurs ne tiennent pas compte des variations d'épaisseurs de la zone non-saturée

situées sur la bordure est du bassin de la Seine, celles-ci étant fixées uniformément, par calage, à 10 m. Ainsi, en excluant la zone située sur la bordure est (Figure 4), le temps de renouvellement (TRzns) est inférieur à 13 ans pour 50 % de la surface. On observe par ailleurs une large distribution des temps de renouvellement dans la partie centrale du bassin de la Seine.

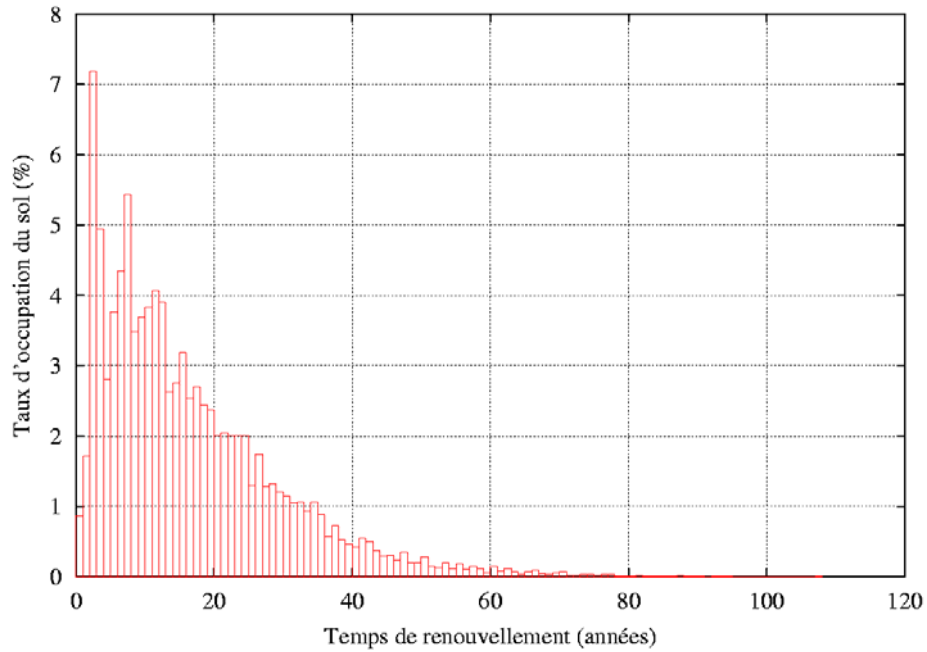


Figure 3 : Distribution des temps de renouvellement sur le bassin de la Seine

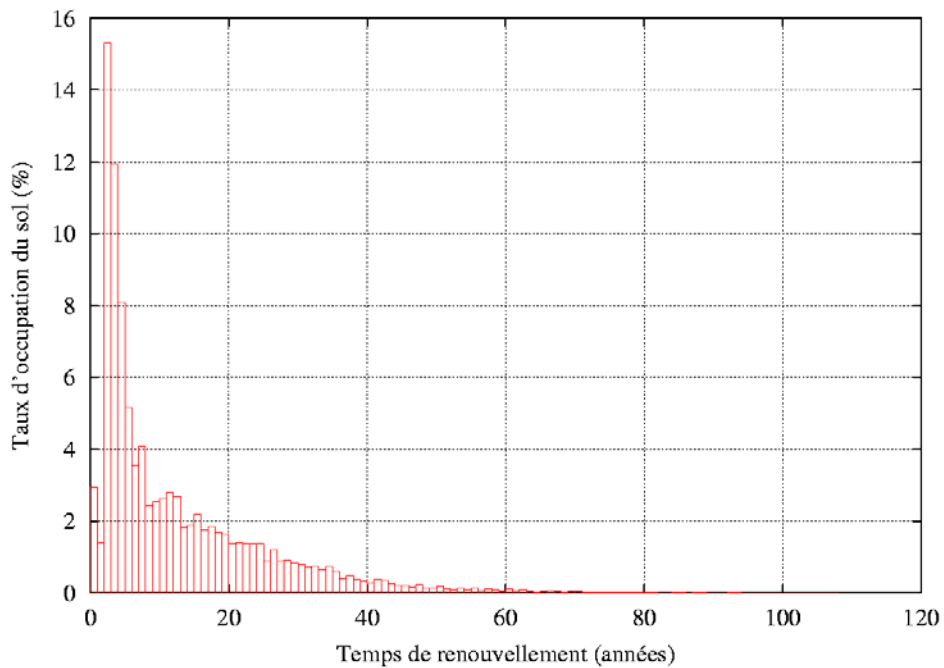


Figure 4 : Distribution des temps de renouvellement sur la partie centrale du bassin de la Seine (en connexion avec un domaine souterrain traité par NEWSAM)

2.4. Ajustement des modèles de transport en aquifères

2.4.1 modèle NEWSAM

Le transport d'éléments en solution dans les aquifères, simulé par NEWSAM, nécessite de définir les valeurs de porosité des nappes modélisées. On obtient les valeurs suivantes, par calage : 7 % pour la nappe de l'Oligocène et 6 % pour les nappes de l'Eocène et de la Craie. Les hauteurs poreuses sont définies à partir des épaisseurs des aquifères, déduites des données altimétriques qui définissent les toits et les murs des aquifères (source CGG). Cependant, les aquifères comportent généralement des niveaux semi-perméables qui réduisent la hauteur poreuse. C'est pour cette raison que l'on trouve de faibles valeurs de porosité. Elles pourront néanmoins être modifiées ultérieurement pour améliorer la modélisation du transfert des nitrates en aquifères.

2.4.2 modèle TRANSAM

Rappelons que le modèle TRANSAM est employé lorsque les nappes souterraines ne sont pas représentées par le modèle NEWSAM. Cette situation se rencontre, en particulier, pour les aquifères de bordure.

Ce modèle se caractérise par 6 paramètres :

- Hmin : cote du mur de l'aquifère;
- Hmax : cote du toit de l'aquifère, en l'occurrence la topographie;
- Hseuil : hauteur qui délimite l'eau destinée à s'écouler vers la partie captive de l'eau destinée à alimenter les rivières;
- n : porosité efficace;
- C1, C2 : coefficients de tarissement pour l'eau située respectivement dans la partie supérieure et inférieure du réservoir.

Ainsi, à l'est du bassin, les cotes du mur des aquifères et des semi-perméables ont été déterminées d'après (Mégny, 1980). Les cotes de toit correspondent aux cotes topographiques extraites du MNT de l'USGS (USGS, 1999). Hseuil est déterminée en interpolant les valeurs d'altitudes des mailles-rivières.

On suppose que l'alimentation de la partie captive des aquifères est négligeable en fixant le coefficient C2 à 0.

Les valeurs des paramètres porosité efficace (n) et coefficient de tarissement du stock d'eau situé dans la partie supérieure du réservoir (C2) sont les suivantes :

	semi-perméables	aquifères
C2 (adim.)	0,1	0,4
n (%)	15	10

Dans la mesure où nous ne disposons pas de valeurs de concentrations en nitrates observées dans cette partie du bassin de la Seine, il est difficile d'effectuer un véritable calage des paramètres. Nous avons donc réalisé un calage simple en distinguant les semi-perméables des aquifères.

Les semi-perméables sont ici considérés comme des aquifères locaux qui possèdent de grandes capacités de stockage (n=15 %) et où les écoulements sont lents (C2=0,1). Ils comprennent les formations sédimentaires du Gault, du Néocomien, du Kimméridgien, du Callovo-Oxfordien, du Toarcien-Domérien et le socle. Les aquifères comprennent les formations de l'Albien, du Portlandien, du Lusitanien, du Bathonien-Bajocien et de l'Hettangien.

3. Analyse des résultats sur le bassin de la Marne

Cette section se propose d'appliquer le modèle intégré sur le bassin de la Marne et d'analyser le transfert des nitrates depuis les sols jusqu'aux rivières, en passant par la zone non-saturée et les aquifères. Trois parties la composent : (i) transport de l'azote dans la zone non-saturée ; (ii) transport de l'azote dans le domaine souterrain ; (iii) proposition d'un bilan des flux d'azote sur le bassin de la Marne.

3.1. Transport d'azote dans la zone non-saturée

La Figure 5 présente l'évolution des débits et des flux de nitrate à l'entrée et à la sortie du système non-saturé, au pas de temps mensuel, sur le bassin de la Marne pris à la confluence Seine-Marne.

Concernant les débits, on observe un léger déphasage entre le signal d'entrée et de sortie, en moyenne sur la surface du bassin de la Marne. Le débit d'alimentation du domaine souterrain peut atteindre environ $350 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Le débit moyen sur la période de simulation est d'environ $79 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, correspondant à un débit surfacique de $6,2 \text{ l.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ pour une surface de bassin versant de $12\,675 \text{ km}^2$.

Les valeurs des flux de nitrates alimentant le domaine souterrain, correspondant au bassin versant de la Marne, fluctuent saisonnièrement de 0 ou plus à environ $20 \text{ kg NO}_3.\text{s}^{-1}$. On observe un déphasage principal d'environ 3 ans entre le flux d'entrée et le flux de sortie puisque c'est le temps de renouvellement le plus fréquemment rencontré sur l'ensemble du bassin de la Seine. Néanmoins, localement, les flux alimentant la zone non-saturée ne s'accompagnent pas toujours d'un flux de sortie sur la période de simulation. C'est le cas des zones non-saturées qui présentent des temps de renouvellement supérieurs à la durée de la simulation (28 ans).

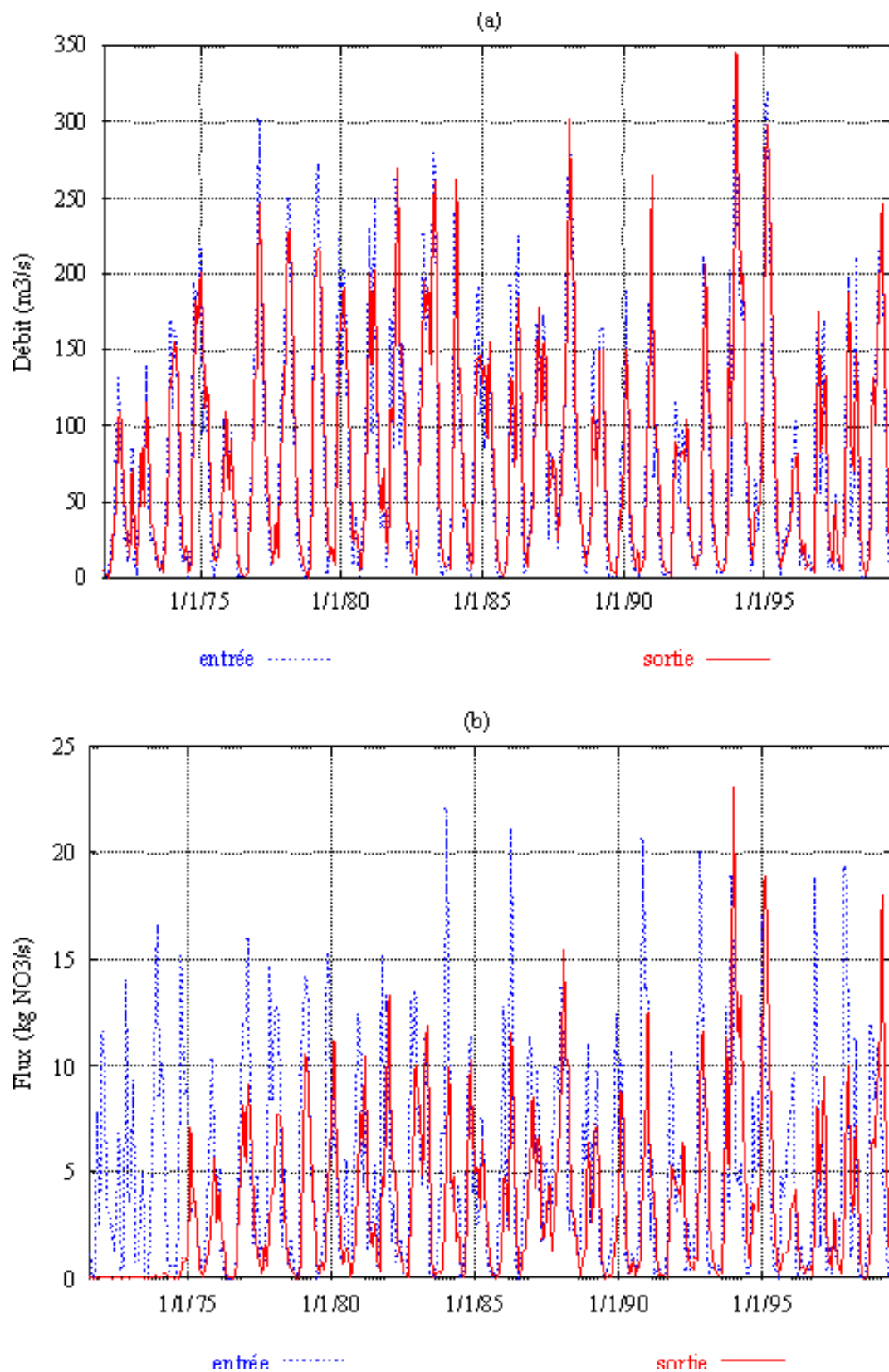


Figure 5 : Comparaison des débits (a) et des flux de nitrates (b) à l'entrée et à la sortie de la zone non-saturée sur le bassin versant de la Marne (pas de temps = 1 mois)

De 1971 à 1999, le flux de nitrates moyen entrant dans la zone non-saturée du bassin de la Marne est de $5,04 \text{ kg NO}_3 \cdot \text{s}^{-1}$, soit environ $28 \text{ kg N-No}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. Ce flux comprend les flux d'azote provenant du lessivage des sols agricoles et des sols occupés par des forêts. Le flux quittant la zone non-saturée est ainsi de $3,43 \text{ kg NO}_3 \cdot \text{s}^{-1}$, et le flux stocké dans la colonne de non-saturé est de $1,61 \text{ kg NO}_3 \cdot \text{s}^{-1}$, soit environ 32 % du flux d'entrée.

