

95/1043



LA RECHERCHE POUR L'INGENIERIE DE L'AGRICULTURE ET DE L'ENVIRONNEMENT

division hydrologie



Département Gestion
des milieux aquatiques

Division Hydrologie

Mémoire
présenté par

Gabriela MANTILLA MORALES

pour l'obtention du titre de
Docteur de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées de Paris

Sciences et techniques de l'environnement

Modélisation des transferts de nitrates, confrontation des concepts, des données et des informations : application au bassin de la Charente

Soutenu le 6 juillet 1995 devant le jury composé de :

M. R. POCHAT	Directeur de thèse
M. C. BOQUILLON	Rapporteur
M. B. CAUSSADE	Examineur
Mme S. DAUTREBANDE	Rapporteur
M. Th. LEVIANDIER	Examineur

Groupement d'Antony

BP 121, 92185 Antony Cedex

Tél . (1) 40 96 61 21 - Fax (1) 40 96 60 36



Mémoire présenté pour l'obtention du titre de
Docteur de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées de Paris

"Sciences et Techniques de l'Environnement"

**MODELISATION DES TRANSFERTS DE NITRATES,
CONFRONTATION DES CONCEPTS, DES DONNEES
ET DES INFORMATIONS :
APPLICATION AU BASSIN DE LA CHARENTE**

Gabriela MANTILLA MORALES

Soutenu le 6 juillet 1995

Devant le Jury composé de:

M. R. POCHAT	:	Directeur de Thèse
M. C. BOCQUILLON -	:	Rapporteur
M. B. CAUSSADE	:	Examinateur
Mme. S. DAUTREBANDE	:	Rapporteur
M. Th. LEVIANDIER	:	Examinateur

REMERCIEMENTS

Ce travail n'aurait jamais abouti sans le soutien et sans la participation de tous les gens qui, de loin ou de près, m'ont entouré.

Je souhaite exprimer mes remerciements à Monsieur Rémy POCHAT, tout d'abord pour m'avoir conseillé de m'adresser au CEMAGREF pour rechercher un sujet de thèse et, par la suite, pour avoir accepté d'être le directeur de ce travail.

Je tiens également à remercier Monsieur Thierry LEVIANDIER, chef de la Division Hydrologie d'Antony, qui m'a accueilli dans son équipe et qui a bien voulu m'encadrer et diriger mes travaux de recherche.

Mes remerciements vont aussi à :

Madame Sylviane DAUTREBANDE, Professeur à l'Université de Leuven, Belgique, et Monsieur Claude BOCQUILLON, Professeur à l'Université Montpellier 2, qui ont accepté d'être rapporteurs de ce étude et qui ont effectué une lecture approfondie et critique de mon mémoire;
Monsieur Bernard CAUSSADE, Professeur à l'Institut National Polytechnique de Toulouse, qui a bien voulu faire partie du jury de thèse.

Je tiens à remercier vivement tous les ingénieurs, chercheurs, techniciens, personnels administratifs et logistiques du CEMAGREF d'Antony: Monsieur Michel FERRY pour l'énorme travail de décryptage du "fragnol" initial au français compréhensif dont mon mémoire a bénéficié;
Madame Cécile LOUMAGNE, Messieurs Claude MICHEL et Michel NORMAND pour leurs conseils avisés et opportuns;
Monsieur Michel POIRSON pour m'avoir "repêché" du marais informatique et pour sa disponibilité, sa pédagogie et sa patience infinie;
Messieurs Jean Louis ROSIQUE et Mamoutou TANGARA pour leur gentillesse et leur disponibilité inconditionnelle;
Madame Sylvie TONACHELLA pour sa sympathie et son aide à la mécanographie et la mise en page de ce rapport.

Une dernière pensée aux "compagnons de galère": Zoubir, Raoudha, Najiba, Pascale, Mounira, Redha, Ahmed, Anne-Laure, Piter et tous les autres stagiaires (la liste serait trop longue) qui, d'une façon ou d'une autre, m'ont encouragée et soutenue.

Un petit mot d'amitié à André et Michèle LECLU, qui ont eu la gentillesse de tout relire et corriger. A mes amis (pensée spéciale pour Estelle, Isabelle et Marilèna) avec lesquelles j'ai partagé des moments de bonheur et qui, des fois, m'ont "ramassé à la petite cuillère", merci d'avoir été là.

Enfin, la liste ne serait pas complète sans penser aux gens de l'autre côté de l'Atlantique. Merci pour leur compréhension, leur amour et leur patience.

PLAN

RESUME

INTRODUCTION GENERALE.....	1
CHAPITRE 1.....	3
REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	
CHAPITRE 2.....	30
PRESENTATION DU SITE D'ETUDE: LE BASSIN DE LA CHARENTE	
CHAPITRE 3.....	53
PRESENTATION DU MODELE DE BASE	
CHAPITRE 4.....	73
CRITIQUE DU MODELE SUR UN PETIT BASSIN EXPERIMENTAL DE LA CHARENTE: LE BASSIN DU RUINE	
CHAPITRE 5.....	104
REVISION DU MODELE SUR LE BASSIN DE LA CHARENTE	
CONCLUSION GENERALE.....	153
BIBLIOGRAPHIE.....	157
LISTE DES FIGURES.....	169
LISTE DES TABLEAUX.....	173
LISTE DES ABREVIATIONS.....	175
LISTE DES ANNEXES.....	179
TABLE DE MATIERES.....	180
ANNEXES.....	181

RESUME

RESUME

La modélisation du transfert de nitrates a été étudiée à différentes échelles de bassins versants. Un modèle semi-distribué à pas de temps journalier a été élaboré et testé sur des sous-bassins de la Charente (France). Il prend en compte les transferts d'azote depuis les apports de fertilisants jusqu'à la dénitrification dans le cours d'eau. Le but principal recherché est la simulation de la concentration en nitrates à l'exutoire des bassins versants.

Un modèle hydrologique de type conceptuel (*GR3*) a été choisi et adapté à la simulation du transfert de nitrates. Le modèle conceptuel de lessivage est relié de manière étroite au modèle pluie - débit, tant par les variables d'état que par les paramètres. Le calage a été fait sur les sous-bassins où sont connus, à la fois, les débits et les concentrations. L'utilisation du modèle est ensuite étendue à des bassins sur lesquels on ne dispose que d'un seul de ces deux termes ou bien d'aucun d'entre eux.

Le modèle résultant de ces travaux a été appliqué à la fois sur un grand bassin versant d'environ 9500 km² (la Charente), sur ses stations intermédiaires de suivi de qualité de l'eau et sur un petit sous-bassin expérimental d'environ 5,5 km² (le Ruiné). Les résultats montrent que le modèle reproduit d'une manière correcte la tendance à long terme des flux. Les variations saisonnières sont bien respectées pour la plupart des stations à défaut de rendre compte de toutes les valeurs isolées.

Le comportement de la concentration en nitrates pendant les crues a été étudié sur le Ruiné à un pas de temps horaire. Nous avons observé, dans la relation avec les débits, des formes d'hystérésis analogues à celles qui se présentent avec les matières en suspension, ce qui témoigne de la complexité des phénomènes de lessivage et de transfert dans ce bassin versant. Ces processus ne peuvent être convenablement reproduits à l'heure actuelle, qu'au prix d'une variation des paramètres du modèle qu'il reste encore à expliquer.

MOTS CLEFS: Modèle conceptuel / cycle de l'azote / nitrates / lessivage de nitrates / dénitrification / hystérésis.

ABSTRACT

The aim of this work is focused on the simulation of nitrate concentration at the outlet of rural watersheds. The main objective of this research is to model the transfer of nitrates at various catchment scales. A daily semi-distributed model has been elaborated and tested on Charente sub-catchments (France).

An hydrological conceptual model (GR3) has been chosen and adapted to model the transfer of nitrates. The conceptual leaching model is closely linked with the rainfall-runoff model both by hydrological variables and model parameters. The different constituents of the model and its parameters are taken from literature or from measurement or calibrated against data. Principal processes used in modelling are dilution of fertilisers and animal faeces, uptake by plants, chemical, physical and biological transformations in soil and river denitrification.

The model was calibrated on a few years, on sub-catchments where runoff and concentration are known for 15 years. Afterwards, the model has been used with average or regionalised parameters on sub-catchments where only one of these variables is known and on basins where there are no data. The final model has been applied on the Charente basin (9500 km²) and on intermediary quality stations, and on the representative and experimental sub-catchment of the Ruiné river (5,5 km²).

Results show that our model reproduces correctly general trend of nitrate load to the Marennes-Oléron bay. Seasonal variations of nitrates concentration are well respected on most of the stations. However, a few simulated values are not in good agreement with the measurements.

Also, we studied the behaviour of nitrates concentration during floods. We observed the same figures of hysteresis in the runoff-concentration relationship as observed on suspended sediments. These observations showed the complexity of leaching and transfer phenomena on this sub-catchment.

Key-Words : Conceptual model / nitrogen cycle / nitrates / nitrates leaching / denitrification / hysteresis.

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

L'évolution des techniques agricoles et de la production industrielle depuis la fin des années cinquante a eu comme répercussion l'altération de la qualité des milieux aquatiques, avec en particulier, l'accroissement de la pollution par les nitrates et l'eutrophisation. La qualité d'un milieu aquatique est directement dépendante des rejets qu'il reçoit, qu'ils soient d'origine diffuse (dus principalement à l'agriculture intensive) ou bien d'origine ponctuelle (provenant des villes, des industries ou des élevages).

Les pollutions par les nitrates des nappes souterraines et des petits bassins sont plus souvent évoquées que celles des grands bassins. La sensibilité particulière d'un milieu marin nous a conduit à aborder ce sujet sur un bassin versant assez grand (la Charente, 9500 km²), à vocation essentiellement rurale, ce qui laisse supposer la prédominance des pollutions d'origine diffuse, malgré l'impact non négligeable de quelques agglomérations riveraines, en particulier les villes d'Angoulême et Cognac, surtout lors des étiages prononcés.

Ce travail s'insère à la suite des travaux sur la modélisation hydrologique et de la qualité des eaux menés par le Cemagref (Institut de recherche pour la génie de l'agriculture et de l'environnement) et l'IFREMER (Institut Français de Recherches et d'Exploitation de la Mer) dans le cadre du Programme "Charentes-Marennes-Oléron". L'objectif principal de celui-ci est, d'une part, d'améliorer la connaissance des transferts d'éléments depuis l'amont d'un bassin versant continental jusqu'au bassin maritime associé et, d'autre part, de fournir un outil rationnel de gestion de l'eau, permettant par simulation et prévision, de réguler la compétition entre les activités utilisatrices d'eau et de limiter les risques d'atteintes à l'environnement.