3.2. Transport d'azote dans le système souterrain

3.2.1 Validation

Les concentrations simulées dans les aquifères en janvier 1999 sont comparées aux valeurs de concentrations observés à cette date ou, à défaut, à la date la plus proche (Figure 6, Figure 7 et Figure 8).

Les valeurs de concentrations simulées dans l'aquifère de l'Oligocène semble être en accord avec les trois points d'observation. Cependant, le modèle sous-estime globalement les concentrations dans l'aquifère de l'Eocène et de la Craie. Plusieurs causes peuvent être évoquées :

- le calcul du flux d'azote sous-racinaire peut être inférieur aux flux observés. En effet, la base de données "agricole" fournit les quantités d'azote apportées sur les cultures. Or, ces quantités sont des doses "recommandées" par les experts, et peuvent parfois être sous-estimées par rapport à la réalité.
- la concentration des nappes est fixée à zéro au début de la simulation. Or, elle pouvait ne pas être nulle en 1971, en particulier, au droit des zones non-saturées présentant de faibles temps de renouvellement. Cette constatation vaut aussi pour la zone non-saturée qui contient également une eau avec une concentration initiale nulle dans la simulation.
- enfin, on peut s'interroger sur la pertinence d'une comparaison entre les valeurs de concentrations simulées et observées sur un système aquifère. En effet, les entités définies comme étant des aquifères présentent généralement une structure multicouche. Or, la mesure de concentration en aquifère se fait souvent sur une partie de l'aquifère, suivant la profondeur d'investigation, et la hauteur crépinée. Ainsi, les eaux pompées peuvent être issues d'une ou de plusieurs couches géologiques, mais rarement de la hauteur totale du système aquifère. De plus, les valeurs de concentration peuvent varier verticalement au sein d'une même couche géologique (Schnebelen, 2000). Or, les résultats de simulation sont fournis sur l'épaisseur totale des aquifères sans tenir compte d'une éventuelle stratification chimique des eaux. Ainsi, les valeurs de porosité étant uniformes pour chacun des aquifères, les volumes d'eau mis en jeu peuvent être importants et contribuer de ce fait à un effet de dilution qui minore la concentration simulée.

Malgré ces quelques incertitudes, nous considérons que les ordres de grandeurs des valeurs de concentrations simulées dans les aquifères sont en cohérence avec ceux observés.

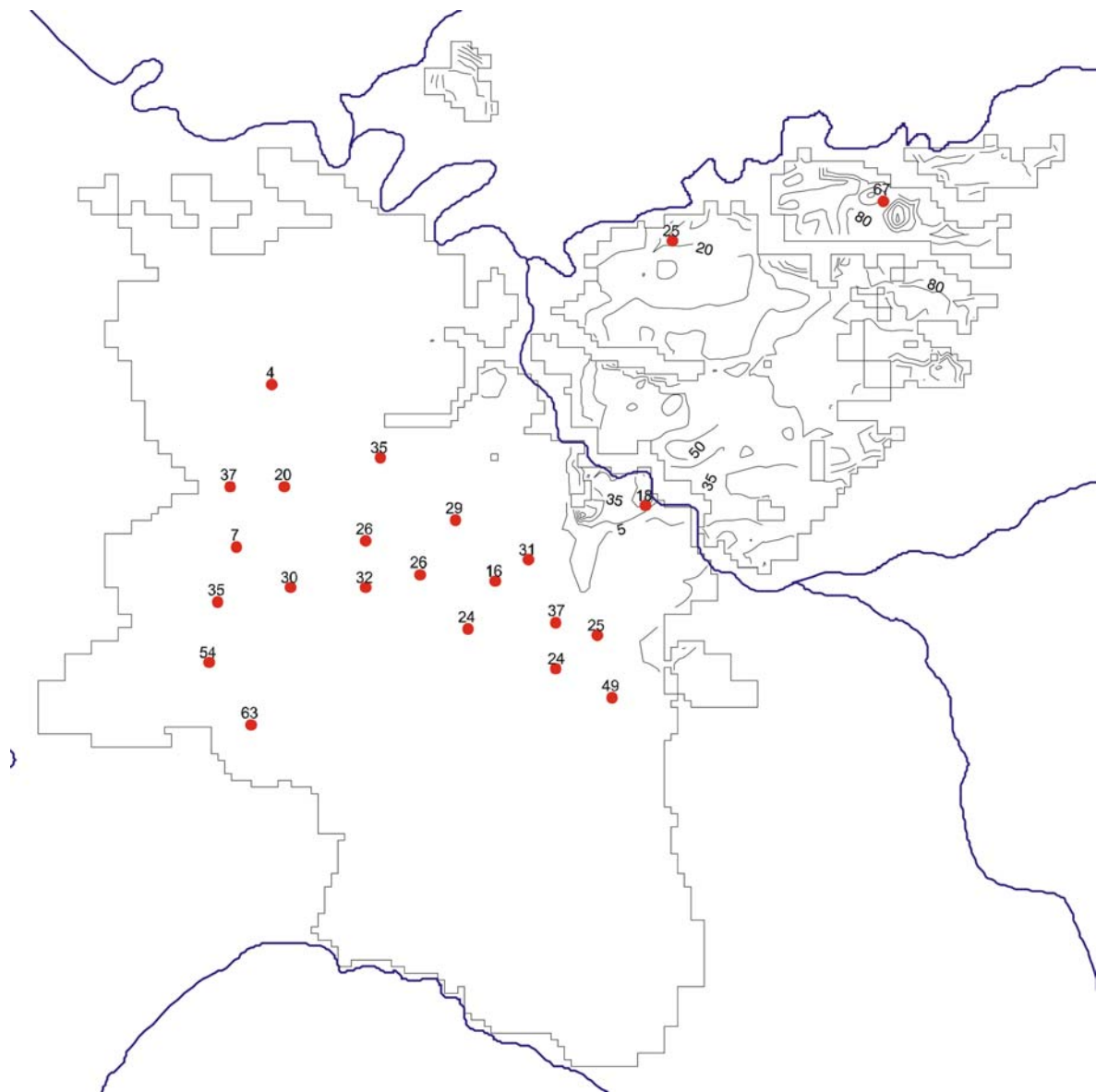


Figure 6 : Comparaison des concentrations en nitrate simulées et observées en janvier 1999 sur la nappe de l'Oligocène (mg.l⁻¹)

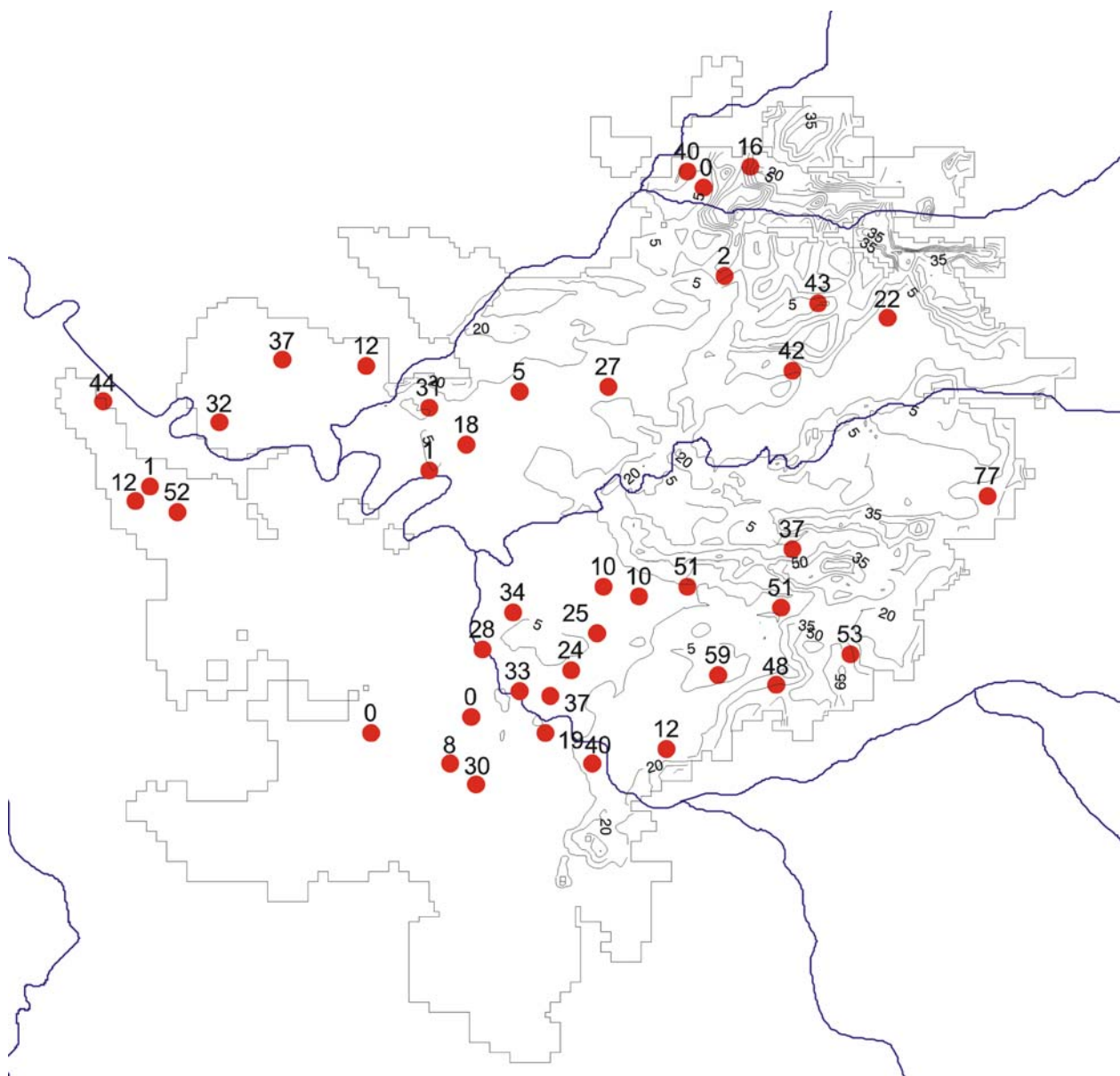


Figure 7 : Comparaison des concentrations en nitrate simulées et observées en janvier 1999 sur la nappe de l'Eocène (mg.l⁻¹)