La modélisation est le coeur du sujet. Il s'agit en effet d'établir des relations quantitatives entre les apports de fertilisants et les flux de nitrates dans le réseau hydrographique, nécessairement couplés aux écoulements. Sans nous écarter notablement des principes d'un modèle

précédent établi uniquement à partir d'observations recueillies à des fins de surveillance du milieu aquatique qui restent l'essentiel de l'information disponible, nous nous sommes donnés pour tâche de l'améliorer en incorporant des résultats d'observations de différents processus. Le modèle est conceptuel et présente une résolution spatiale très grossière, qui fait de la physique, au mieux, un fil conducteur et non la base du modèle.

Ce mémoire de thèse est structuré en cinq chapitres: -

Le *chapitre 1* est une synthèse bibliographique sur les interactions entre les différentes composantes du cycle de l'azote, les différentes approches utilisées dans la modélisation et une brève revue des modèles de transfert d'azote sur un bassin versant ayant une composante sol.

Le *chapitre 2* présente la description du bassin versant continental étudié: ses caractéristiques climatiques et physiques, les activités agricoles et le bilan partiel de l'azote sur le bassin.

Le *chapitre 3* comporte la description du modèle de base (hydrologie et qualité des eaux) utilisé dans notre étude, puis l'exposé des insuffisances de ce modèle.

Les travaux précédents de mise au point du modèle ont montré la nécessité de détailler les données liées aux pratiques agricoles et d'approfondir l'étude de certains phénomènes biochimiques. Le *chapitre 4* présente l'adaptation du modèle hydrologique et de qualité sur le Bassin Versant Représentatif et Expérimental du Ruiné.

Le *chapitre 5* décrit la mise au point du modèle sur le bassin de la Charente et les sous-bassins qui le forment et les apports vers l'estuaire. Les principales modifications que le modèle a subies ont consisté à utiliser les résultats expérimentaux de dénitrification dans la Charente et à modifier la structure du modèle conceptuel de transformations chimiques et de lessivage.

La conclusion générale comprend la synthèse des résultats obtenus et présente des voies de recherche à développer pour compléter et améliorer les connaissances dans le domaine de la modélisation de la production et du transfert des nitrates.

CHAPITRE 1
REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE 1

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

Introduction

Dans ce chapitre, on décrira brièvement l'origine de la pollution azotée diffuse et les différents processus (physiques et biochimiques) qui font partie du cycle de l'azote dans la nature: la production de nitrates dans le sol, leur transfert vers le réseau hydrographique et la dynamique de l'azote dans les milieux aquatiques. On présentera également les différentes approches qui permettent d'aborder la dénitrification des nitrates dans une rivière. Enfin, on donnera une classification des modèles de simulation hydrologique, leurs avantages et leurs contraintes d'utilisation.

1.1 La pollution d'origine agricole

Les sources diffuses et leurs voies de transfert sont dispersées dans l'environnement. Les pluies provoquent l'écoulement le long des versants et entraînent vers les cours d'eau, les sols, les composés chimiques adsorbés et les substances dissoutes. Celles-ci peuvent percoler dans le sol, contaminer les nappes et réapparaître dans les eaux superficielles par l'intermédiaire de l'écoulement souterrain (figure 1.1).

Les activités agricoles intensives sont maintenant reconnues comme représentant une importante source potentielle de dégradation de la qualité des eaux. Les polluants agricoles ont leur origine dans l'utilisation des fertilisants et des lisiers, l'application des pesticides et les méthodes de travail du sol. Les polluants issus des régions agricoles sont principalement les matières en suspension (*MES*), les nutriments (en particulier les composés azotés et phosphorés) et les produits

phytosanitaires. Il est difficile de quantifier les apports polluants dus à ce type de pollution car les flux ne peuvent pas être mesurés directement à la source ni calculés avec certitude à partir d'une station de suivi de qualité de l'eau.

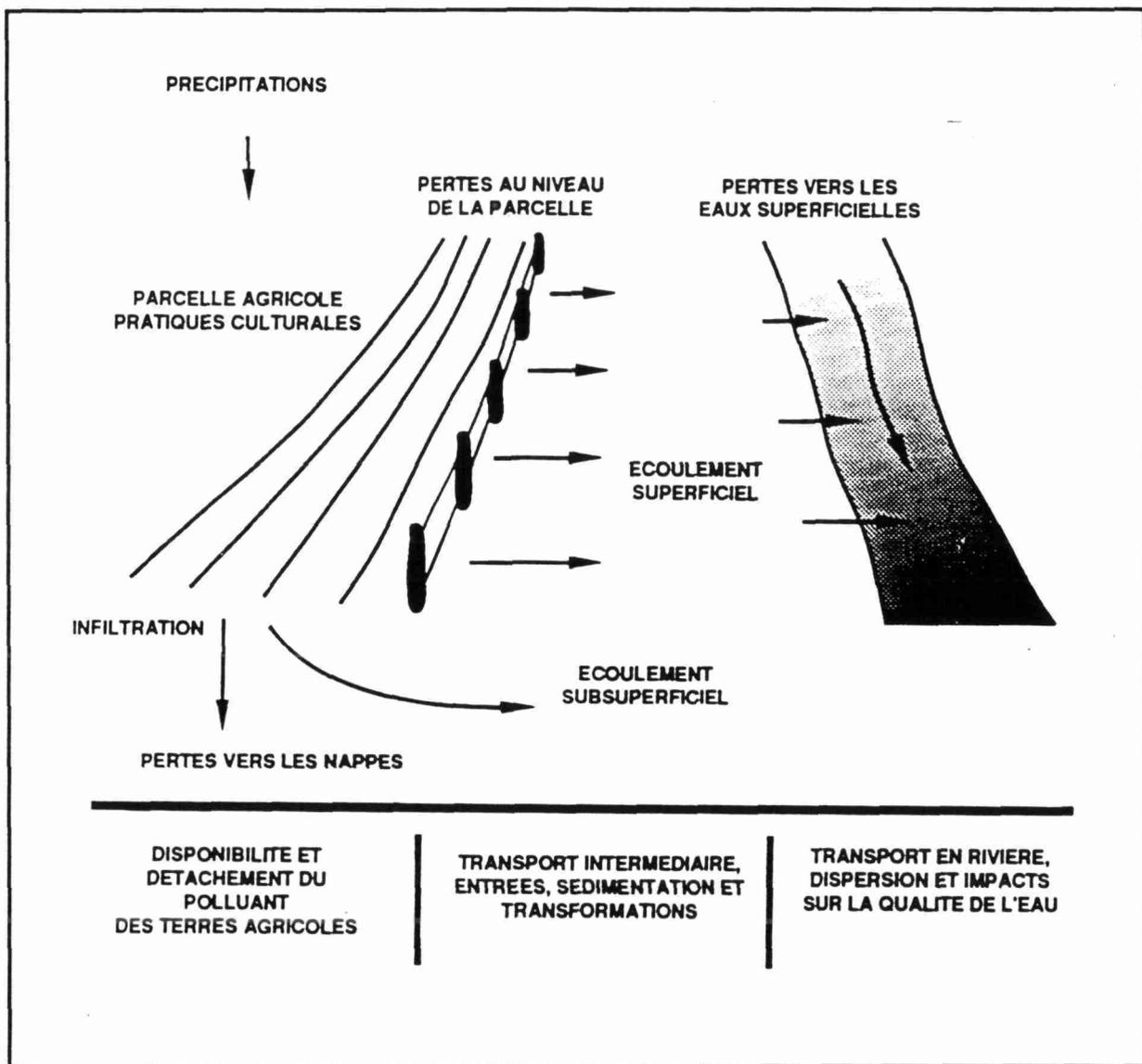


Figure 1.1 Transport, transformation et impact des polluants d'origine agricole (Haith et Loehr, 1979).

La plupart des plantes ne peuvent assimiler l'azote présent dans le sol que sous forme soluble, et plus précisément, sous forme de nitrates. C'est cette solubilité même qui pose problème car, à certaines concentrations, les nitrates peuvent être entraînés par l'eau et atteindre ainsi les nappes d'eau souterraine, les lacs et les rivières.

1.2 Le cycle de l'azote dans la nature

L'azote est présent dans la nature sous diverses formes et le passage d'un état chimique à un autre se fait par des processus précis. Sur un hectare, le sol contient de 3 à 10 tonnes d'azote dont 95% se trouvent sous forme organique. L'azote peut se trouver principalement sous trois formes:

- * *gazeuse*, où il représente 4/5 de l'air de l'atmosphère, -
- * *organique*, dans les tissus végétaux et animaux; dans l'humus, (fraction passive, difficilement décomposable); dans les composés protéiques de la biomasse et dans les résidus des récoltes (fraction active, environ 10% de l'azote organique, appelée aussi azote organique labile),
- * *minérale*, liée aux particules du sol ou en solution (principalement sous forme de nitrates). La forme minérale est quasiment la seule qui soit absorbable par les plantes et également la seule qui soit lessivable. La fraction inorganique de l'azote du sol est composée par les ions ammonium (NH_4^+), nitrite (NO_2^-) et nitrate (NO_3^-).

La teneur en azote total des sols, en ses différentes formes, décroît généralement avec la profondeur à l'exception des nitrates, dont on peut trouver des concentrations plus importantes dans les couches plus profondes en raison du lessivage.

1.3 Le cycle de l'azote dans le sol

Dans ce chapitre nous ferons un rappel des différentes parties du cycle de l'azote dans le système *sol—eau—culture*. Les transformations biochimiques majeures seront, pour nous, celles qui influencent directement la quantité d'azote minéral dans le sol ou dans l'eau.

On appelle cycle de l'azote les diverses transformations que subit l'azote dans la biosphère (figure 1.2). La plupart de ces transformations sont d'origine microbienne et leur importance est considérable car elles régissent le bilan d'azote du sol et la mise à la disposition de la plante des formes minérales utilisables.

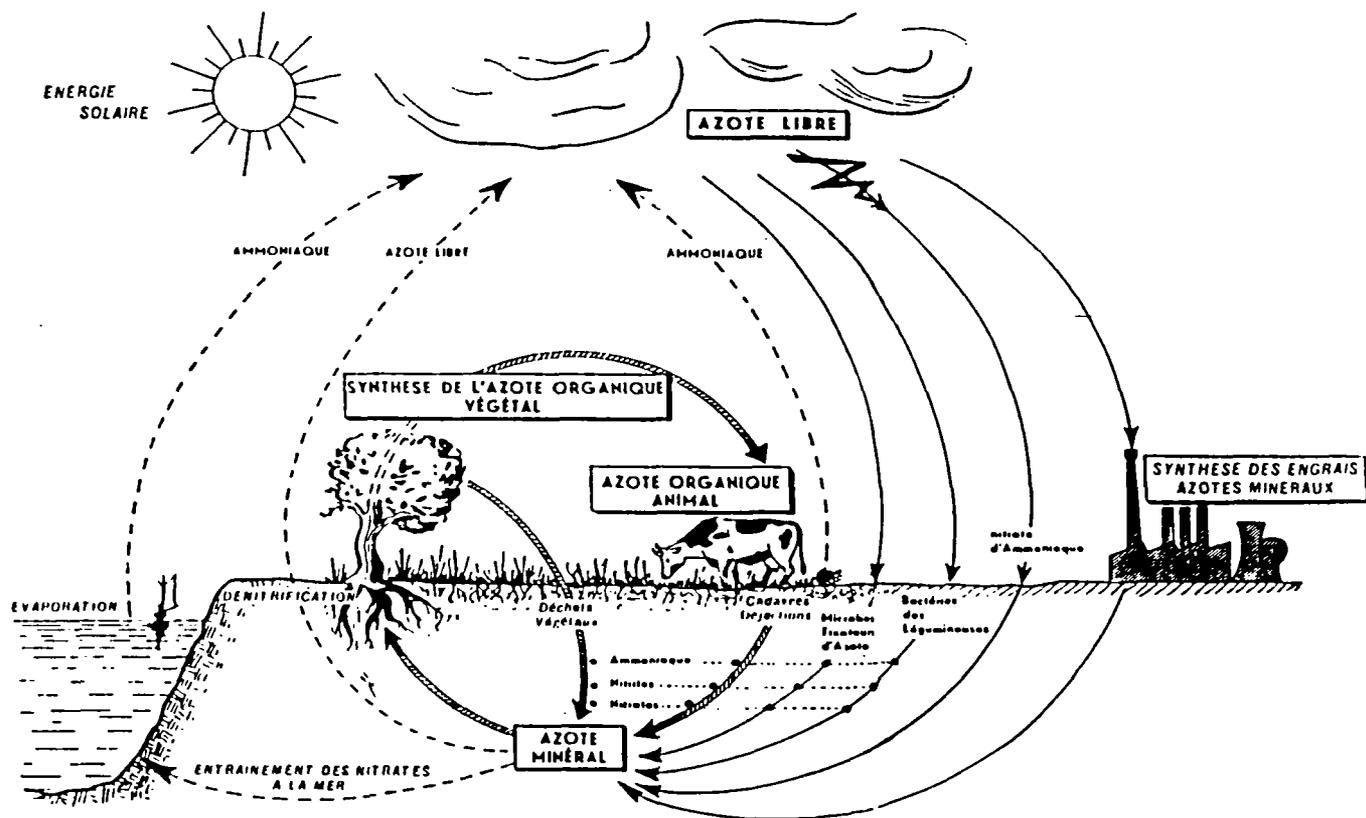


Figure 1.2 Cycle de l'azote (Gros, 1967).

L'azote est un constituant essentiel de la matière vivante. L'atmosphère contient 78% d'azote moléculaire, qui constitue environ 99,9% de l'azote terrestre. L'azote du sol représente donc seulement 0,02% de la masse globale. L'azote du sol est constitué d'une fraction organique (environ 95% de l'azote total) et d'une fraction inorganique, composée de l'azote ammoniacal, de l'azote nitreux et de l'azote nitrique.

1.3.1 Fixation

1.3.1.1 Fixation de l'azote atmosphérique

L'azote gazeux atmosphérique peut être fixé par des micro-organismes qui sont soit symbiotiques des plantes supérieures (comme les *Rhizobium*), soit libres (comme les *Azotobacter*, et certains *Clostridium*).

Boussingault (1938) démontra que les légumineuses pouvaient assimiler l'azote de l'air. Les *Rhizobium* vivent dans les boursouflures des racines des légumineuses; ils absorbent l'azote de l'air pour synthétiser des combinaisons complexes qui seront utilisées par la légumineuse. Les légumineuses peuvent fixer de 100 à 400 kg de N/ha/an et la luzerne, de l'ordre de 250 kg N/ha/an dont environ 50 kg restent dans le sol. Il convient d'observer que l'azote organique des nodosités n'est libéré que lorsque les nodules meurent et sont repris dans le cycle de la minéralisation et que la légumineuse fixe d'autant plus d'azote de l'air que le sol est lui-même pauvre en azote minéral disponible.

Dans la fixation asymbiotique, les bactéries fixatrices restent libres dans le sol. On distingue deux types de bactéries:

- les *Clostridium*, micro-organismes anaérobies dont l'activité biologique est faible sauf dans certains sols riches en carbone et pauvres en azote minéral;
- les *Azotobacter*, bactéries aérobies qui se rencontrent dans les sols convenablement pourvus en matières organiques et en acide phosphorique. Ces micro-organismes sont sensibles à une trop grande acidité des sols et leur activité cesse pour un pH inférieur à 6. Leur contribution est généralement faible car ils ont tendance à utiliser de préférence l'azote nitrique ou ammoniacal du sol plutôt que celui de l'air. Sous les climats tempérés, on évalue la fixation d'azote entre 10 à 15 kg N/ha/an .

1.3.1.2 Fixation de l'azote ammoniacal par le sol

L'azote ammoniacal se trouve sous trois formes: dissoute, adsorbée aux particules du sol ou fixée entre les feuillettes d'argiles. Comme le stock d'azote ammoniacal labile est beaucoup plus important que le stock soluble, il maintient la concentration en azote ammoniacal autour d'une valeur sensiblement constante.

Ainsi, quand la concentration de NH_4^+ soluble augmente, la réaction provoque la fixation d'une partie de l'azote ammoniacal. D'autre part,

l'ammonium fixé est libéré quand la concentration de NH_4^+ labile diminue. Les engrais azotés appliqués sur les sols sous la forme ammoniacale sont susceptibles d'être adsorbés par les fractions organique et minérale du sol.

1.3.2 Minéralisation

La minéralisation est le processus de transformation de l'azote organique de la biomasse, de l'humus, des résidus de récolte ou des amendements organiques en azote minéral (NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^-). Elle est généralement subdivisée en deux processus: l'ammonification et la nitrification.

L'ammonification est la transformation de l'azote organique en ammonium. Elle peut se produire pour une gamme très variée de pH, de température et d'humidité car elle est le fait d'un nombre considérable de micro-organismes (champignons, actinomycètes et bactéries ammonifiantes).

La nitrification est le passage de la forme ammonium à la forme nitrate en passant par le stade nitrite. On distingue deux étapes dans la nitrification: la nitrosation ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$) et la nitratisation ($\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$).

La nitrosation est l'oxydation enzymatique de l'azote ammoniacal en azote nitreux dont les *Nitrosomonas* sont les agents. La nitratisation est l'oxydation enzymatique de l'azote nitreux en azote nitrique sous l'action des *Nitrobacter*. Les conditions pour la transformation $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ sont plus exigeantes que celles de l'ammonification ou de la nitrosation ($5 < \text{pH} < 9$ et $5^\circ\text{C} < T < 40^\circ\text{C}$, Duthil, 1971).

Les quantités d'azote minéralisé sont difficiles à estimer au champ (Delphin, 1993) mais peuvent constituer jusqu'à 40% des besoins d'une culture de maïs. La minéralisation est favorisée par les facteurs suivants:

- * température du sol $> 7^\circ\text{C}$;
- * humidité proche de la capacité au champ et bonne aération;
- * rapport C/N > 25 pour la matière organique.

Les périodes climatiquement les plus propices à la minéralisation sont le printemps et l'automne. La période allant de septembre à décembre est la plus critique car le sol est souvent nu et les nitrates ne sont pas consommés également parce qu'elle précède l'hiver, saison où la majorité du lessivage a lieu.

1.3.3 Réorganisation

La réorganisation (ou immobilisation) est la transformation microbienne par laquelle l'azote minéral passe sous des formes organiques pendant la décomposition des résidus organiques. Dans le processus de décomposition de la matière organique, si l'azote n'est pas un facteur limitant, il y aura une accumulation de l'azote ammoniacal et, sous des conditions favorables, il sera oxydé en nitrates. Dans le cas contraire et en présence d'un excès de carbone, l'azote minéral sera utilisé rapidement par les micro-organismes, constituant un stock temporaire d'azote organique à l'abri du lessivage mais aussi de l'absorption végétale. On estime entre 80 et 250 kg les quantités d'azote ainsi réorganisées par hectare et par an. Au printemps suivant, cet azote organique sera facilement minéralisé à la mort des bactéries et mis à la disposition des plantes.

Dans un sol à C/N faible ($5 < C/N < 10$), les micro-organismes utilisent le carbone et l'azote de la matière organique pour se développer et disposent de plus d'azote que nécessaire. L'excès d'azote sera donc minéralisé. C'est le cas pour les résidus riches en feuilles. Par contre, dans un sol à C/N élevé ($C/N > 25$), les micro-organismes réorganisent une partie de l'azote organique du sol pour pouvoir consommer le carbone en excès. C'est le cas pour les résidus tels que les pailles de céréales ou les cannes de maïs. Enfouir des fanes de pois (résidus riches en azote organique) conduit donc à une augmentation de la quantité d'azote minéral dans le sol alors qu'enfouir des pailles de blé entraîne, dans un premier temps, l'effet inverse. La dominance de l'un des deux processus (minéralisation ou immobilisation) dépend de nombreux facteurs, mais l'un des plus importants est le rapport C/N de la matière organique (valeur limite: $C/N = 23$; Alexander, 1961).

1.4 Pertes par voie gazeuse

On peut classer les pertes par voie gazeuse en trois groupes:

- a. **la volatilisation de l'ammoniac**, produit lors de la minéralisation de l'azote organique ou d'un fertilisant ammoniacal (organique ou minéral). Cette perte est généralement négligeable;
- b. **la dénitrification**, qui consiste en la réduction, par des micro-organismes, des nitrates en oxydes d'azote et azote ($\text{NO}_3 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$), qui sont perdus par volatilisation dans l'atmosphère. Les espèces dénitrifiantes "vraies" (celles qui dépassent le stade NO_2^-) sont peu nombreuses et appartiennent essentiellement aux genres *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Micrococcus* et *Spirillum*, mais dans le sol, il semble que le nombre d'espèces vraiment actives soit encore plus restreint. La dénitrification apparaît généralement au printemps, après les apports d'engrais et lorsque la température du sol devient supérieure à 8°C (Ryden et Lund, 1980). Selon le type de sol, les pertes peuvent varier entre 1% et plus de 50% de l'azote minéral du sol;
- c. **la production** d'oxyde nitreux par oxydation de l'ammonium.

1.5 Apports

1.5.1 Apports météoriques

La concentration en azote inorganique dissous dans l'eau de pluie peut atteindre 2,0 mg N/l à proximité des grandes villes et des sites industriels. D'après Vollenweider (1974), les concentrations en azote dans les eaux météoriques les plus souvent citées sont de 0,5 à 2 mg/l sous des formes chimiques variées, tandis que pour Meybeck (1982) les flux d'azote par hectare et par an mesurés dans les pluies s'élèvent à 1,75 kg de N- NO_3 (175 μg N/l), 2,25 kg de N- NH_4 (225 μg N/l), 0,05 kg de N- NO_2 (5 μg N/l), et 6,30 kg de N_{total} (630 μg N/l). Une étude récente de l'Office National des Forêts rapporte que les valeurs des dépôts totaux observés en France varient de 0,3 à 43,6 kg N- NO_4 /ha/an et de 1,9 à 25,9 kg N- NO_3 /ha/an. De même, les concentrations moyennes d'azote dans les pluvio-lessivats sont: 0,8 – 32,6 kg N- NO_4 /ha/an et 1,2 – 32,6 kg N- NO_3 /ha/an (Ulrich et Williot, 1993).