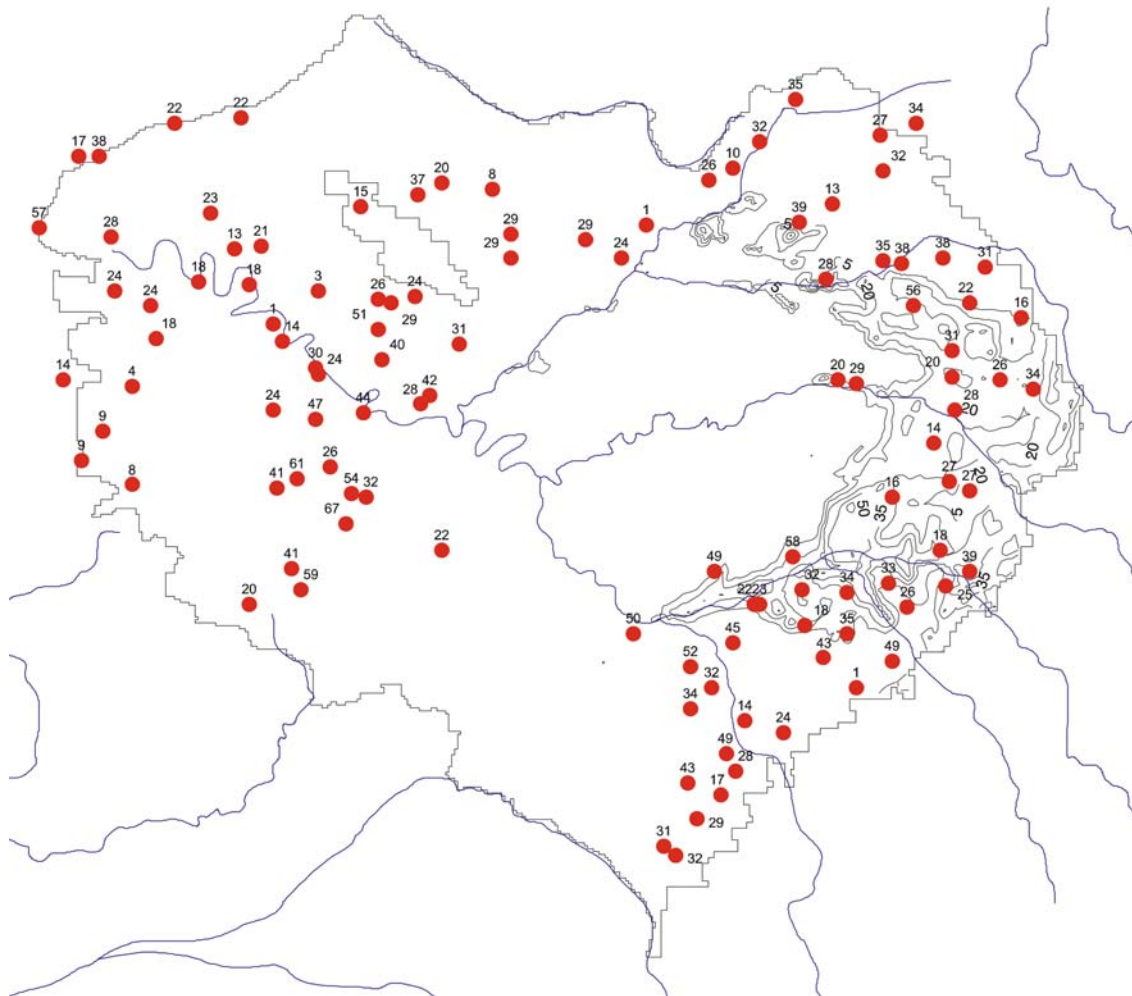


Figure 8 : Comparaison des concentrations en nitrate simulées et observées en janvier 1999 sur la nappe de la Craie (mg.l⁻¹)

3.2.2 Evolution des flux de nitrate dans les différents aquifères

La Figure 9 présente l'évolution, au pas de temps annuel, des flux de nitrates sur les zones aquifères correspondant au bassin de la Marne. Les valeurs négatives indiquent les entrées dans le système souterrain et les valeurs positives indiquent les sorties.

Concernant les nappes simulées par NEWSAM, le stockage des nitrates en aquifères suit l'évolution des flux alimentant le domaine souterrain (Injection). Le flux de nitrates drainé par les rivières (Drainage) augmente progressivement jusqu'en 1987-1988. Ensuite, jusqu'en 1992-1993, les flux drainés subissent une légère diminution consécutive à une diminution des flux alimentant le domaine souterrain. Durant cette période, le flux drainé provient, en partie, du déstockage de nitrates présents dans les aquifères. Ce cas s'observe en particulier pour la nappe de l'Oligocène en 1991-1992 où le flux drainé en rivière est soutenu par un fort déstockage des nitrates. Puis, de 1993 jusqu'à la fin de la simulation, on observe une augmentation des flux drainés en rivière pour l'ensemble des aquifères.

On observe également une accentuation, au cours du temps, du transport des nitrates par drainance verticale descendante. Les flux échangés par les limites des zones souterraines restent, quant à eux, négligeables au cours de la simulation.

Donc, pour les trois nappes souterraines, le stockage de nitrate est important et le flux drainé en rivière est en accroissement constant avec un ralentissement au début des années 1990.

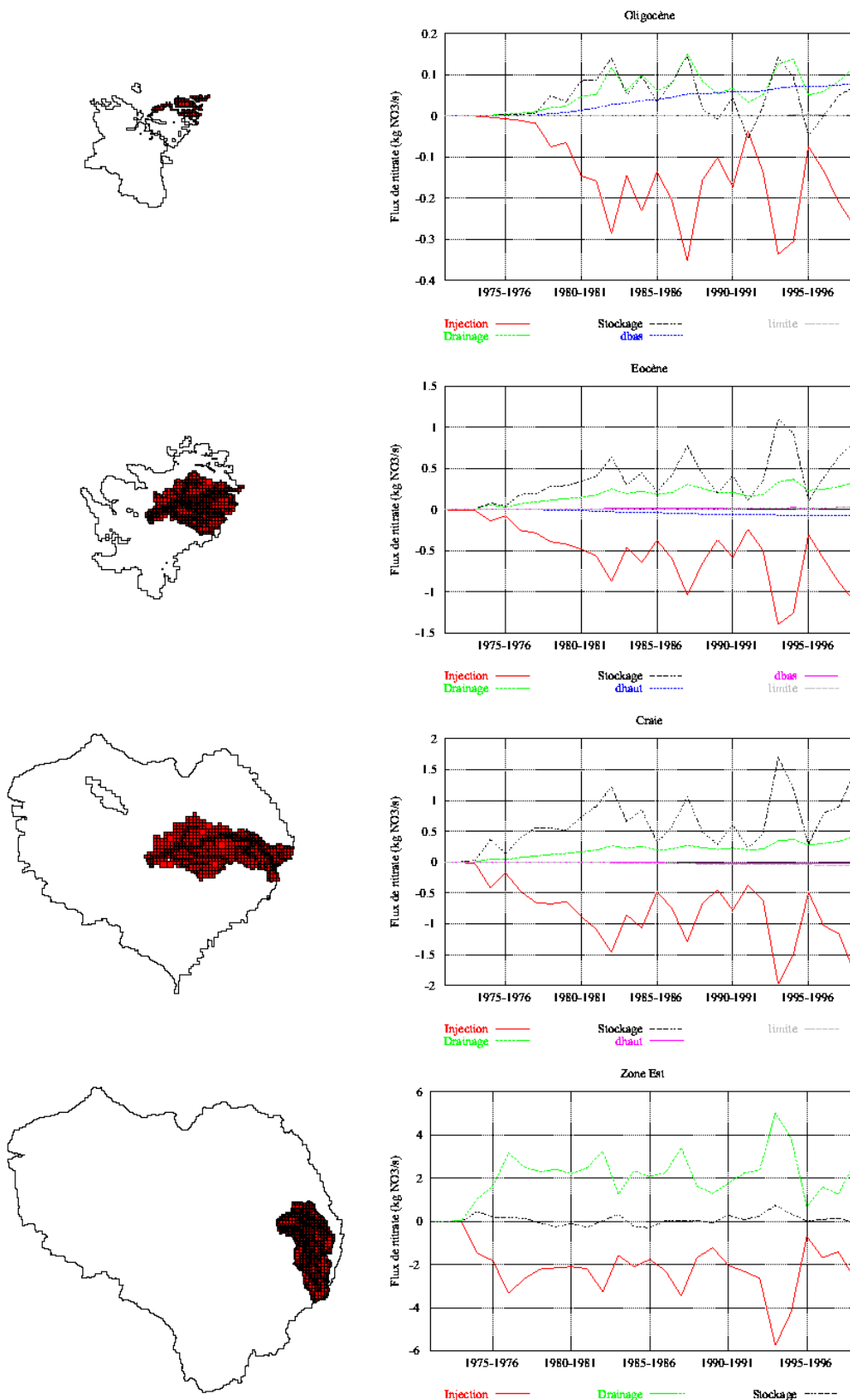


Figure 9 : Evolution des flux de nitrates présentée par zone souterraine correspondant au bassin versant de la Marne (Injection : flux infiltré vers les nappes ; Drainage : flux écoulé en rivière ; bas et dhaut : flux de drainance descendante et ascendante ; Stockage : flux stocké en aquifère)

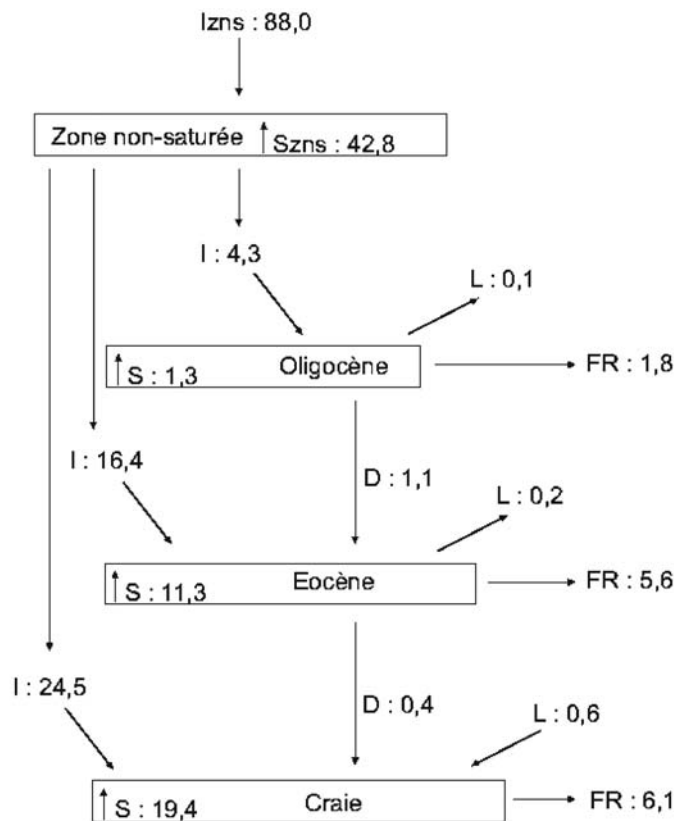


Figure 10 : Bilan des flux de nitrates moyen, sur la période 1971-1999, (en milliers de t NO₃.an⁻¹) du système multicouche dans la zone correspondant au bassin de la Marne (Izns : flux infiltré dans la zone non-saturée ; Szns : flux stocké dans la zone non-saturée ; I : flux infiltré vers les nappes ; L : flux échangé par les limites du bassin ; FR : flux écoulé en rivière ; D : flux échangé par drainance ; S : flux stocké en aquifère)

Concernant la partie située à l'est du bassin de la Marne, le flux alimentant le domaine souterrain est drainé presque instantanément en rivière, le stockage en aquifère étant très faible. Ce comportement s'explique par la conceptualisation du modèle TRANSAM, utilisé dans cette partie du bassin, qui limite l'effet de stockage des nitrates dans le réservoir-aquifère. Une fonction de stockage pourrait être ajoutée au modèle suivant le même formalisme que celui adopté pour le stockage des nitrates dans la zone non-saturée. La capacité de stockage serait alors ajustée par comparaison entre les valeurs de concentrations simulées et observées.

Le bilan des flux de nitrate moyen établi sur la période 1971-1999, sur la partie ouest du bassin de la Marne (Figure 10), montre un flux descendant de l'Oligocène jusqu'à la Craie. De plus, sur la zone souterraine concernée par le bassin de la Marne, les flux de nitrates échangés montrent un transit des nitrates vers d'autres bassins pour les nappes de l'Oligocène et l'Eocène. En revanche, les flux de nitrates provenant de bassins

adjacents au bassin de la Marne alimentent la nappe de la Craie. Ces flux restent cependant négligeables face à ceux drainés en rivières et stockés en aquifères.

3.3. Bilan et évolution sur l'ensemble du domaine souterrain

La Figure 11 (a) présente l'évolution des flux d'azote sur l'ensemble du domaine souterrain, traité par NEWSAM, correspondant au bassin de la Marne. Les valeurs négatives indiquent les entrées dans le système souterrain et les valeurs positives indiquent les sorties.

Le flux d'azote alimentant le domaine souterrain varie de 0 à environ $30 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$, le stockage évolue de 0 à $25 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ tandis que le flux drainée en rivière progresse au cours de la simulation pour atteindre environ $7 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ en fin de simulation.

La Figure 11 (b) présente l'évolution des flux d'entrée et de sortie du système souterrain situé à l'Est du bassin de la Marne. Le flux d'azote entrant dans le système souterrain est assez important, jusqu'à $80 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$,

compte tenu des conditions climatologiques et pédologiques qui favorisent le drainage de l'eau à la base des sols dans cette partie du bassin.

En combinant ces deux diagrammes, on obtient l'évolution des flux de nitrate sur l'ensemble du bassin de la Marne (partie ouest et est) comparés aux flux entrants dans la zone non-saturée (entrée ZNS) (cf. Figure 12).

Au début de la simulation, on observe un déphasage d'environ 3 ans entre le flux d'entrée et de sortie de la zone non-saturée. Dans la suite de la simulation, on observe un accroissement du flux sortant de la zone non-saturée jusqu'en 1982-1983. Ainsi, durant les 11 premières années de simulation, la zone non-saturée du bassin de la Marne se charge en nitrate. Cela signifie que la majorité de la surface du bassin de la Marne est occupée par des zones où le temps de renouvellement de l'eau, dans la zone non-saturée, est inférieur ou égal à 11 ans. Cependant, la Figure 13, qui présente le cumul des flux de nitrate, montre, par l'éloignement des courbes d'entrée et de sortie des flux, que la zone non-saturée semble se charger en nitrate au cours de toute la durée de la simulation. Ce phénomène s'explique par la distribution des temps de renouvellement de l'eau dans la zone non-saturée.