1.5.2 Fertilisation

La fertilisation azotée peut s'effectuer selon deux méthodes: épandage d'engrais minéraux et apports de matières organiques d'origines diverses. Les engrais chimiques minéraux se présentent sous des formes variées: nitrique, ammoniacale, uréique ou mixte. Dans les sols cultivés, les rendements actuels supposent des disponibilités d'environ 200 à 250 kg N/ha suivant les types de sol et les conditions climatiques de l'année. Ainsi, la fertilisation moyenne se situe entre 100 et 180 kg N/ha. Les apports d'engrais organiques se font par application de déjections animales, de résidus industriels, d'effluents industriels et urbains ou de boues provenant de stations d'épuration.

1.6 Absorption par les plantes

L'absorption de l'azote par les cultures a pour conséquence de soustraire de l'azote minéral potentiellement lessivable. Elle a lieu à une période qui dépend principalement du cycle de la culture, de sa date de semis et du mode d'exploitation. Bien que les plantes puissent utiliser l'azote ammoniacal ou nitrique, l'absorption de l'azote nitrique est prédominante (Hébert, 1979). En général, une culture nécessite une disponibilité en azote de 200 à 250 kg N/ha/an. Dans le sud-ouest de la France, où se situe le bassin de la Charente, ces besoins se situent entre 200 et 400 kg N/ha/an (Hénin, 1980). Il existe deux façons d'aborder la modélisation de l'absorption de l'azote par les plantes: l'approche microscopique où l'on considère que les flux d'eau et d'azote se dirigent vers une seule racine, et l'approche macroscopique où l'on considère globalement toute la zone racinaire.

Dans l'approche microscopique on peut reconnaître deux types de modèles:

- * le taux d'absorption maintient la concentration des solutés à la surface de la racine à une valeur constante ou nulle;
- * le taux d'absorption varie en fonction de la concentration à la surface de la racine.

Cette approche nécessite un modèle de croissance des racines représentant l'absorption au cours du temps. Ce modèle est uniquement utilisé pour la simulation transitoire du transport des solutés dans le sol.

Dans l'approche macroscopique on distingue aussi deux types de modèles:

- * l'absorption de l'azote est reliée à l'absorption de l'eau;
- * l'absorption de l'azote est indépendante de l'absorption de l'eau.

1.7 Pertes par voie hydrique

Le ruissellement et l'écoulement subsuperficiel peuvent être des voies de pertes importantes de l'azote dans certains sols. Cependant, la perte la plus habituelle est le lessivage des nitrates vers les eaux souterraines.

L'entraînement des nitrates vers la nappe dépend principalement du stock de nitrates pendant la période de lessivage, de la capacité de rétention en eau, de l'importance du déficit en début de réhumectation et de la quantité d'eau infiltrée. Les nitrates se déplacent dans les sols suivant trois processus de transport: convection, diffusion et dispersion mécanique.

1.8 Facteurs principaux influençant le cycle de l'azote

On rappelle de façon sommaire les facteurs climatiques et agronomiques qui ont un impact considérable sur les phénomènes qui composent le cycle de l'azote. La température du sol s'avère très importante dans la minéralisation de l'azote organique. La dénitrification se produit rarement si la température est inférieure à 8°C (Germon et al., 1985). Pour Stanford et al. (1975), elle suit une loi du type $A^{10} = 2$ entre 15 et 35°C.

En ce qui concerne l'humidité du sol, le taux de minéralisation maximal se situe à proximité de la capacité au champ (80 à 90% du volume des pores rempli d'eau). Entre la capacité au champ et le point de flétrissement permanent, la vitesse de minéralisation décroît, tandis que l'augmentation de l'humidité peut provoquer une anaérobiose et activer

le processus de dénitrification. L'ensemble des pratiques agricoles influence de façon déterminante le cycle de l'azote: l'apport de fertilisants d'origine minérale peut provoquer l'augmentation de la teneur en azote; l'enfouissement des résidus peut provoquer une immobilisation de l'azote minéral (pailles) ou bien une minéralisation nette (résidus organiques riches en azote); la rotation des cultures peut modifier la dynamique de l'eau comme celle de l'azote.

1.9 La dynamique de l'azote dans une rivière

Les principaux processus biochimiques dans une rivière (figure 1.3) sont la nitrification de l'ammonium en nitrates et la réduction des nitrates en azote gazeux ou ammoniacal (dénitrification). On observe aussi l'assimilation de l'azote par les plantes, les algues et les micro-organismes aquatiques. Cet azote sera ensuite réintroduit dans le système lors de la décomposition de la matière organique.

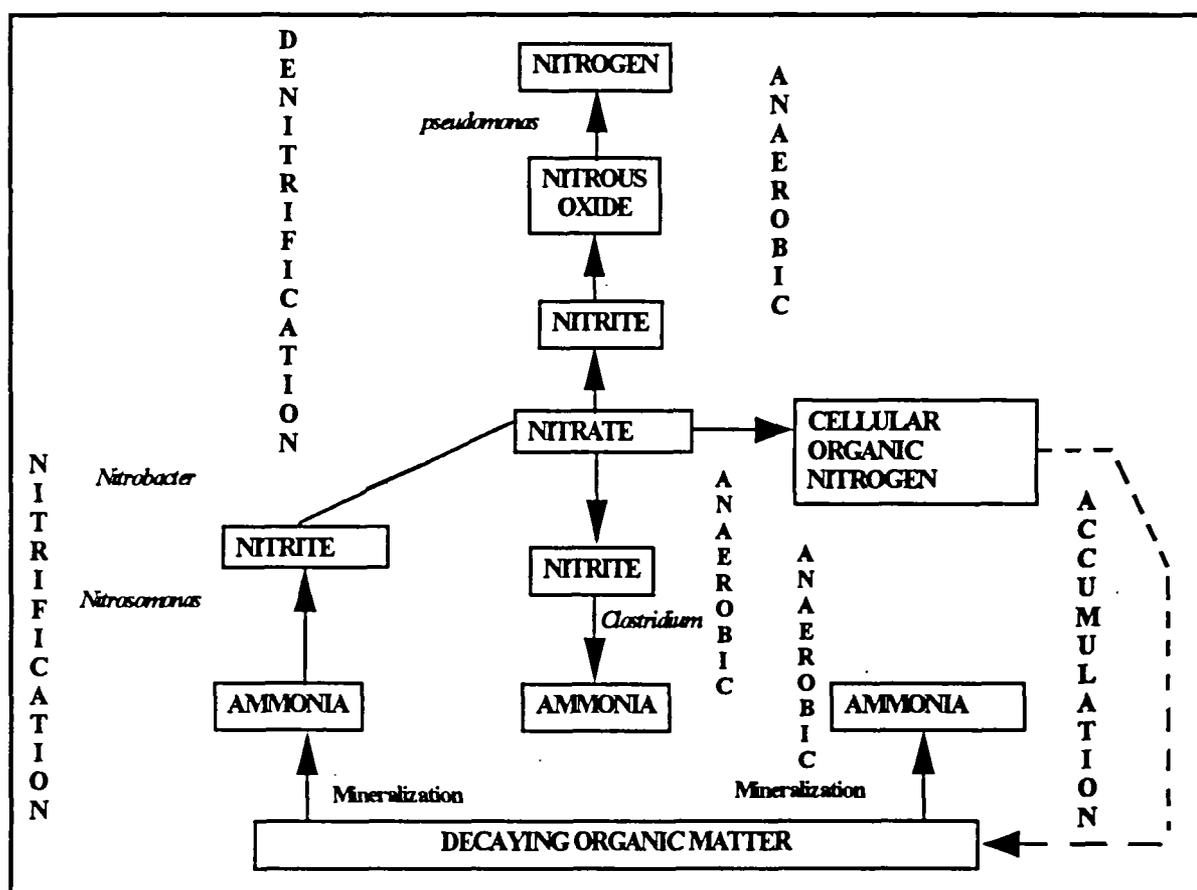
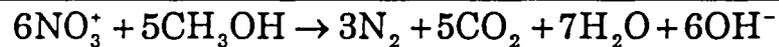


Figure 1.3 Dynamique de l'azote dans une rivière (Whitehead, 1984).

La réduction des nitrates est assurée, en anaérobiose, par des populations bactériennes très variées et grâce à deux mécanismes différents: réduction en NH_4^+ par des micro-organismes anaérobies ou facultatifs et dénitrification par des germes aérobies capables de se développer en anaérobiose en présence de nitrates ou de nitrites (Painter, 1977; Gorlenko et al., 1983; Tiedje, 1988).

La dénitrification dépend principalement de la concentration en oxygène dissous et, dans une moindre mesure, de la température et de la teneur en nitrates et en matière organique facilement dégradable (Knowless, 1982; Seitzinger, 1988). Le processus de dénitrification est représenté par la réaction suivante:



Dans les eaux douces, cette réaction nécessite une concentration en O_2 dissous inférieure à 0,2 mg/l. Elle est encore efficace pour des concentrations en nitrates faibles (10 $\mu\text{g N-NO}_3/\text{l}$). Cependant, on constate que jusqu'à 2 mg d'oxygène par litre d'eau, l'activité dénitrifiante n'est pas inhibée mais seulement réduite et qu'elle se poursuit même à des concentrations de 6 à 8 mg d' O_2/l .

L'interface *eau-sédiment* représente une zone d'échanges très active. Dans des eaux oxygénées, c'est le taux de diffusion des nitrates (nitrification et apports de la colonne d'eau) dans l'épaisseur des sédiments qui détermine l'activité dénitrifiante. En conditions normales, la dénitrification dans la colonne d'eau est peu active, voire inexistante.

A cause de la complexité du mécanisme du processus de dénitrification, on suppose généralement que cette réaction a une cinétique de premier ordre (O'Connor, 1976; cité par Whitehead, 1984). L'équation utilisée s'écrit donc:

$$\frac{\partial(N - \text{NO}_3)}{\partial t} = -u \frac{\partial(N - \text{NO}_3)}{\partial x} + D \frac{\partial^2(N - \text{NO}_3)}{\partial x^2} + k_2 \cdot (N - \text{NO}_2) - k_3 \cdot (N - \text{NO}_3)$$

avec:

$(N - \text{NO}_3)$: concentration en nitrates, en N

$(N - \text{NO}_2)$: concentration en nitrites, en N

u : vitesse d'écoulement

D : coefficient de dispersion

k_2 : taux de nitratisation

k_3 : taux de dénitrification

En général, on considère que la vitesse de dénitrification est fonction de la surface des sédiments, de la teneur en nitrates, de la concentration en oxygène et de la température de l'eau (Van Kessel, 1977; Toms, 1975; Billen, 1986). Cependant, la grande majorité des travaux réalisés dans ce domaine s'appuie sur des techniques issues de la microbiologie des sols et des expérimentations soit en laboratoire, soit in situ, principalement en eaux douces stagnantes (lacs, gravières) et en milieu marin.

D'après les travaux de Torre et al (1992), effectués sur deux types de sédiments différents sur la Charente, la vitesse de dénitrification à l'interface *eau-sédiment* est constante par unité de surface et ne dépend ni de la concentration en nitrates dans l'eau, ni de la température, ni de la nature plus ou moins organique du sédiment. Il s'avère, d'autre part, que la dénitrification dans la masse d'eau peut être considérée comme nulle.

1.10 Les modèles de simulation

1.10.1 Définition

La description exacte du mécanisme d'un phénomène naturel conduit à la représentation de systèmes complexes, dans le cas où l'on est capable de décrire toutes les relations qui le gouvernent et les facteurs mis en jeu. On désigne par modèle toute structure formalisée utilisée pour rendre compte d'un ensemble de phénomènes qui possèdent entre eux certaines relations (dictionnaire encyclopédique Larousse, 1989). Il est la représentation concrète ou abstraite d'une réalité physique, pour simuler son fonctionnement ou au moins son comportement (Roche, 1986). D'après le dictionnaire Robert, "*un modèle est la représentation simplifiée d'un processus, d'un système*". Au sens large, on définit un modèle par sa finalité, comme tout moyen permettant de raisonner sur un (ou des) phénomène (s) en faisant appel à des entités ou à des processus

élémentaires qui sont censés être à leur origine, ou qui permettent de les reconstituer par combinaisons ou assemblages (Jacquet, 1984; Delattre, 1979). La représentativité d'un modèle exprime la fidélité avec laquelle il établit les correspondances entre des éléments numériques et les éléments physiques naturels.

La modélisation procède toujours par simplification de la réalité; elle est donc nécessairement réductionniste de la complexité-naturelle et par extension, elle est imparfaite. Un modèle est une image de la réalité modélisée par oubli de nombreuses propriétés jugées non pertinentes pour les questions posées (Roche, 1988). Le choix des processus considérés comme élémentaires et la combinaison qui en est faite, dépendent, d'une part, des connaissances acquises antérieurement et d'autre part, des idées du modélisateur quant à l'origine des phénomènes; autrement dit de son imagination et de son intuition (Delattre, 1979). Par l'intermédiaire des modèles, on cherche donc une représentation simplifiée des principaux processus qui régissent le mécanisme que l'on veut décrire.

Un bassin versant, par exemple, peut être considéré comme un tout défini par un certain nombre de caractéristiques globales dont les variations ou la constance peuvent être observées et décrites dans diverses conditions d'environnement. Il peut aussi être vu comme constitué par l'air, la végétation, le sol, le sous-sol, la rivière, les lacs,..., liés entre eux par certaines relations ou fonctions.

1.10.2 Généralités

Les modèles sont très variés et les deux principales caractéristiques à préciser d'emblée sont le pas de temps (ou les pas de temps, si l'on différencie un pas de temps de fonctionnement, un pas de temps de calage et un pas de temps de contrôle et d'utilisation) et l'absence ou non de discrétisation spatiale (modèle global ou distribué: un modèle global traite le bassin versant comme une unité ponctuelle; un modèle distribué traite le bassin versant comme une juxtaposition spatiale de sous-modèles globaux entre lesquels s'effectuent des transferts). Les

qualités que l'on peut attendre d'un modèle sont nombreuses et l'on peut citer parmi d'autres (Michel, 1989):

- * **Précision** : il doit reconstituer au mieux les données observées.
- * **Robustesse** : il doit garder une précision acceptable même dans des conditions extrêmes.
- * **Généralité** : il doit être aussi valable pour les crues que pour les étiages.
- * **Universalité** : il doit pouvoir être utilisable pour des bassins versants très différents.
- * **Richesse** : il doit intégrer un grand nombre de caractéristiques permettant une grande différenciation des comportements d'un bassin à l'autre.
- * **Adaptabilité** : il doit avoir la possibilité d'être corrigé pour prendre en compte de nouvelles données sur le bassin modélisé.

Il est pratiquement impossible de satisfaire à tous ces critères en même temps. L'objectif de l'utilisateur du modèle définira donc ceux qu'il faudra privilégier par rapport aux autres.

1.10.3 Classification des modèles hydrologiques

Il existe dans la littérature d'innombrables essais de classification des modèles mathématiques utilisés dans les sciences de l'eau. Nous avons repris la classification de Kauark Leite (1990), qui résume, en trois groupes, les différentes autres classifications existant dans la littérature.

1.10.3.1 Modèles mécanistes

Les modèles mécanistes décrivent le plus fidèlement possible les mécanismes internes du système, se basant sur les lois de la physique et sur une parfaite connaissance de la structure du système. En théorie, ce type de modèle ne nécessite pas de calage car tous les paramètres sont censés être mesurables.

En hydrologie, on est encore loin d'une théorie causale adéquate des processus hydrologiques. Même dans les secteurs relativement réduits, où l'on dispose de modèles mécanistes qui représentent bien le comportement du système, certains paramètres ne sont pas directement mesurables sur le terrain (coefficient de Strickler dans les équations de Saint-Venant, conductivité hydraulique dans la loi de Darcy). Parmi les modèles délibérément mécanistes on peut citer le modèle SHE (Système Hydrologique Européen) et, comme modèle simplifié mais conservant les notions de topographie et de conductivité, le modèle TOP-MODEL.

1.10.3.2 Modèles empiriques

Les modèles empiriques ne font pas référence aux processus internes du système et se contentent d'établir des relations directes entre les variables de forçage et les variables de sortie. Cependant, des interprétations physiques peuvent parfois être données aux paramètres de ces modèles. Parmi les modèles empiriques on peut citer celui utilisé par Miller et Wolfe (1978) sur le bassin de San Joaquin (Californie) et celui utilisé par Belamie (1983) sur le bassin de Mélarchez (Seine-et-Marne, France).

1.10.3.3 Modèles conceptuels

Quand la structure du système et les lois qui le régissent sont inconnues ou quand la mise en oeuvre d'un modèle mécaniste devient trop compliquée (en raison d'un côté, de l'incertitude et de la pauvreté des informations et de l'autre, de la complexité des phénomènes lors de l'application en grandeur nature), on fait une simplification du comportement du système. Les modèles conceptuels constituent un cas intermédiaire entre les modèles mécanistes et les modèles empiriques. Ils intègrent des facteurs complexes en essayant de décrire le comportement du système par une représentation plus simple qui, quoiqu'inspirée par les processus réels, est dépourvue de réalité physique. Certaines études cherchent à mettre en évidence une interprétation physique des paramètres de ces modèles (Makhlouf, 1991). Parmi les modèles conceptuels, on peut citer ACTMO, SPNM, ARM, CREAMS, HSPF et BICHE.

1.10.4 Modèles de transfert d'azote sur un bassin versant

La brève revue bibliographique qui suit n'a pas la prétention d'être exhaustive. Elle est focalisée sur les modèles de bassins versants ayant une composante sol (liée à un modèle pluie-débit) et omet les modèles uniquement "cours d'eau" et les modèles très "physiques".

1.10.4.1 Modèle ACTMO: Agricultural Chemical Transport Model

C'est l'un des premiers modèles de simulation conceptuelle. Il a été développé par le *Agricultural Research Service* du *U.S. Department of Agriculture* (USDA). Son objectif principal est de prévoir la concentration d'une substance chimique dissoute ou particulaire à l'exutoire d'un bassin versant et aussi de prévoir la localisation et la concentration de la substance lessivée dans la zone saturée du bassin. Le modèle est constitué de trois sous-modèles: hydrologie, érosion et chimie. Il n'est pas applicable à des grands bassins car la taille est limitée par l'hypothèse de distribution uniforme de la pluie et la nécessité de discrétisation spatiale.

Modèle hydrologique

Le modèle hydrologique utilisé est le USDAHL-74. L'unité de base est la "zone", constituée par un groupe de champs qui ont des caractéristiques homogènes. Le modèle calcule pour chaque "zone" le ruissellement, l'infiltration, l'évapotranspiration (ETP), l'évaporation du sol, les écoulements subsuperficiel et souterrain, la percolation, l'humidité du sol dans chaque couche de sol (bilan de l'infiltration), l'évaporation et la percolation vers les couches inférieures.

Modèle chimique

Le modèle chimique décrit le transport d'une substance chimique sur le bassin versant à partir d'une seule application sur le sol.

Processus simulés :

- * adsorption – désorption entre les phases solide et liquide du sol
- * dégradation (cinétique de premier ordre)
- * transport (lessivage, ruissellement, érosion)
- * mouvement et transformation de l'azote

Variables de forçage :

- * pluie horaire
- * température moyenne hebdomadaire
- * évaporation sur bac moyenne hebdomadaire
- * occupation du sol
- * mode de fertilisation

Couplage hydrologie/chimie : mélange parfait dans les couches.

Remarques

Le modèle hydrologique requiert environ 80 paramètres et le modèle chimique 10 (pour une substance). Le modèle érosion et le modèle chimique ont été très peu appliqués. Il s'agit d'un modèle qui travaille avec des données de pluie à pas de temps horaire. La discrétisation du bassin avait comme but principal le suivi des déplacements des polluants selon deux directions.

1.10.4.2 Modèle BICHE : Bilan Chimique des Eaux (BRGM)

Il s'agit d'un modèle ayant comme objectif la simulation en continu de l'évolution des concentrations en nitrates à l'exutoire d'un bassin versant ou à un point d'une nappe phréatique. C'est un modèle global qui considère que les réponses du modèle sont homogènes dans tout le bassin. Le modèle est constitué de deux sous-modèles: hydrologique et chimique. Par sa structure, il ne semble pas être adapté pour simuler le transport de polluants par ruissellement et il n'a jamais été appliqué sur des eaux superficielles.

Modèle hydrologique

Pour la simulation hydrologique, le modèle GARDENIA, modèle à réservoirs qui réalise un bilan entre pluie et évapotranspiration, a été utilisé pour calculer le débit à l'exutoire d'un bassin (écoulement rapide et écoulement souterrain).

Modèle chimique

Le modèle chimique est un modèle à réservoirs identique au modèle GARDENIA dans lequel on effectue, à chaque pas de temps, un bilan des apports, des consommations et des transferts de nitrates.

Processus simulés :

- * bilan des quantités de nitrates
- * adsorption - désorption de l'ammonium
- * prélèvement par les plantes
- * transformations biochimiques internes (minéralisation, réorganisation, nitrification)

Couplage hydrologie/chimie : prise en compte d'une phase d'eau libre et d'une phase d'eau mobile.

Variables de forçage :

- * pluies mensuelles
- * ETP potentielle
- * apports de fertilisants
- * besoins en nitrates des plantes
- * minéralisation du sol
- * libération des nitrates (résidus végétaux)

Les paramètres du modèle sont calés à partir des données de débit et de concentration à l'exutoire. Trois coefficients globaux de correction ont été introduits en raison des imprécisions dans la détermination des variables agronomiques (épandage des fertilisants, besoins des cultures, minéralisation).