A la fin de la simulation, on observe un accroissement du flux d'azote entrant dans la zone non-saturée. Ainsi, compte tenu des temps de renouvellement rencontrés sur le bassin de la Marne, ce flux d'azote devrait alimenter le système aquifère dans trois ans au moins.

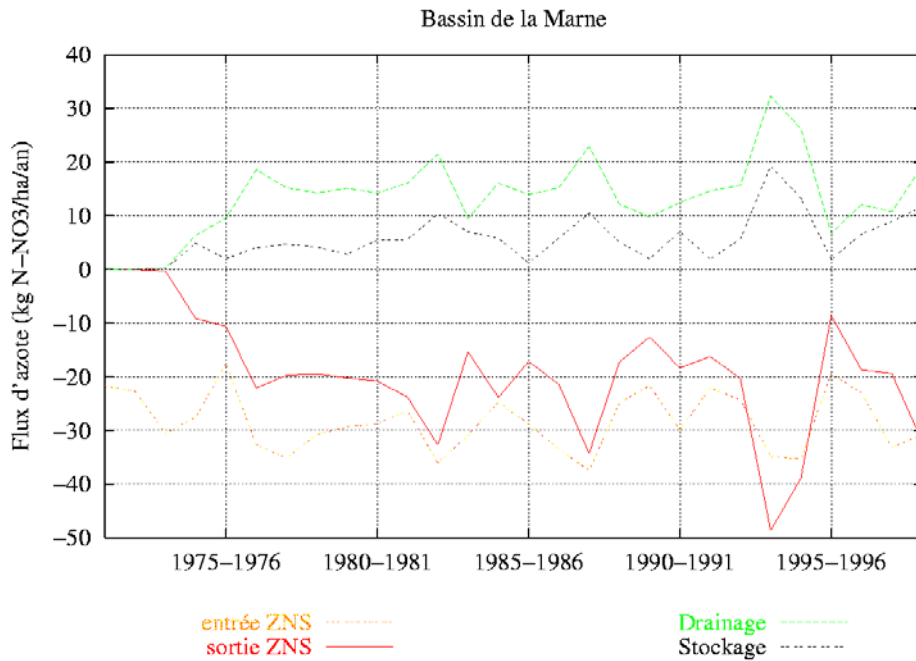


Figure 12 : Evolution des flux d'azote sur le bassin versant de la Marne (entrée ZNS : flux lessivé à la base des sols entrant dans la zone non-saturée ; sortie ZNS : flux lessivé à la base de la zone non-saturée alimentant les nappes ; Drainage : flux écoulé en rivière ; Stockage : flux stocké en aquifère)

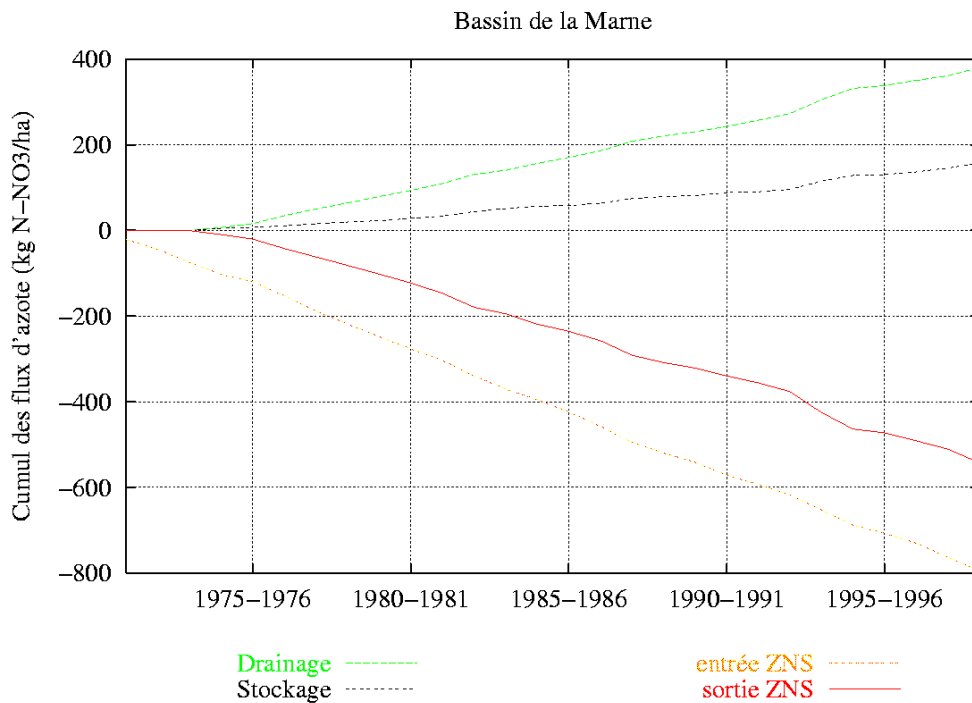


Figure 13 : Cumul des flux d'azote sur le bassin versant de la Marne (entrée ZNS : flux lessivé à la base des sols entrant dans la zone non-saturée ; sortie ZNS : flux lessivé à la base de la zone non-saturée alimentant les nappes ; Drainage : flux écoulé en rivière ; Stockage : flux stocké en aquifère)

Le bilan d'azote sur le bassin de la Marne, calculé en moyenne sur la période de simulation, est présenté par la Figure 14. La différence entre le flux stocké en aquifères et celui écoulé en rivière vaut $0,18 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ et correspond aux flux échangés par drainance et par les limites de la zone souterraine correspondant au bassin de la Marne.

Le lessivage des sols présents sur le bassin de la Marne fournit un flux de $28,4 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. Au cours de la simulation, le système non-saturé stocke environ $9 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$.

Par ailleurs, le bilan indique que le flux écoulé en rivière est supérieur à celui stocké en aquifère. Cependant, leur proportion relative dépend largement des proportions observées à l'est du bassin où le stockage en aquifère ne ressort pas du calcul.

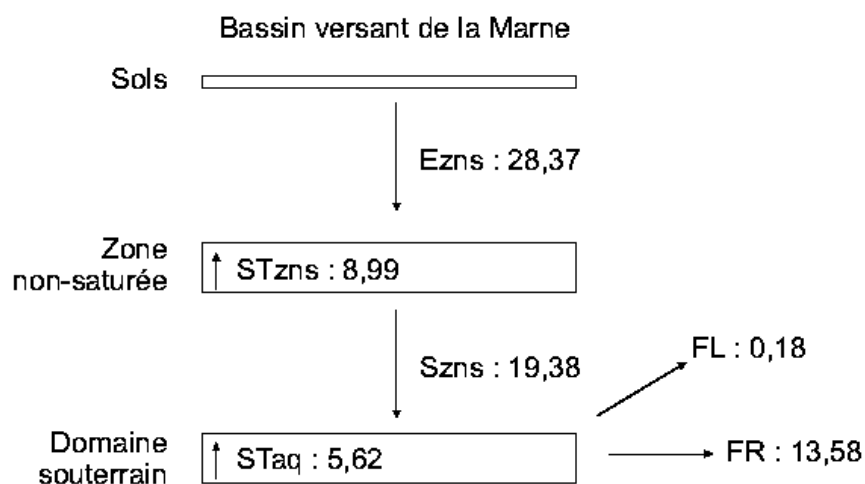


Figure 14 : Bilan moyen d'azote (en $\text{kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) sur le bassin de la Marne sur la période 1971-1999 (E_{zns} : entrée de la zone non-saturée ; S_{zns} : sortie de la zone non-saturée ; ST_{zns} : stocké dans la zone non-saturée ; ST_{aq} : stocké dans les aquifères ; FR : flux écoulé en rivière ; FL : flux échangé par les limites du bassin)

La Figure 15 présente le bilan hydrique sur le bassin de la Marne pour la période 1971-1999. En moyenne sur la période de simulation, l'eau n'est pas stockée dans la zone non-saturée correspondant au bassin de la Marne. Ainsi le débit d'alimentation moyen du domaine souterrain est d'environ $79 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. L'eau contenue dans les aquifères subit un déstockage d'environ $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Le débit drainé en rivière est de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. On constate enfin qu'une faible partie ($0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) de l'eau du domaine souterrain correspondant au bassin de la Marne est exportée vers les bassins adjacents.

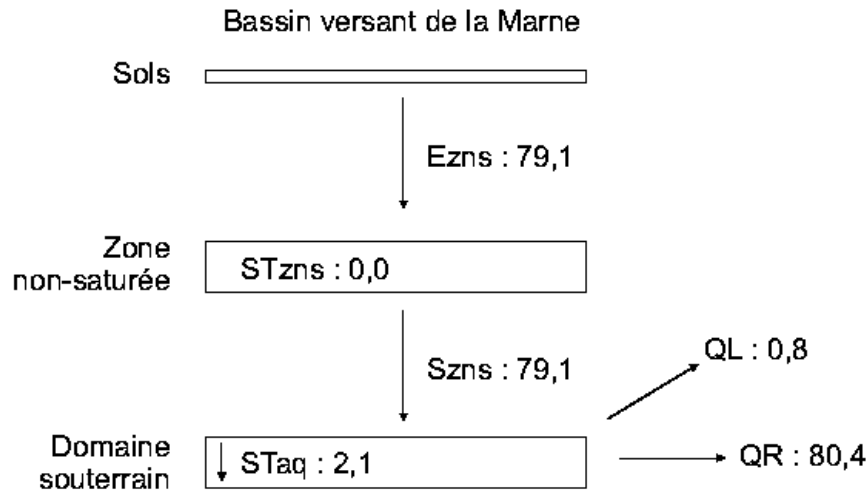


Figure 15 : Bilan moyen d'eau (en $m^3.s^{-1}$) sur le bassin de la Marne sur la période 1971-1999 (Ezns : entrée de la zone non-saturée ; Szns : sortie de la zone non-saturée ; STzns : stocké dans la zone non-saturée ; STaq : stocké dans les aquifères ; QR : débit écoulé en rivière ; QL : débit échangé par les limites du bassin)

La Figure 16 présente l'évolution de la concentration en nitrate de l'eau drainée à la base des sols, de l'eau d'alimentation des nappes souterraines et de l'eau souterraine drainée par les rivières sur le bassin versant de la Marne, en utilisant la même convention de signe que précédemment.

La concentration en nitrate de l'eau drainée à la base des sols fluctue de 45 à environ 100 $mg\ NO_3.l^{-1}$. Elle diminue jusqu'en 1982-1983, puis semble suivre une tendance légèrement croissante jusqu'à la fin de la simulation.

La concentration de l'eau drainée à la base de la zone non-saturée évolue de 0, au début de la simulation, compte tenu des valeurs de concentration initialement présentes dans la colonne de non-saturée, à 63 $mg\ NO_3.l^{-1}$. La concentration de l'eau souterraine drainée par les rivières suit une évolution similaire et atteint la valeur maximale de 48 $mg\ NO_3.l^{-1}$.

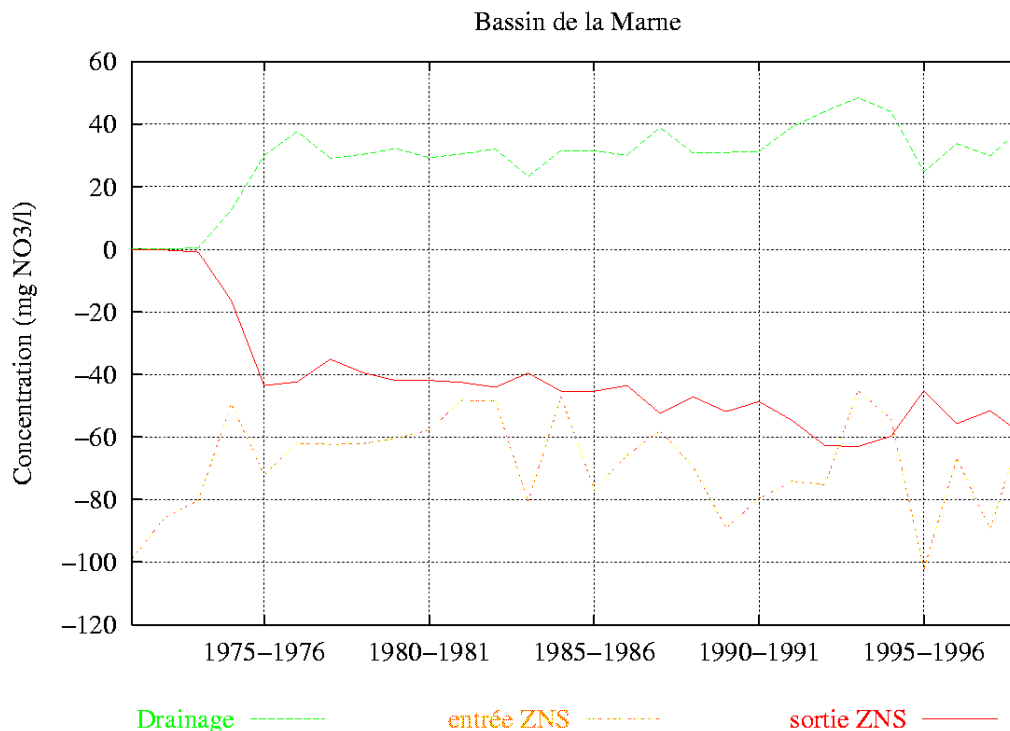


Figure 16 : Evolution de la concentration en nitrates de l'eau drainée à la base des sols (entrée ZNS), de l'eau sortant de la zone non-saturée (sortie ZNS) et de l'eau souterraine drainée par les rivières (Drainage) sur la période 1971-1999

L'évolution de la concentration de 1982-1983 à 1998-1999 montre un accroissement de $0,94 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (44 à $59 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$) pour l'eau d'alimentation des nappes souterraines qui engendre un accroissement, plus restreint, de $0,44 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (32 à $39 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$) pour l'eau souterraine drainée en rivière. Cet accroissement est en accord avec celui présenté par Meybeck *et al.* (1998) et, compte tenu des valeurs de concentration de l'eau drainée à la base des sols à la fin de la simulation, et des temps de transit relativement longs des nitrates dans la zone non-saturée, la concentration en nitrate de l'eau souterraine devrait suivre un accroissement d'environ $0,44 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ durant les trois prochaines années, sur le bassin de la Marne.