1.10.4.3 Modèle HSPF : Hydrological Simulation Program-Fortran

Le modèle HSPF a été développé par *Environmental Research Laboratory (U.S. Environmental Protection Agency)*. Le modèle a, comme objectif principal, la simulation du cycle hydrologique et du transport des sédiments, nutriments, pesticides et sels solubles dans des bassins versants. Il est applicable à des grands bassins versants et peut prendre en compte des sources ponctuelles de pollution. Le modèle est divisé en trois modules d'applications pour simuler le transport de l'eau et des polluants sur les segments perméables (PERLND), imperméables (IMPLND) et dans le réseau hydrographique (RCHRES).

Module PERLND

Ce module simule le ruissellement, l'écoulement subsuperficiel et l'écoulement souterrain. Les processus pris en compte sont l'immobilisation, la minéralisation, la nitrification, la dénitrification, l'absorption par les plantes et l'adsorption - désorption (cinétiques de réaction de premier ordre).

Couplage hydrologie/chimie : ruissellement et lessivage après mélange parfait.

Module RCHRES

Ce module effectue la simulation des phénomènes dans un bief de la rivière. La propagation hydraulique est réalisée par la méthode de l'onde cinématique. Les transformations chimiques internes sont prises en compte.

Variables de forçage :

- * intensité de la pluie
- * ETP potentielle journalière
- * température journalière de l'air
- * vitesse du vent
- * radiation solaire
- * température journalière au point de rosée
- * nébulosité
- * données agronomiques

1.10.4.4 Modèle ARM : Agricultural Runoff Management Model

Il s'agit d'un modèle global développé par le *U. S. Environmental Protection Agency* (EPA) pour estimer le mouvement et la dégradation des polluants dans des petits bassins versants (maximum 5 km²). Pour représenter spatialement le bassin versant, ce modèle peut diviser la surface du bassin en cinq types d'occupation de sol, mais n'a pas de fonction de transfert dans le réseau hydrologique.

Modèle hydrologique

Le modèle hydrologique (Stanford Watershed Model, SWM) simule le ruissellement, l'écoulement subsuperficiel, l'écoulement souterrain et l'humidité du sol en représentant les processus d'interception, d'infiltration, de percolation, d'ETP, d'accumulation et de fonte de neige.

Modèle nutriments

Processus simulés : immobilisation, minéralisation, nitrification, dénitrification, absorption par les plantes et adsorption – désorption. Le modèle considère que les cinétiques de réaction des processus simulés sont de premier ordre.

Couplage hydrologie/chimie : ruissellement et lessivage après mélange parfait.

Variables de forçage :

- * pluie (pas de temps de 5 à 15 minutes)
- * ETP potentielle journalière
- * température de l'air journalière (maximale -minimale)
- * vitesse du vent
- * radiation solaire
- * température journalière au point de rosée

Par ailleurs, les concentrations de nutriments dans le sol doivent être connues pour ajuster les taux de transformation et les facteurs de lessivage.

1.10.4.5 Modèle SPNM : Sediment-Phosphorus-Nitrogen Model

Ce modèle a été développé par le *Texas Water Resources Institut (Université de Texas)* en collaboration avec le *U.S. Department of Agriculture* pour simuler les contributions de l'agriculture à la pollution de l'eau. Son objectif est de prévoir les pertes de sols, d'azote et de phosphore pour des grands bassins versants (<2500 km²). Pour son application, le bassin doit être divisé en sous-bassins plus ou moins homogènes.

Modèle hydrologique

Le modèle hydrologique utilisé est le SCSCN (soil conservation service curve number). Le débit de pointe et l'écoulement subsuperficiel sont calculés par la méthode HYMO.

Modèle azote

Ce modèle prend en compte l'immobilisation, la minéralisation, la dénitrification, la fertilisation et l'absorption par les plantes.

Couplage hydrologie/chimie : ruissellement par mélange de la pluie et de la couche superficielle, lessivage par mélange parfait.

Dans le réseau hydrographique on considère que les nitrates se comportent comme une substance conservative. Une forme particulière de l'azote est prise en compte.

Variables de forçage :

- * pluie journalière
- * température moyenne mensuelle
- * indice climatique (ETP potentielle)

Les auteurs signalent qu'une validation des constantes de minéralisation, d'immobilisation et de dénitrification peut améliorer les résultats du modèle azote, mais cette validation n'a pas été effectuée.

1.10.4.6 Modèle CREAMS : Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems

Ce modèle conceptuel global semi-distribué a été développé par le *U.S. Department of Agriculture*. Son objectif est de prévoir l'impact des changements de pratiques culturales à l'échelle du champ. Il est constitué de trois sous-modèles : hydrologie, érosion, chimie.

Modèle hydrologique

Le modèle hydrologique calcule le ruissellement, le débit de pointe, l'infiltration, l'ETP, l'humidité du sol et la percolation (pas de temps journalier).

Modèle chimique

Le modèle prévoit les pertes d'azote. La perte d'azote particulière est fonction de la perte de sédiments, de la concentration des nutriments dans le sol et du taux d'enrichissement en azote. Le modèle suppose que seule une couche superficielle arbitraire de 10 mm d'épaisseur est active dans le transport des polluants dissous par ruissellement. La perte de nitrates par lessivage est fonction de la quantité d'eau percolée prévue par le modèle hydrologique et de la concentration en nitrates dans l'eau du sol. Le modèle simule les transformations biochimiques de l'azote dans le sol en prenant en compte les processus de minéralisation, d'absorption par les plantes et de dénitrification.

Variables de forçage :

- * pluie journalière
- * température moyenne mensuelle
- * radiation solaire moyenne journalière
- * apports de fertilisants
- * apports météoriques

Remarques

Le modèle n'accepte aucun apport ponctuel important, les processus de transfert et de transformation des polluants dans les cours d'eau doivent être négligeables et le modèle ne considère pas les transformations biogéochimiques dans le système hydrographique.

1.10.4.7 Modèle "Bassin Versant" (Prat)

Ce modèle a été développé à l'*Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse* (1982) pour simuler le devenir de l'azote sur les versants et le transport à l'exutoire, dans le cas d'un bassin comportant plusieurs types de cultures. Il est constitué de quatre sous-modèles: hydrologie, transformations biochimiques, absorption par les plantes et transports des nitrates. Le modèle a été calé seulement sur une année pour deux bassins versants: le bassin du Vermeil (7 km²) et le bassin du Girou (520 km²).

Modèle hydrologique

Il s'agit d'un modèle global à réservoirs qui fournit le ruissellement, l'écoulement subsuperficiel et l'écoulement souterrain à un pas de temps journalier (modèle CREC).

Modèle de transformations biochimiques

Il simule les transferts entre les différentes formes de l'azote dans le sol. Les processus de transformation considérés sont la nitrification, la dénitrification, l'immobilisation et l'échange ionique de l'ammoniaque (on considère que tous les processus ont une cinétique de réaction de premier ordre).

Modèle de transport des nitrates

On considère les nitrates comme des substances conservatives jusqu'à l'exutoire du bassin. De plus, la concentration de l'eau de ruissellement est égale à la concentration de la pluie (crues d'été) et proportionnelle à la concentration de la zone non saturée (crues d'hiver).

Variables de forçage :

- * pluie journalière
- * ETP journalière
- * température de l'air
- * température du sol
- * concentration en nitrates de la pluie
- * données agronomiques

1.10.4.8 Modèle MORELN (CIG - Ecole des Mines)

Le modèle MORELN (Geng, 1988) simule principalement le flux de nitrates lessivés vers les nappes phréatiques, mais il permet également de simuler les flux de nitrates à l'exutoire d'un bassin versant. Le couplage du modèle avec un modèle de migration de nitrates dans les aquifères permettrait la représentation de l'ensemble des processus de transfert de nitrates par les eaux superficielles et souterraines. Le support hydrologique est le modèle de GIRARD, modèle distribué. Il a été appliqué à différentes échelles (parcelle, bassin versant, nappe). La partie "transformations des nitrates" comprend les processus suivants:

adsorption de l'ammonium, absorption des nitrates par les plantes, ammonification, nitrification, dénitrification et réorganisation (cinétiques de réaction de premier ordre). Les transferts de nitrates dans les autres réservoirs sont considérés conservatifs et s'effectuent par mélange parfait.

1.10.4.9 Modèle GR3-Nitrates (Cemagref)

Le modèle GR3-Nitrates est un modèle de transfert des nitrates à l'échelle de bassin versant qui porte essentiellement sur la concentration à l'exutoire du bassin. Il intègre la production de nitrates sur des bassins amont et la propagation dans la rivière. Le modèle hydrologique est GR3, complété par un réservoir souterrain et par des propagations dans des biefs, ce qui en fait une version semi-distribuée.

Le modèle de transformation des nitrates est une simplification du modèle "Bassin Versant". Le lessivage est forcé par une variable du modèle hydrologique et affranchi de la condition de concentration d'équilibre. Il existe un module de dénitrification dans la rivière qui provient du modèle de Whitehead (1984) sur la Tamise.

Conclusion

Le tableau 1.1 présente les caractéristiques générales des modèles de transfert d'azote sur un bassin versant présentés ci-dessus.

Les transformations chimiques sont sensiblement identiques dans tous les modèles, avec plus ou moins de simplifications. Les modèles les plus élaborés prennent en compte la dynamique des populations bactériennes. Ils sont rarement utilisés dans des bassins versants et se limitent soit au sol dans une vision agronomique, soit aux cours d'eau (travaux de G. Billen à l'Université Libre de Bruxelles). Les modèles hydrologiques se différencient selon le nombre de processus pris en compte et selon les zonations spatiales verticale et horizontale. La prise en compte du ruissellement peut être importante lorsqu'on s'intéresse aux matières en suspension ou au phosphore.

Modèle Origine	superficie d'application	pas de temps	modèle pluie-débit	remarques	Couplage	remarques modèle nitrates	validation/ utilisation
ACTMO USDA	petits B.V.	heure	USDAHL-74 distribué	3 zones 80 paramètres	mélange parfait	10 paramètres	très peu utilisé
BICHE BRGM	nappes, exutoires B.V.	1-5-30 jours	GARDENIA global	3 - 4 réservoirs 4 à 10 paramètres	phases d'eau libre et mobile	6 paramètres	pas de validation connue (France)
HSPF EPA	B.V. de 52 à 7240 km ²	5 min - jour	SWM distribué	6 réservoirs 16 paramètres dont 7 par calage	mélange parfait	15 paramètres	Four Mile Creek, Iowa (USA)
ARM EPA	B.V. < 5km ²	5 à 15 min	SWM global	6 réservoirs 16 paramètres dont 7 par calage	mélange parfait	7 paramètres pas de transfert vers réseau hydrographique	2 B.V. aux USA 17 mois (calage)
SPNM USDA-TWRI	B.V. < 2500km ²	jour	SCSCN distribué	2 réservoirs variation continue des "curve number"	mélange parfait	calibration des cinétiques de réaction conservatif en réseau	pas de validation du modèle azote
CREAMS USDA	petits B.V. champs	jour	SCSCN distribué	2 réservoirs 19 paramètres	mélange parfait	29 paramètres (caract. du bassin)	pas d'étude approfondie de validation
Bassin versant Prat	7 - 520 km ²	jour	CREC global	3 réservoirs 10 paramètres	mélange parfait	2 paramètres conservatif en réseau	2 B.V. : Vermeil et Girou (France)
MORELN CIG	parcelles, B.V., nappes	jour	GIRARD distribué	4 réservoirs 11 paramètres	mélange parfait	9 paramètres	Nœ-Sèche (France) calage : une année
GR3-Nitrates Cemagref	parcelles ≈ 20 ha B.V. < 10000km ²	jour	GR3 semi-distribué	3 réservoirs 5 paramètres	mélange parfait	5 paramètres dénitrif. en rivière	Mélarchez, Auradé, Charente (15 ans)

Tableau 1.1 Caractéristiques principales des modèles conceptuels de transfert d'azote sur un bassin versant.