4. Estimation des concentrations en nitrate dans les aquifères en fonction d'hypothèses de modifications des pratiques agricoles

4.1. Principe général

4.1.1 Les scénarios évalués

Les mesures agri-environnementales (MAE), mises en place en 1992, préconisent l'implantation de cultures intermédiaires, pièges à nitrates, et une réduction de la fertilisation. Ces deux hypothèses de modification des pratiques agricoles, que nous appellerons scénarios, sont donc testées séparément de 1971 à 1999 sur la zone enquêtée, qui englobe le bassin souterrain de la Marne. Les résultats de simulation seront comparés aux valeurs obtenues en mode "conventionnel".

Le scénario 1 consiste à implanter une culture intermédiaire, en automne, si la durée d'interculture est supérieure à 90 jours. La culture intermédiaire, en l'occurrence la moutarde, est

détruite au jour de semis de la culture suivante. En pratique, la durée moyenne de simulation de la moutarde est de 190 jours sur la zone enquêtée.

Nous avons choisi d'inclure une seule culture intermédiaire par succession culturale par soucis d'allègement des calculs. Ainsi, par exemple, dans la succession colza-blé-escourgeon, on plante une culture de moutarde entre le colza et le blé. L'effet de ce scénario sera donc minimisé par rapport à un scénario d'inclusion de plusieurs cultures intermédiaires par succession culturale. Rappelons qu'une succession culturale comporte, en moyenne, 3 à 4 cultures.

Le scénario S2 consiste à réduire de 30 % les apports en azote minéral. Cette réduction se fait de manière systématique sur l'ensemble de la zone enquêtée.

4.1.2 Démarche de modélisation

Les conséquences des modifications des pratiques agricoles sont déterminées à deux niveaux du système hydrologique :

- au niveau de la zone sous-racinaire, grâce au modèle de simulation des bilans d'eau et d'azote dans le sol et la culture (STICS) ;
- au niveau des aquifères, grâce au modèle de simulation des écoulements et des transports de matière dans les systèmes aquifères complexes (NEWSAM).

Ainsi, le modèle intégré est mis en oeuvre sur l'ensemble du bassin souterrain de la Marne suivant la démarche adoptée jusqu'à présent.

Dans un premier temps, le modèle STICS régionalisé simule les flux d'azote sur la période 1971-1999. Ce flux, combiné à celui issu des sols occupés par des forêts, traverse la zone non-saturée avant d'alimenter le domaine souterrain.

Dans un deuxième temps, pour apprécier l'état final dans les aquifères, il faudrait réaliser des simulations sur de longues périodes de temps, compte tenu des temps de réponse parfois importants. Ainsi, pour régler ce problème, la méthode de prévision des concentrations nitriques dans le domaine souterrain consiste à simuler le transfert des nitrates, en régime permanent, dans le système aquifère multicouche. De cette façon, le modèle calcule un état théorique stabilisé indépendamment du temps et fournit les valeurs de concentration qu'on obtiendrait dans le domaine souterrain si les flux d'azote restaient constants au cours du temps. Cette méthode permet d'évaluer l'impact des deux scénarios (S1 et S2) vis-à-vis de la situation de référence (S0).

Au cours des trente dernières années, les systèmes de production agricole ont évolué vers une "céréalisation" du bassin de la Seine au détriment de l'élevage. Ainsi, la simulation en régime permanent est réalisée à partir du flux de nitrates moyen sous-racinaire, sur les dix dernières années de simulation, soit de 1989 à 1999, en admettant que le système de production agricole sur cette période soit proche du système de production futur.

Par ailleurs, le transfert des nitrates étant traité de manière simplifiée, pour les aquifères de bordure, on se limite ici à l'analyse des résultats dans la partie souterraine traitée par NEWSAM.

4.2. Résultats et discussion

4.2.1 Comparaison des scénarios au niveau de la zone sous-racinaire

Simulation du lessivage des nitrates à la base des sols

Les résultats de simulation sont fournis, en moyenne annuelle, sur le bassin souterrain de la Marne occupé par des cultures (Figure 17). Le scénario S0 correspond à la simulation de référence, en mode conventionnel.

Les deux scénarios S1 et S2 fournissent des valeurs de concentration nitrique, de l'eau drainée à la base des sols, inférieures à celles simulées avec S0. Ainsi, on observe une diminution moyenne des concentrations de 7 % pour le scénario S1 et de 11 % pour le scénario S2. Ce résultat semble indiquer qu'une réduction de 30 % de la dose d'azote a plus d'impact que l'implantation d'une seule culture intermédiaire par succession culturale. Cependant, une implantation systématique

des cultures intermédiaires montrerait probablement une réduction accrue des valeurs de concentration en nitrates, à condition qu'elles soient semées assez précocement de manière à absorber l'azote avant la période de drainage (Beaudoin *et al.* 1998).

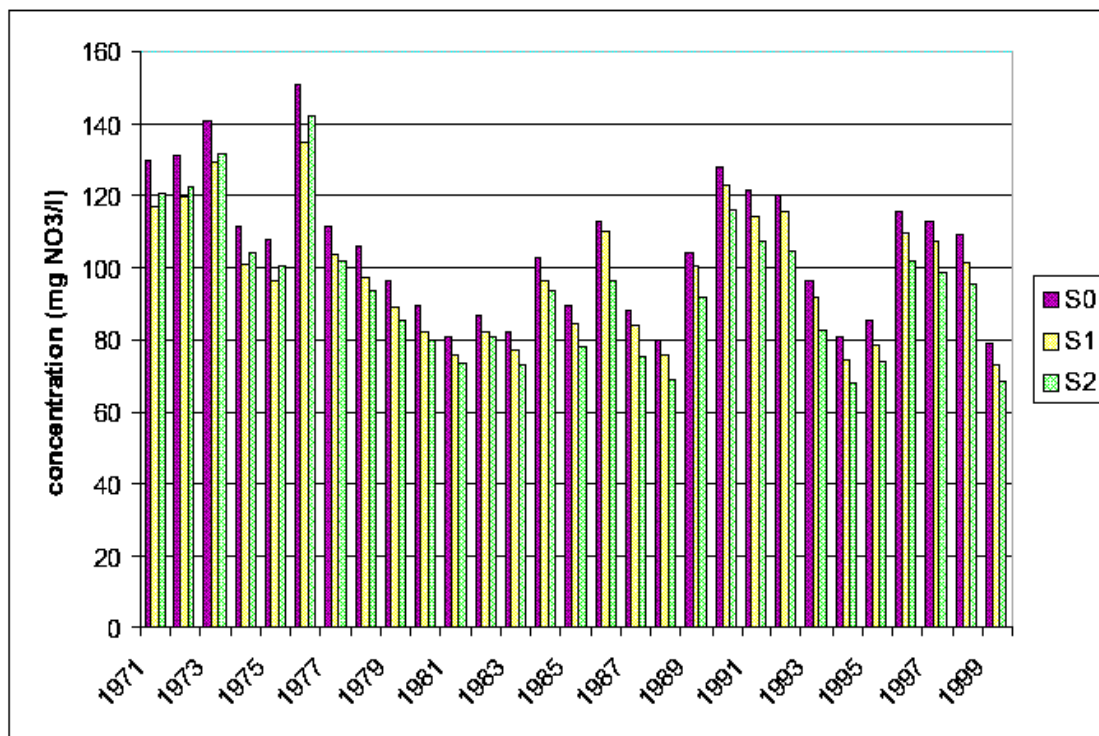


Figure 17 : Comparaison des concentrations simulées sur le bassin de la Marne (au niveau des zones cultivées) avec les scénarios S0, S1 et S2.

Notons que ces scénarios ont été appliqués, de manière uniforme, sans tenir compte des particularités pédo-climatiques rencontrées sur le bassin, ou plus simplement, des taux de renouvellement de l'eau dans les sols (TR). Ainsi, les mesures agri-environnementales devraient être mises en oeuvre préférentiellement sur les zones présentant de faibles TR.

De plus, la mise en oeuvre simultanée de ces scénarios devrait permettre de réduire de manière plus importante les concentrations en nitrates (Schnebelen, 2000 ; Beaudoin *et al.*, 1998).

Notons enfin, que les nitrates lessivés peuvent se mélanger avec des eaux moins chargées en nitrates, telles que celles rencontrées sous les zones non-cultivées (forêts, jachères enherbées). De plus, la dénitrification peut également contribuer à une épuration naturelle du milieu.

Simulation des rendements

Le Tableau 1 présente les rendements simulés, pour chacun des scénarios, ceux-ci étant répartis en deux groupes suivant le degré de validation de STICS par rapport aux cultures, le groupe 1 contenant les cultures les mieux calibrées. Ainsi, le stress azoté induit par le scénario S2 génère des rendements plus faibles, pour les cultures fertilisées, par rapport aux rendements simulés par S0.

En revanche, l'implantation de moutarde (S1) permet d'augmenter globalement les rendements. Cela s'explique par le fait que la moutarde, par absorption, retient l'azote dans le sol

qui sera utilisé par les cultures suivantes après incorporation des résidus de culture. Cependant, on observe un effet inverse pour la betterave et la pomme-de-terre. Ce cas particulier peut s'expliquer par le fait que ces cultures sont semées au printemps et viennent préférentiellement à la suite d'une culture de moutarde. Or, le scénario d'implantation prévoit de détruire la moutarde au jour de semis de la culture suivante. Ainsi, la moutarde absorbe l'eau et les nitrates pendant une longue période, de l'automne au printemps, provoquant un stress hydrique et azoté pour la culture suivante, qui explique ces faibles valeurs de rendements.

		rendement simulé (t.ha ⁻¹)		
		S0	S1	S2
Groupe 1	escourgeon	5,2	7	4,6
	blé	7,3	7,9	6,3
	colza	4,1	5,8	3,7
	maïs	7,9	8,1	7,5
	pois	4,5	6	4,5
Groupe 2	pdterre	11,7	11	11,3
	orge	2,4	5,1	2,1
	tournesol	3,8	7,5	3,7
	betterave	19,8	14,8	18,9
	avoine	2,3	4,2	2,1
	luzerne	3,9	4,7	3,9
	vigne	3,2	3,2	3,2
	moutarde	3,4	6,2	3,4
	prairie	10	10	9,1

Tableau 1 : Comparaison des rendements simulés sur le bassin souterrain de la Marne avec les scénarios S0, S1 et S2 (1971-1999).

Le drainage varie peu suivant les différents scénarios (Figure 18). Toutefois, celui-ci est diminuée avec S1 et augmentée avec S2. En effet, la rétention d'azote dans le sol induite par l'implantation de cultures intermédiaires (S1) entraîne, comme nous venons de le voir, une augmentation des rendements. Ainsi, la culture absorbe plus d'eau et limite, de ce fait, le drainage. On observe l'effet inverse avec le scénario S2.