L'absorption par les plantes présente des variantes dans la liaison flux de l'eau/flux de nitrates. La présence d'un module de dénitrification en rivière est un critère important lorsqu'il s'agit d'un bassin versant de superficie importante. Le couplage des transferts d'eau et de solutés est la partie la plus délicate. Les tentatives d'amélioration se portent vers la prise en compte de deux phases d'eau (libre et non libre) ou d'une double porosité.

Malgré le nombre croissant d'application des modèles de simulation de transfert de nitrates, la phase de validation se résume dans la totalité des cas à la comparaison graphique entre les valeurs observées (généralement pas très nombreuses) et les valeurs simulées par le modèle. On se donne même rarement les moyens de séparer une période de calage et une période de validation comme c'est l'usage dans les modèles pluie-débit. Ce type de validation (même sur une période différente) est insuffisant pour établir une quelconque preuve des hypothèses utilisées dans le modèle et attire, sur les modèles utilisés en Sciences de la Terre, un reproche général (Oreskes et al, 1994) peut-être excessif et fondé sur une interprétation trop stricte de la vérification et de la validation. Cette validation restreinte est peu pratiquée en ce qui concerne les modèles de nitrates, en raison principalement du manque de données expérimentales capables de vérifier fidèlement les représentations utilisées (Kauark-Leite, 1990).

Il faudrait d'ailleurs disposer de séries de données sur des variables d'état du système et pas seulement sur ses sorties finales afin de pouvoir valider le réalisme physique de la représentation des processus modélisés.

Une alternative pour renfoncer la crédibilité d'un modèle est de l'utiliser sur un grand nombre de sites. Là encore, le palmarès des modèles de nitrates est assez restreint, d'où pratiquement la nécessité de valider un tel modèle sur tout nouveau site d'application et de suspecter tout résultat non confronté à des données observées.

CHAPITRE 2
PRESENTATION DU SITE D'ETUDE :
LE BASSIN DE LA CHARENTE

CHAPITRE 2

PRESENTATION DU SITE D'ETUDE : LE BASSIN DE LA CHARENTE

2.1 Généralités

Le bassin versant de la Charente est un bassin côtier d'une superficie de 9307 km², drainé par un fleuve de 350 km de longueur qui se déverse dans la baie de Marennes-Oléron (figure 2.1).

Le bassin est situé dans la région Poitou-Charentes (46° Lat N, 0° Long), essentiellement sur les départements de la Charente (45%) et de la Charente-Maritime (36%). Le reste de la surface occupe les départements voisins de la Vienne, des Deux-Sèvres, de la Dordogne et de la Haute-Vienne.

Le point culminant du bassin se situe à une altitude de 496 m (sur la commune de Nontron, Dordogne). L'altitude moyenne du bassin est faible. Dans le secteur de Saint Saviol la pente diminue fortement (0,5/1000, figure 2.2) et des méandres apparaissent. Entre Mansle et Angoulême la pente s'adoucit encore (0,1/1000) et le lit prend une forme anastomosée, ensuite elle reprend une valeur plus élevée entre Angoulême et Cognac (0,4/1000), pour redevenir très faible entre Cognac et l'estuaire (0,06/1000).

Le bassin a été divisé en 25 sous-secteurs, numérotés d'amont en aval selon une classification définie par la Mission Technique "Adour-Garonne" (figure 2.3). Le bassin a une vocation essentiellement rurale: la surface agricole utilisée (SAU) représente environ 70% de la totalité du bassin. Les principales villes sont Angoulême (52000 hab.), Rochefort (29000 hab.), Saintes (28000 hab.), Cognac (22000 hab.) et Saint Jean d'Angely (10500 hab.).

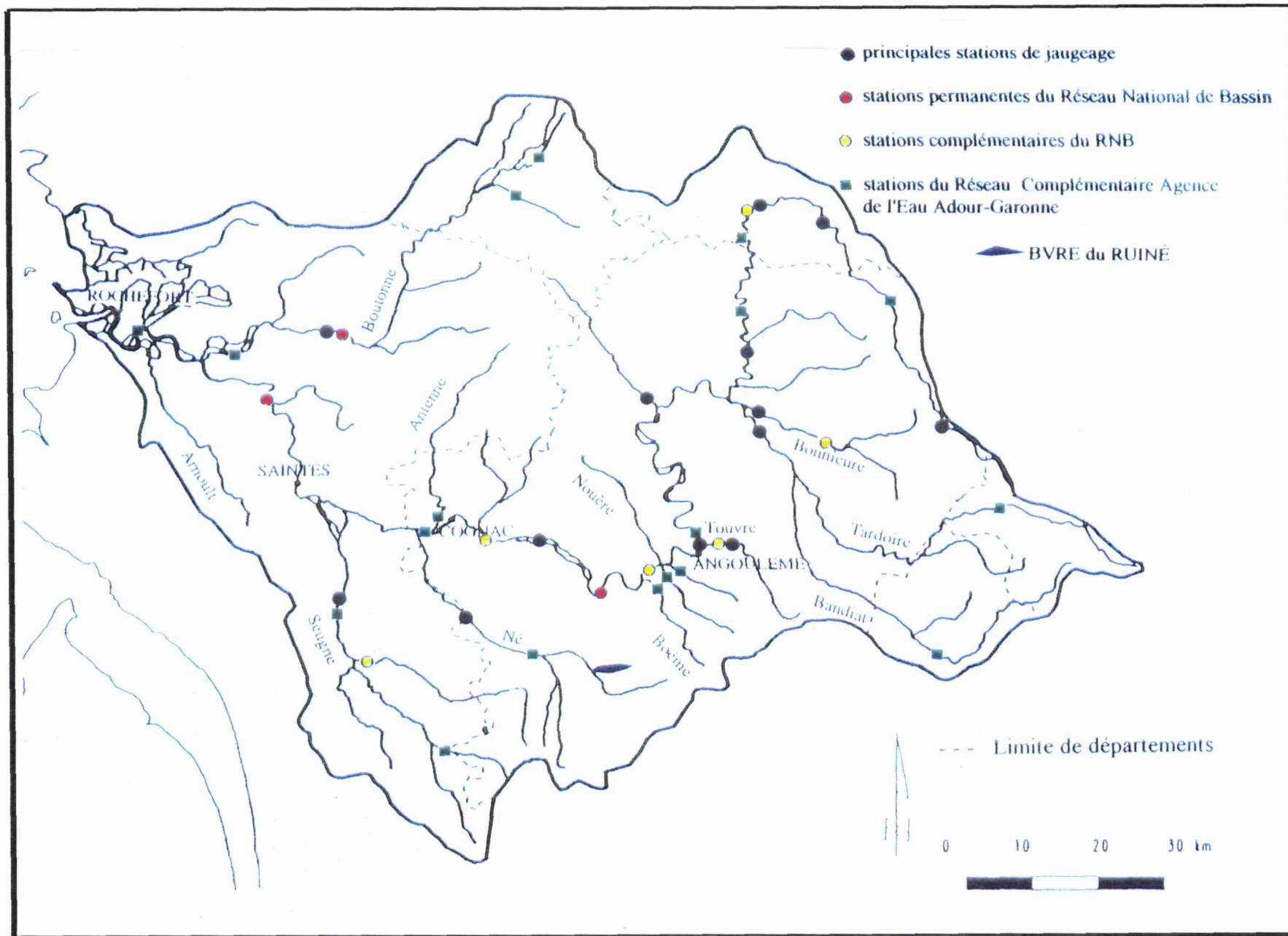


Figure 2.1 Réseaux de suivi du bassin versant de la Charente

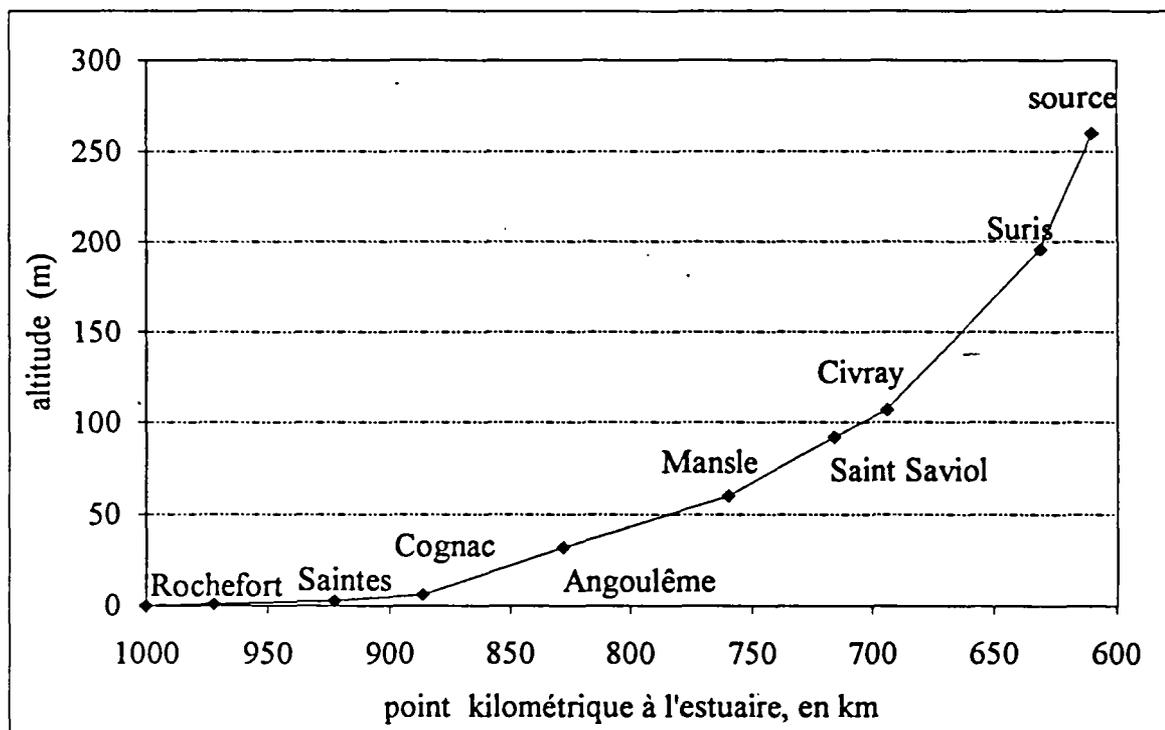


Figure 2.2 Profil des pentes de la Charente.