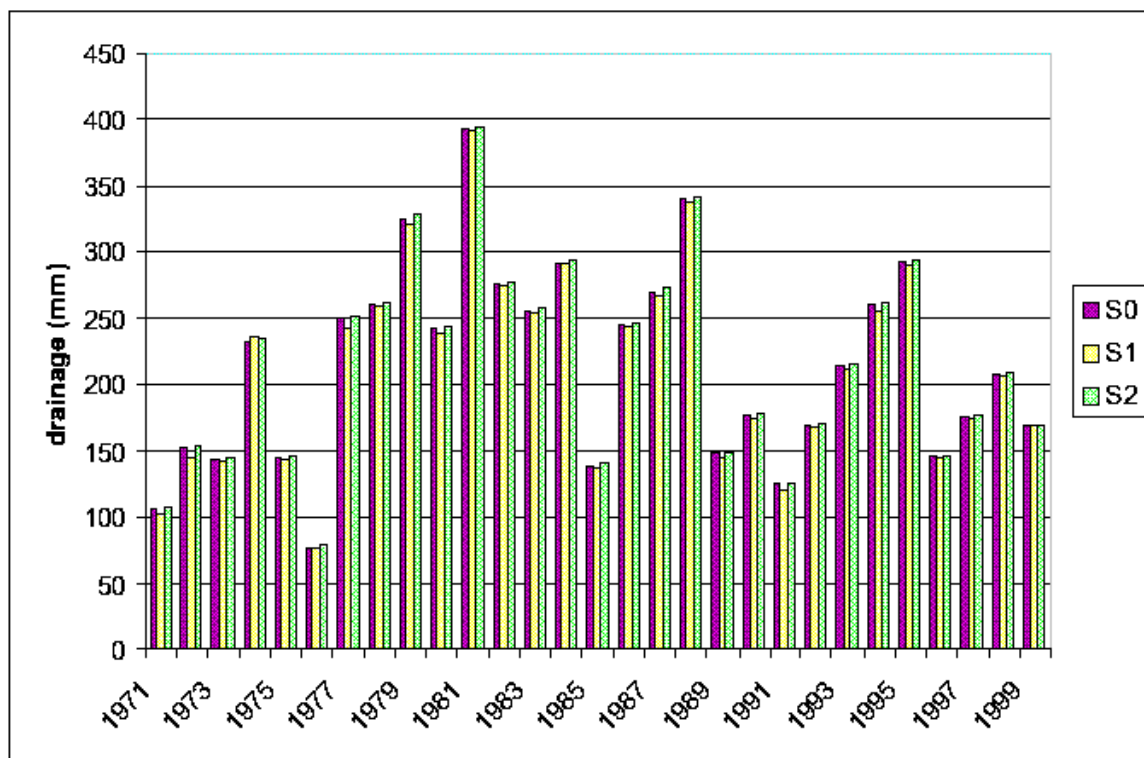


Figure 18 : Comparaison du drainage simulé sur le bassin souterrain de la Marne avec les scénarios S0, S1 et S2.

4.2.2 Comparaison des scénarios au niveau des aquifères

Les flux moyens sortant de la zone non-saturée sont calculés sur la période 1989-1999 en vue d'une simulation, en régime permanent, du transfert des nitrates dans le système aquifère multicouche.

Scénario S0

La Figure 19 présente les cartes de concentrations des trois aquifères avec le scénario S0, c'est-à-dire en supposant que les successions culturales et les itinéraires techniques restent identiques à ceux pratiqués sur les 10 dernières années de simulation pendant une durée infinie. Le résultat obtenu représente donc l'état maximal de pollution du système aquifère multicouche.

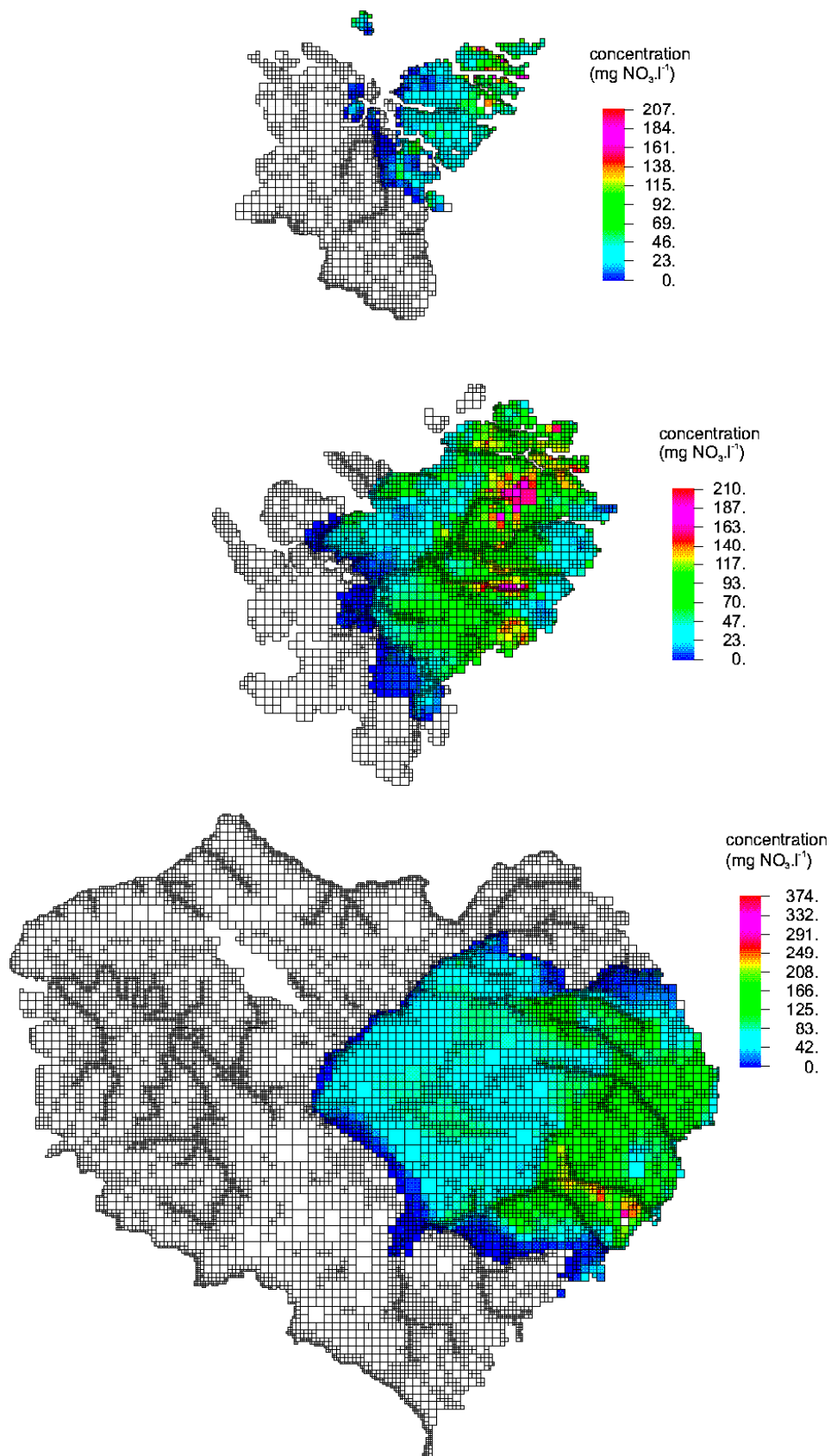


Figure 19 : Concentrations simulées en régime permanent avec le scénario S0 (flux moyen calculé sur la période 1989-1999) pour la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie.

On remarque une large distribution des valeurs de concentration en nitrates. Cette répartition hétérogène des concentrations est le résultat de la distribution spatiale des systèmes de production agricole et des écoulements souterrains. Ainsi, par exemple, la partie captive de la nappe de la Craie contient des eaux chargées en nitrates (environ 100 mg.l^{-1}) du fait de l'existence d'une drainance verticale descendante et, surtout, de la direction d'écoulements des eaux dans l'aquifère, qui entraîne des eaux chargées en nitrates provenant de la partie libre située en amont. Le délai d'obtention de cette concentration dépend de la dynamique du transfert des nitrates, dans le système aquifère, qui sera présentée dans le chapitre suivant.

Par ailleurs, on remarque de faibles valeurs de concentration, dans la partie libre de la Craie, entre la Marne et l'Aube, car cette zone reçoit des eaux peu chargées en nitrates. De plus, elle ne reçoit pas d'eau souterraine polluée, par écoulement latéral, car elle se trouve au niveau d'une crête piézométrique.

Notons également que les valeurs de concentrations sont faibles en limite de la zone d'étude pour chacun des aquifères. Ceci est le résultat d'un artéfact de calcul par mélange avec des eaux artificiellement dépourvues de nitrates qui se trouvent hors de la zone enquêtée, les concentrations initiales dans les aquifères ayant été fixées à zéro dans la simulation. Ces faibles concentrations disparaîtront lorsque la base de données agricoles sera complète sur l'ensemble du bassin de la Seine.

La Figure 20 présente la distribution des concentrations pour l'Oligocène, l'Eocène et la Craie. Les concentrations moyennes, calculées avec les valeurs supérieures à $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$, sont respectivement de 39, 64 et $82 \text{ mg NO}_3.\text{l}^{-1}$. Ces valeurs sont toutefois sous-estimées dans la mesure où elles intègrent de faibles valeurs de concentration, situées en bordure, qui sont le résultat du mélange avec des eaux non-chargées en nitrates, se trouvant hors de la zone enquêtée.

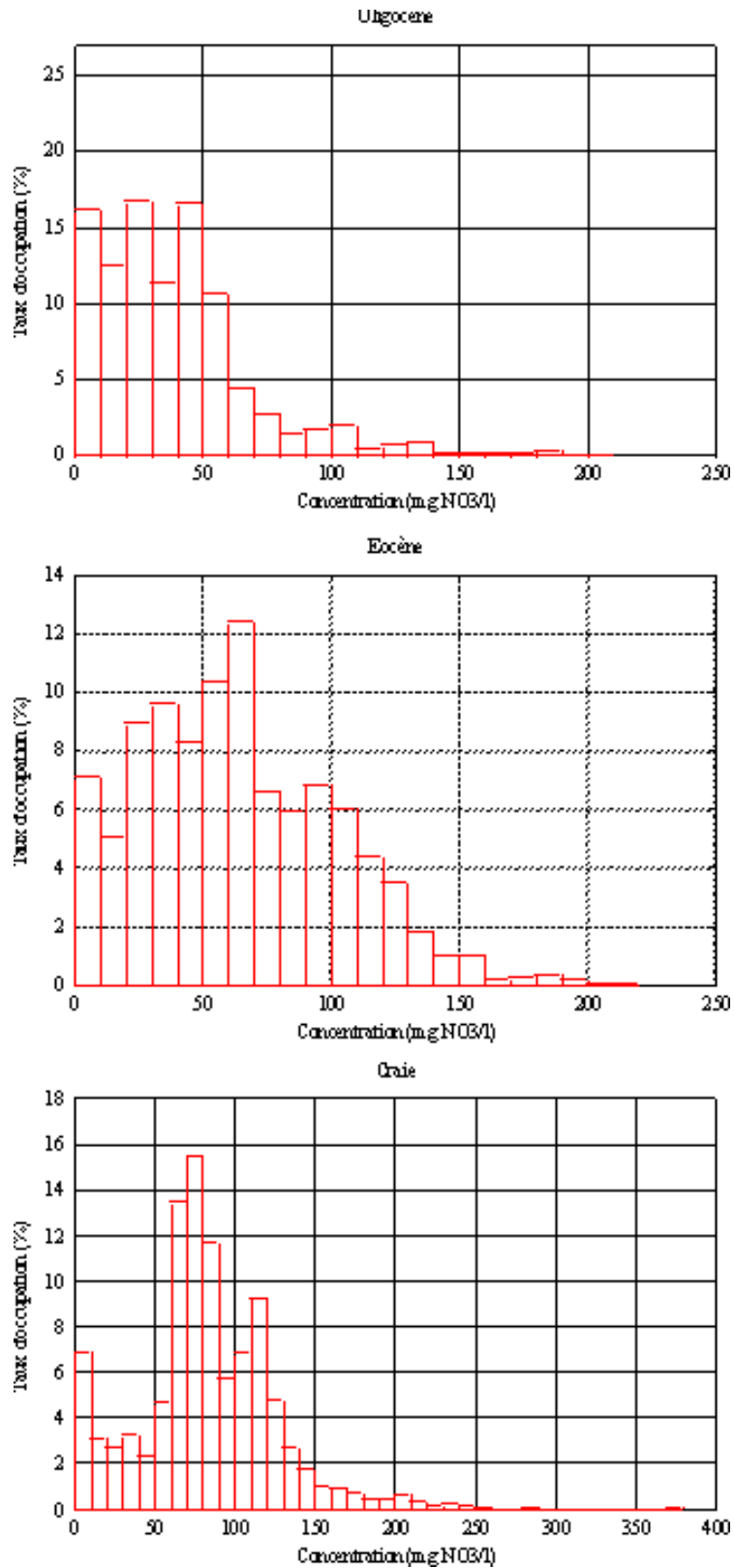


Figure 20 : Distribution des concentrations sur la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (scénario S0).

Scénarios S1 et S2

La simulation, en régime permanent, du transfert des nitrates dans le domaine souterrain est réalisée pour les scénarios S1 et S2.

Le scénario d'implantation d'une culture intermédiaire (S1) engendre une diminution moyenne des concentrations de 28 % dans la nappe de l'Oligocène, de 16 % dans la nappe de l'Eocène et de 8 % dans la nappe de la Craie, les valeurs moyennes étant respectivement de 28, 55 et 76 mg NO₃.l⁻¹ (Figure 21). Ainsi, il semble que ce scénario permette de lutter efficacement contre la pollution diffuse de la nappe de l'Oligocène. Ce résultat s'explique par le fait que la majeure partie de cette nappe est occupée par des successions courtes (3 cultures) pour lesquelles l'impact relatif d'une implantation d'une culture intermédiaire est plus fort que pour des successions longues.

Le scénario de réduction de 30 % des apports d'azote minéral (S2) engendre une diminution moyenne de 16 % pour la nappe de l'Oligocène, de 14 % pour la nappe de l'Eocène et de 11 % pour la nappe de la Craie, les concentrations moyennes étant respectivement de 33, 56 et 73 mg NO₃.l⁻¹ (Figure 22).

Cependant, on observe localement des concentrations supérieures à celles obtenues avec le scénario S0. Cette situation se rencontre en particulier sur la nappe de l'Eocène, au sud de la confluence Vesle-Aisne pour le scénario S2. Cet artéfact provient du fait que la lame d'eau drainée, simulée par STICS, dépend du contexte agronomique alors que celle calculée par MODSUR en est indépendante.

En effet, comme nous l'avons vu précédemment, une réduction de la fertilisation provoque une diminution des rendements et, par voie de conséquence, une augmentation du drainage de l'eau sous-racinaire calculé par STICS, celle-ci pouvant être plus ou moins importante suivant le contexte pédo-climatique. Or, la concentration en nitrate théorique, servant d'entrée aux modèles NEWSAM et TRANSAM, est déterminée par le rapport des flux de nitrate, calculés par STICS, sur le débit d'eau calculé par MODSUR. Ainsi, dans la mesure où MODSUR n'aura pas simulé d'augmentation du drainage, du fait qu'il ne tient pas compte des interactions eau-plante, si le flux de nitrate augmente considérablement, sous l'effet d'une importante augmentation du drainage, la concentration calculée se trouvera alors sur-estimée.

Cette constatation indique qu'un calcul affiné du bilan hydrique au niveau des terrains cultivés doit prendre en compte l'évolution des systèmes de production agricole. Ainsi, une amélioration pourrait être envisagée au niveau de MODSUR pour améliorer les simulations du bilan hydrique au niveau des fonctions production concernées par des sols cultivés.

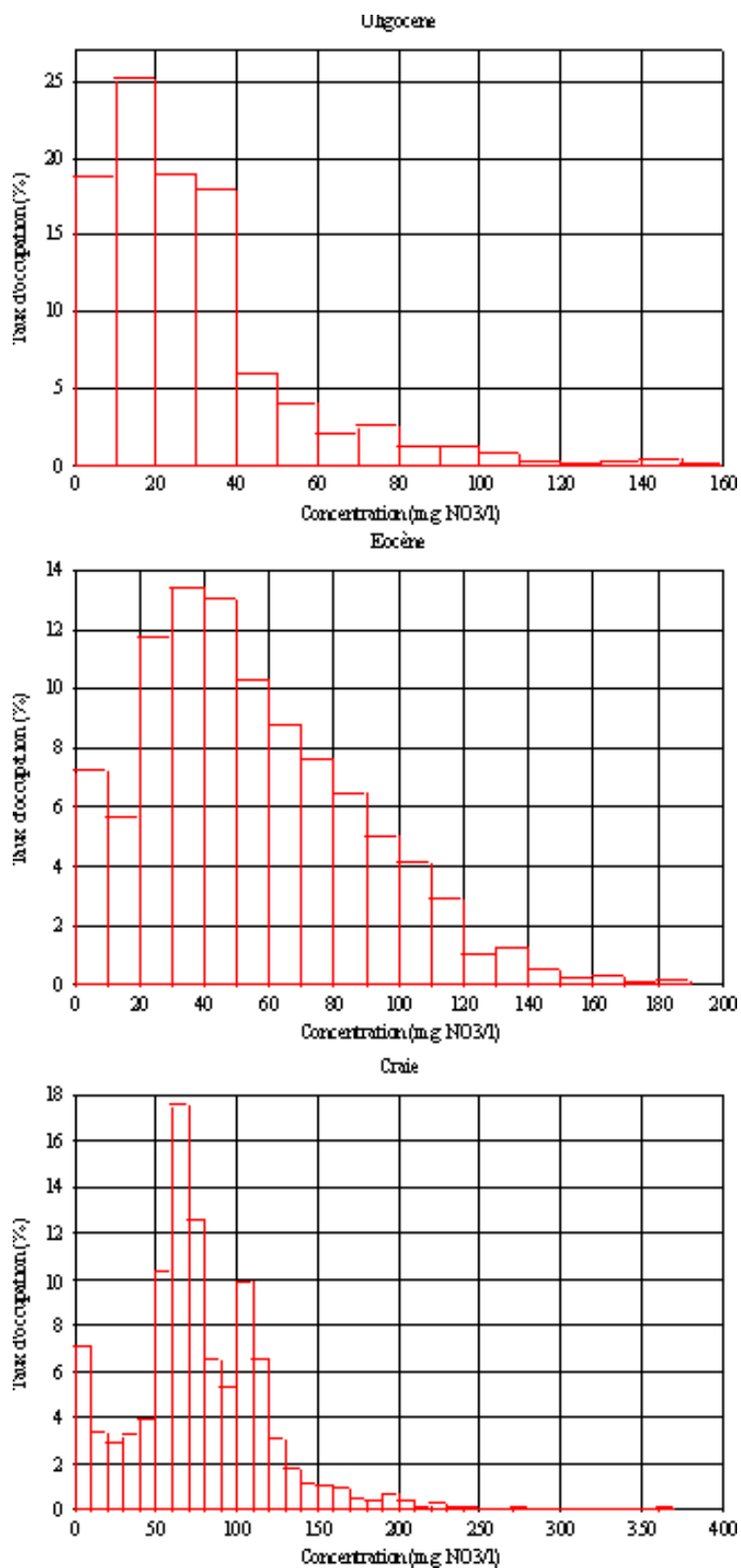


Figure 21 : Distribution des concentrations sur la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (scénario S1).

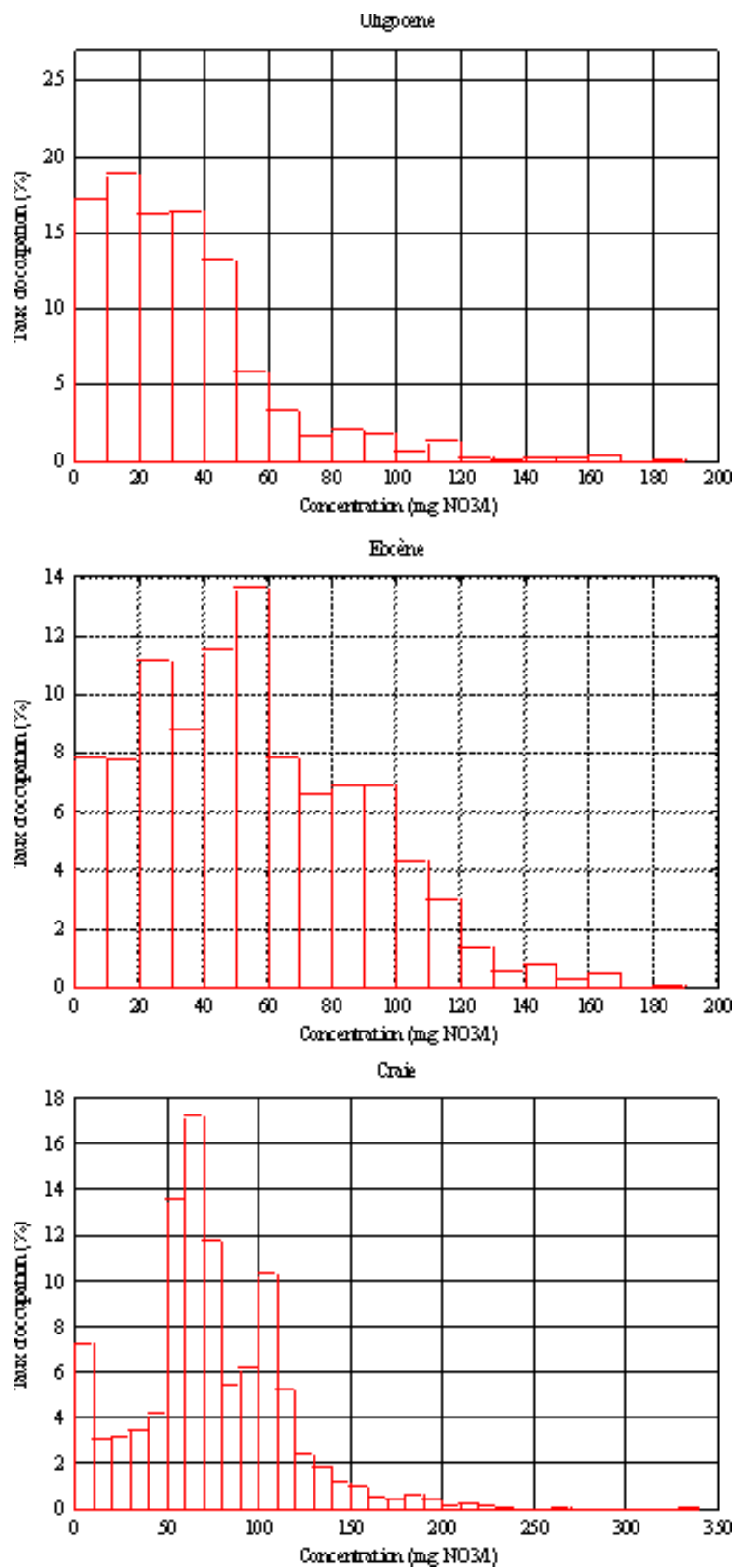


Figure 22 : Distribution des concentrations sur la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (scénario S2).

5. Estimation de la dynamique du transfert des nitrates dans le système souterrain

5.1. Principe général

Le chapitre précédent a permis de calculer les concentrations en nitrates théoriques dans les aquifères, à partir de simulations en régimes permanents, et pour différents scénarios d'évolutions des pratiques agricoles.

Il s'agit à présent d'évaluer le délai nécessaire pour obtenir ces états stabilisés dans les aquifères. Cela implique de tenir compte de la dynamique du transfert des nitrates, d'une part, dans la zone non-saturée, et d'autre part, dans les aquifères. Ainsi, la méthode employée se déroule en trois étapes :

Dans un premier temps, un calcul du transfert des nitrates en aquifères est mené, en régime permanent, à partir des flux moyens sortant de la zone sous-racinaire sur la période 1989-1999. Cette première étape correspond à la mise en oeuvre du scénario S0, précédemment présenté. Le résultat de la simulation correspond aux cartes de concentrations présentées par la Figure 19.

Dans un deuxième temps, les flux de nitrates moyens, lessivés à la base de la zone racinaire, servent à alimenter la zone non-saturée sur une période de 30 ans. Les flux sortant de la zone non-saturée rejoignent le système aquifère multicouche, où une simulation du transfert des nitrates est effectuée, en régime transitoire, sur la même période. De cette manière, la réponse du système souterrain à une pollution diffuse intègre, d'une part, le transfert des nitrates dans la zone non-saturée et, d'autre part, la vitesse de déplacement des nitrates au sein des aquifères.

Enfin, le rapport de la concentration calculée en fin de simulation (C_{sim}) sur la concentration calculée en régime permanent avec le scénario S0 (C_{perm}) permet d'obtenir une estimation de la dynamique du système souterrain.

5.2. Résultats et discussion

La Figure 23 présente les cartes des rapports C_{sim}/C_{perm} , dont les valeurs moyennes sont de 73 % pour l'Oligocène, 21 % pour l'Eocène et 17 % pour la Craie, en prenant C_{sim} en fin de simulation (30 ans). Les différences de temps de réponse entre les aquifères s'expliquent en particulier par la présence ou non d'une zone captive. En effet, les parties captives de l'Eocène et de la Craie, ont un rapport C_{sim}/C_{perm} inférieur à 11 %.

En revanche, près de 60 % de la surface de la nappe de l'Oligocène, concernée par le transport des nitrates, présente un rapport C_{sim}/C_{perm} supérieur à 80 % (Figure 24). Cela signifie que plus de 30 années sont nécessaires pour que la majeure partie de l'Oligocène soit contaminée par une pollution nitrique. La majeure partie des nappes de l'Eocène et de la Craie présente, quant à elle, un rapport C_{sim}/C_{perm} inférieur à 20 %. La réponse de ces aquifères à une pollution diffuse est donc globalement plus lente que celle observées sur la nappe de l'Oligocène, au niveau de la zone enquêtée, du fait de la présence de zones non-saturées épaisses et du fait qu'elles comportent des zones captives.

D'une manière générale, les rapports C_{sim}/C_{perm} sont relativement élevés au niveau des vallées, du fait de la présence de zones non-saturées peu épaisses. Ainsi, les temps de réponses différents, observés dans les trois nappes, s'expliquent par le temps de renouvellement de l'eau dans la zone non-saturée et par les caractéristiques hydrodynamiques des aquifères.

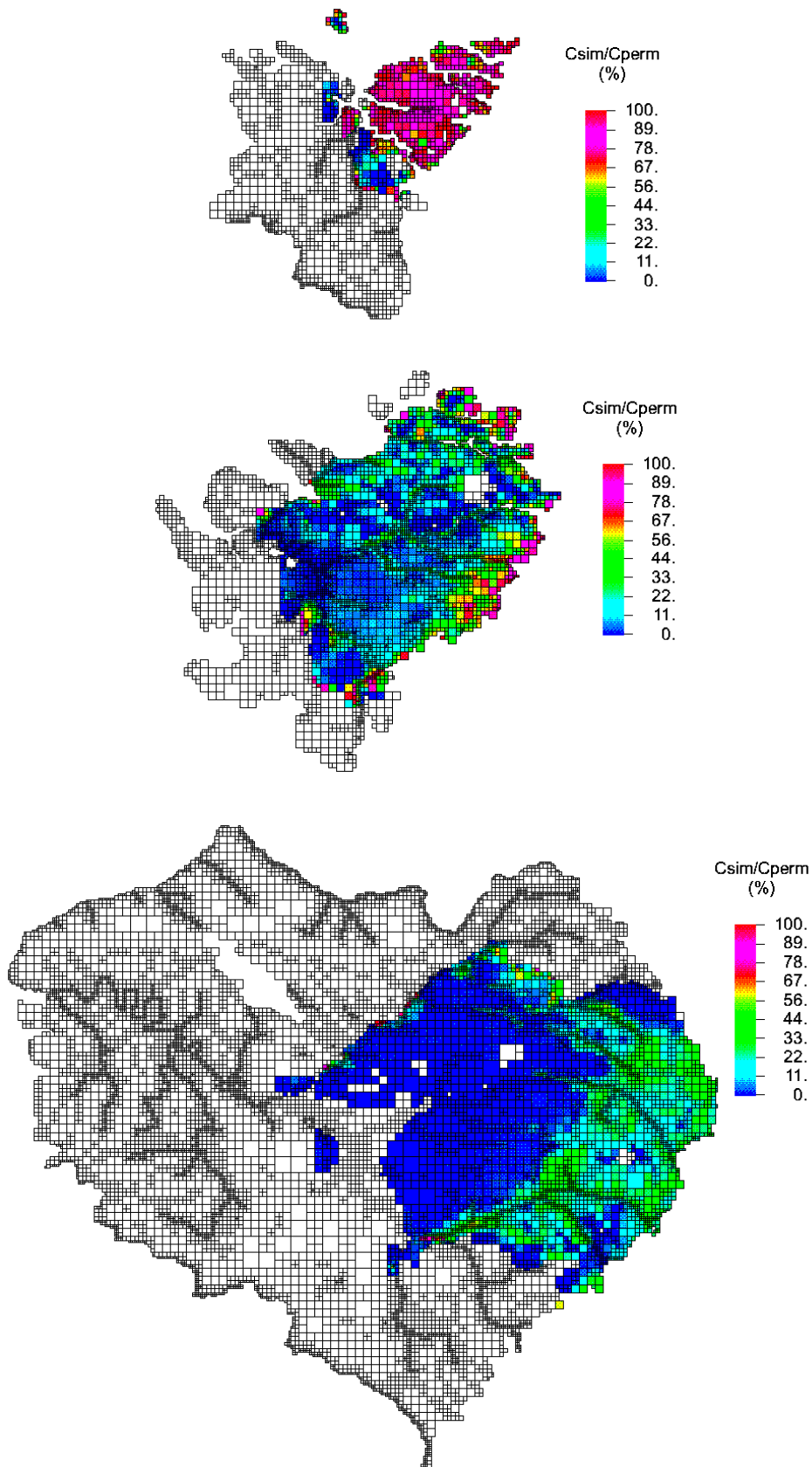


Figure 23 : Cartographie de la concentration simulée (C_{sim}) en fin de simulation (30 ans) sur la concentration obtenue en régime permanent (C_{perm}) avec le scénario S0 pour les nappes de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie.

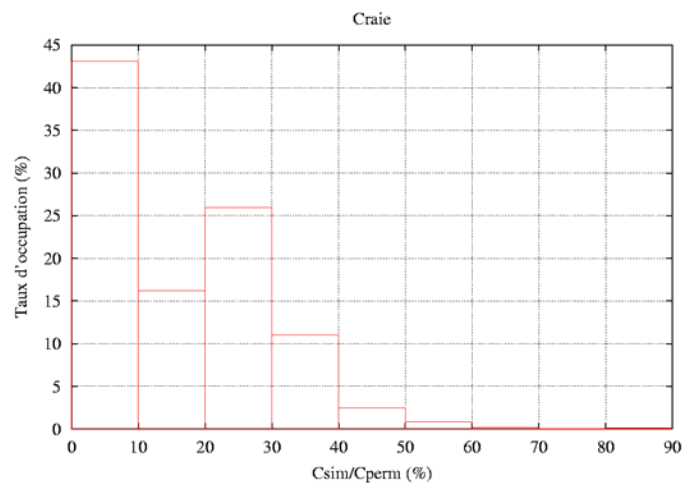
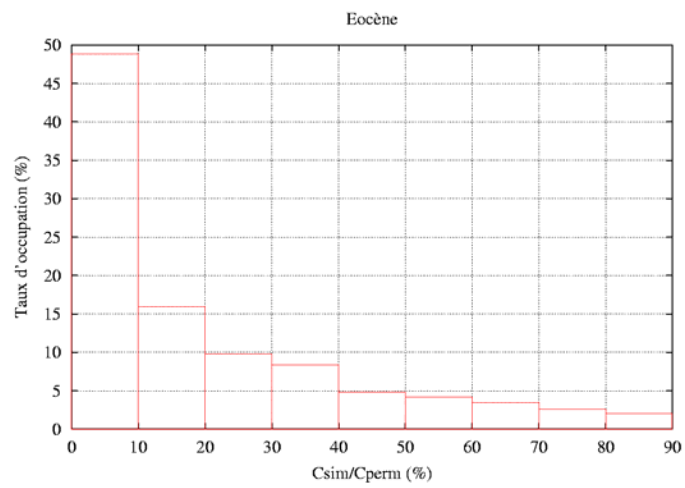
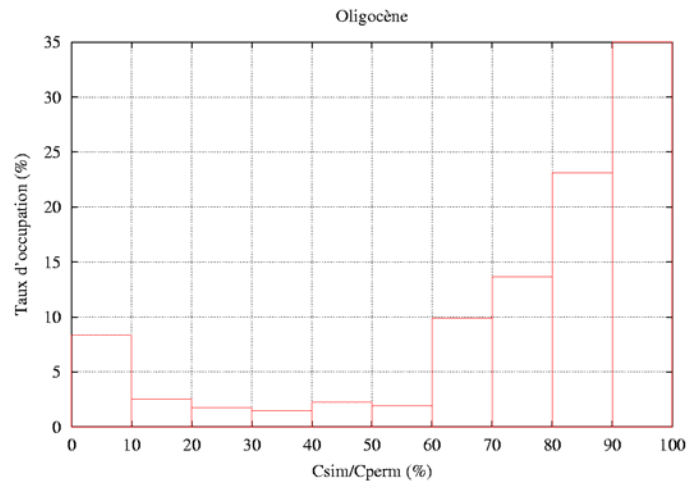


Figure 24 : Distribution du rapport C_{sim}/C_{perm} sur la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie. C_{sim} correspond à la concentration obtenue après 30 années de simulation et C_{perm} correspond à la concentration obtenue en régime permanent avec l'état de référence (scénario S0).

6. Conclusions

La difficulté majeure d'une modélisation sur de grandes échelles de temps et d'espace est de rechercher le meilleur compromis entre l'utilisation d'un nombre réduit de paramètres, en vue d'une utilisation du modèle dans un contexte de gestion environnementale, et une représentation suffisamment précise du bassin pour pouvoir comparer les résultats de simulations aux observations et aussi pour pouvoir s'adapter à des scénarios de simulations. Or, dans notre étude, la validation du modèle intégré se heurte à une difficulté majeure, dans la mesure où l'on cherche à confronter des observations ponctuelles aux résultats d'un modèle fonctionnant avec des mailles de tailles kilométriques.

En gardant à l'esprit ces quelques remarques, la mise en oeuvre du modèle intégré a permis d'établir un bilan d'azote sur le bassin de la Marne.

Toutefois, avant d'appliquer le modèle intégré sur le bassin de la Marne, les débits simulés par le modèle hydrologique ont été confrontés à ceux simulés par le modèle agronomique sur les sols cultivés. Les volumes cumulés indiquent une légère divergence entre les deux modèles qui pourrait s'expliquer par un meilleur calcul du bilan hydrique de la part du modèle agronomique, qui contrairement au modèle hydrologique, tient compte de l'évolution des systèmes de production agricole. Cette hypothèse reste cependant à être confirmée par une analyse plus poussée.

Les calculs ont permis de quantifier la chronologie passée des flux de nitrates introduits à la base de la zone racinaire dans le système aquifère. Les flux d'azote sous-racinaire restent relativement stables au cours de la simulation, environ $28 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$. Le temps de transit moyen des nitrates dans la zone non-saturée est d'environ 11 ans pour la majeure partie du bassin versant de la Marne. En outre, 32 % du flux d'azote provenant du lessivage des sols est stocké dans la zone non-saturée sur la période de simulation. Cependant, si l'on exclut la zone située à l'est du bassin de la Marne, qui fait l'objet d'un traitement simplifié, le stockage d'azote dans la zone non-saturée atteint 49 %.

En tenant compte de l'inertie conférée par le transfert dans la zone non-saturée et les aquifères, on observe un accroissement global de la concentration dans les aquifères de $0,44 \text{ mg NO}_3.\text{l}^{-1}.\text{an}^{-1}$ sur la période 1982-1999 qui correspond aux ordres de grandeurs observés.

Le dernier volet de ce travail concerne l'étude d'impact de modifications des pratiques agricoles sur l'évolution des concentrations dans le système hydrologique du bassin souterrain de la Marne ainsi que l'évaluation de la dynamique du transfert des nitrates dans le système souterrain.

Sur le plan de la prospective, deux hypothèses principales ont été retenues : ajout de cultures intermédiaires et réduction de 30 % des doses de fertilisant minéral.

La réponse du modèle agronomique indique une diminution des concentrations sous-racinaire de 7 % pour le premier scénario contre 11 % pour le second. Cependant, le second scénario simule une diminution importante des rendements contrairement au premier.

La simulation du transfert des nitrates dans le domaine souterrain, conduite avec un scénario fictif de flux de nitrates permanent, permet d'obtenir une estimation des concentrations en nitrates dans les aquifères modélisés. Ainsi, en appliquant des pratiques agricoles similaires à celles de la période 1989-1999 pendant une durée infinie, on obtient des concentrations nitriques globalement inférieures à 150 mg.l^{-1} .

Sur le plan de la dynamique du transfert des nitrates dans le système souterrain, le temps de réponse des aquifères à une pollution diffuse a été estimé en menant une simulation en régime transitoire sur trente années, à partir d'un flux de nitrate moyen. L'état final est comparé à l'état de référence, obtenu en régime permanent à l'aide du flux moyen, en utilisant le rapport des concentrations.

Le résultat fournit des temps de réponse très variables suivant les caractéristiques hydrodynamiques de la zone non-saturée et des aquifères. Ainsi, comme l'on pouvait s'y attendre, le temps de réponse dépasse très largement 30 années au niveau des parties captives des aquifères. En

outre, au niveau des parties libres des aquifères où la zone non-saturée est épaisse, le temps nécessaire pour atteindre l'état stabilisé est bien souvent supérieur à 30 années.

7. Références bibliographiques

- Beaudoin N., B. Makowski, B. Mary, D. Wallach, V. Parnaudeau, B. Parisseaux, J. Machet, et J. Meynard (1998). Evaluation de l'impact économique et environnemental de la mesure agri-environnementale « réduction d'intrants » au moyens de modèles agronomiques. Rapport technique, Rapport au Ministère de l'Agriculture, 79 pages.
- Gomez E., C. Mignolet, B. Mary, C. Schott, D. Brunstein, C. Bornerand, E. Ledoux, et M. Benoit (2002). Dynamiques agricoles et pollution nitrique diffuse : modélisation intégrée du transfert des nitrates sur le bassin de la Seine. Rapport technique, UMR CNRS 7619 Sisyphe.
- Meybeck M., G. de Marsily, et E. Fustec (1998). La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. ELSEVIER.
- Schnebelen N. (2000). Analyse et modélisation de l'impact de la maîtrise des pratiques agricoles sur la pollution diffuse par les nitrates. Application à l'aquifère des calcaires de Beauce (site de Villamblain). Thèse, Université d'Orléans.