2.2 Climat

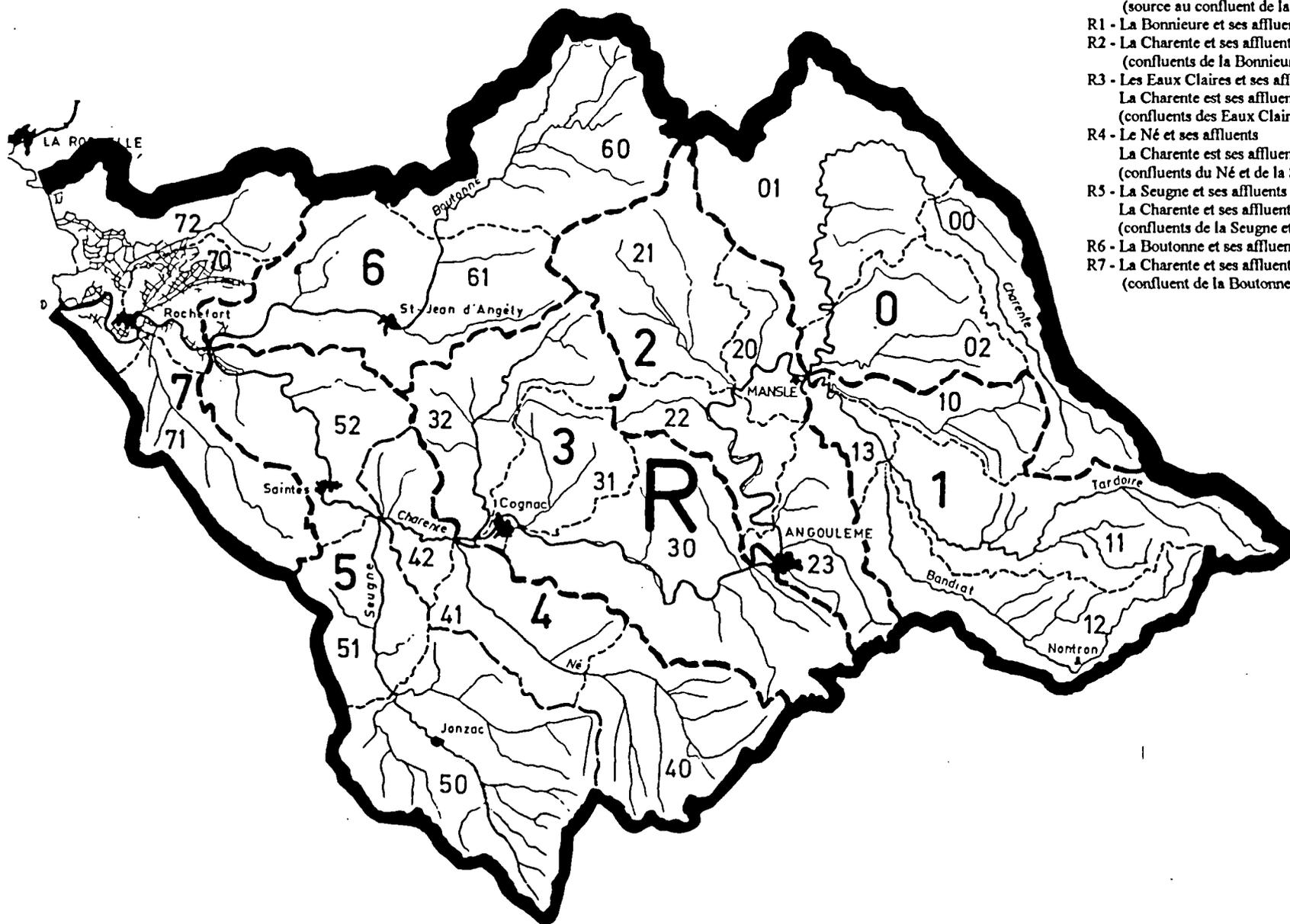
Le climat du bassin de la Charente est de type océanique humide. Il s'explique par la proximité de la mer (aucun point du bassin n'est éloigné de plus de 170 km du littoral) et par la faible altitude.

2.3 Température

On présente sur le tableau 2.1 les températures moyennes mensuelles observées sur la Charente et la Charente-Maritime. Les différences de températures entre les deux départements sont négligeables, surtout pendant l'été. Pendant l'hiver, la proximité de la mer adoucit légèrement les températures en Charente-Maritime.

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Moy
Ch.	4,6	6,2	7,7	10,4	13,8	17,2	19,4	19,1	16,8	12,8	7,7	4,9	11,7
Ch.M.	5,5	6,4	8,6	10,9	14,2	17,3	19,3	19,2	17,3	13,4	8,7	6,4	12,3

Tableau 2.1 Températures moyennes mensuelles en °C



- R0 - La Charente et ses affluents
(source au confluent de la Bonnicure)
- R1 - La Bonnicure et ses affluents
- R2 - La Charente et ses affluents
(confluents de la Bonnicure et des Eaux Claires)
- R3 - Les Eaux Claires et ses affluents
La Charente est ses affluents
(confluents des Eaux Claires et du Né)
- R4 - Le Né et ses affluents
La Charente est ses affluents
(confluents du Né et de la Seugne)
- R5 - La Seugne et ses affluents
La Charente et ses affluents
(confluents de la Seugne et de la Boutonne)
- R6 - La Boutonne et ses affluents
- R7 - La Charente et ses affluents
(confluent de la Boutonne et l'Océan)

2.4 Pluviométrie

D'après les moyennes pluviométriques des départements de la Charente et de la Charente-Maritime (tableau 2.2), on constate deux périodes bien distinctes:

- * une période de forte pluviométrie de septembre à mars;
- * une période relativement sèche d'avril à août.

Le département de la Charente est légèrement plus humide que celui de la Charente-Maritime. Les écarts entre les deux départements sont surtout visibles les mois de mars, avril, et mai. Au niveau du bassin versant, on observe un gradient pluviométrique croissant d'Ouest en Est. La durée d'insolation moyenne est de 2000 heures/an, valeur relativement élevée pour la France. L'évapotranspiration potentielle (ETP Penman) annuelle est de 806 mm à Cognac (Charente) et de 848 mm à La Rochelle (Charente-Maritime), dont 650 mm entre avril et septembre, ce qui classe cette région dans les zones de forte évapotranspiration estivale. On présente les évaporations mensuelles moyennes dans le tableau 2.2.

	Charente		Charente-Maritime	
	Pluviométrie (1961-1985)	ETP (1961-1980)	Pluviométrie (1951-1980)	ETP (1961-1980)
Janvier	89,7	15,9	87,2	16,3
Février	74,7	24,6	72,3	22,9
Mars	75,5	51,2	60,9	49,6
Avril	63,7	77,5	50,4	80,1
Mai	86,8	108,6	57,5	114,7
Juin	49,5	127,8	47,3	138
Juillet	45,1	140,6	40,8	148,7
Août	53,7	115,6	57,2	124,2
Septembre	70,5	74,6	69,4	79,1
Octobre	70,4	38,3	75,5	39,9
Novembre	91,5	18,0	94,0	19,6
Décembre	94,2	13,8	92,6	15,8
Total ann.	863,5	806,5	805,0	848,5

Tableau 2.2 Pluviométrie et évapotranspiration mensuelles moyennes, en mm

Dans le tableau 2.3 on présente la pluviométrie annuelle des deux départements pour la période 1975-1989. On observe quatre années où les précipitations sont inférieures à la moyenne du bassin: 1975, 1976, 1987 et 1989. Ce déficit est particulièrement important pour 1989. Nous présentons dans le même tableau le bilan hydrique (BH), en nous référant à la valeur de l'ETP annuelle à Cognac pour le bilan hydrique du bassin versant.

Année	Charente		Charente-Maritime		Bassin Versant	
	Pluvio.	BH	Pluvio.	BH	Pluvio.	BH
1975	-	-	748	-100	-	-
1976	795	-11	774	-74	785	-21
1977	961	155	947	99	944	138
1978	851	45	782	-66	817	11
1979	1016	210	806	-42	911	105
1980	766	40	864	16	815	9
1981	992	186	840	-8	916	110
1982	1015	209	867	19	991	185
1983	862	56	1223	375	1043	237
1984	943	137	744	-104	844	38
1985	766	-40	908	60	837	31
1986	988	182	802	-46	895	89
1987	868	62	684	-164	776	-30
1988	1007	201	1104	256	1055	249
1989	671	-135	524	-324	597	-209
1990	806	-139	948	3	877	-68

Tableau 2.3 Pluviométrie et bilan hydrique annuels, en mm

2.5 Géologie et pédologie

On observe deux grands types de substratum géologique (figure 2.4):

- * une zone de roches métamorphosiques et plutoniques (le socle granitique n'est apparent qu'en amont du bassin);
- * une zone de roches sédimentaires à l'ouest, constituées par une série de calcaires jurassiques et crétacés.

Il existe un karst important (environ 500 km²) entre Angoulême et la marge Ouest du Massif Central: le karst de La Rochefoucauld. Il est alimenté en eau par les pertes de la Tardoire et du Bandiat, affluents de la rive gauche de la Charente. Les résurgences de ce karst donnent naissance à la Touvre.

Pendant le Secondaire, les mers venues du Sud-Est ont recouvert le bord Sud-Ouest du Massif Central en déposant successivement:

- des grès et marnes infraliasiques du Rhétien;
- des grès et calcaires liasiques;
- des calcaires durs du Jurassique moyen;
- des calcaires marneux du Jurassique supérieur (G. Callot, 1970).

A la fin de cette période, des phases de mouvements tectoniques provoquent l'émersion de la plate-forme Nord-Aquitaine suivie d'une érosion intense. Cette émersion a pu favoriser les processus de karstification, principalement dans la région de la Tardoire et du Bandiat. A la fin de l'Oligocène, les fleuves qui descendent du Massif Central déposent une ceinture de matériaux rutilants, sableux et argileux, résidus d'une altération des roches cristallines.

Pendant l'ère Quaternaire, toutes les formations superficielles subissent une intense érosion. En bordure des principaux cours d'eau, un alluvionnement se produit, édifiant des terrasses fluviatiles. Sur les calcaires marneux aux époques périglaciaires, s'accumulent des dépôts issus des pentes (grèzes).

La majeure partie du sous-sol du bassin est constituée de calcaires crétacés et de calcaires karstiques, lesquels contiennent des réserves en eau souterraine importantes. Les autres formations sont peu représentées et sont dépourvues de réservoirs aquifères. Ces formations géologiques ont évolué et ont donné naissance aux grands types de sols rencontrés sur le bassin de la Charente (figure 2.5).

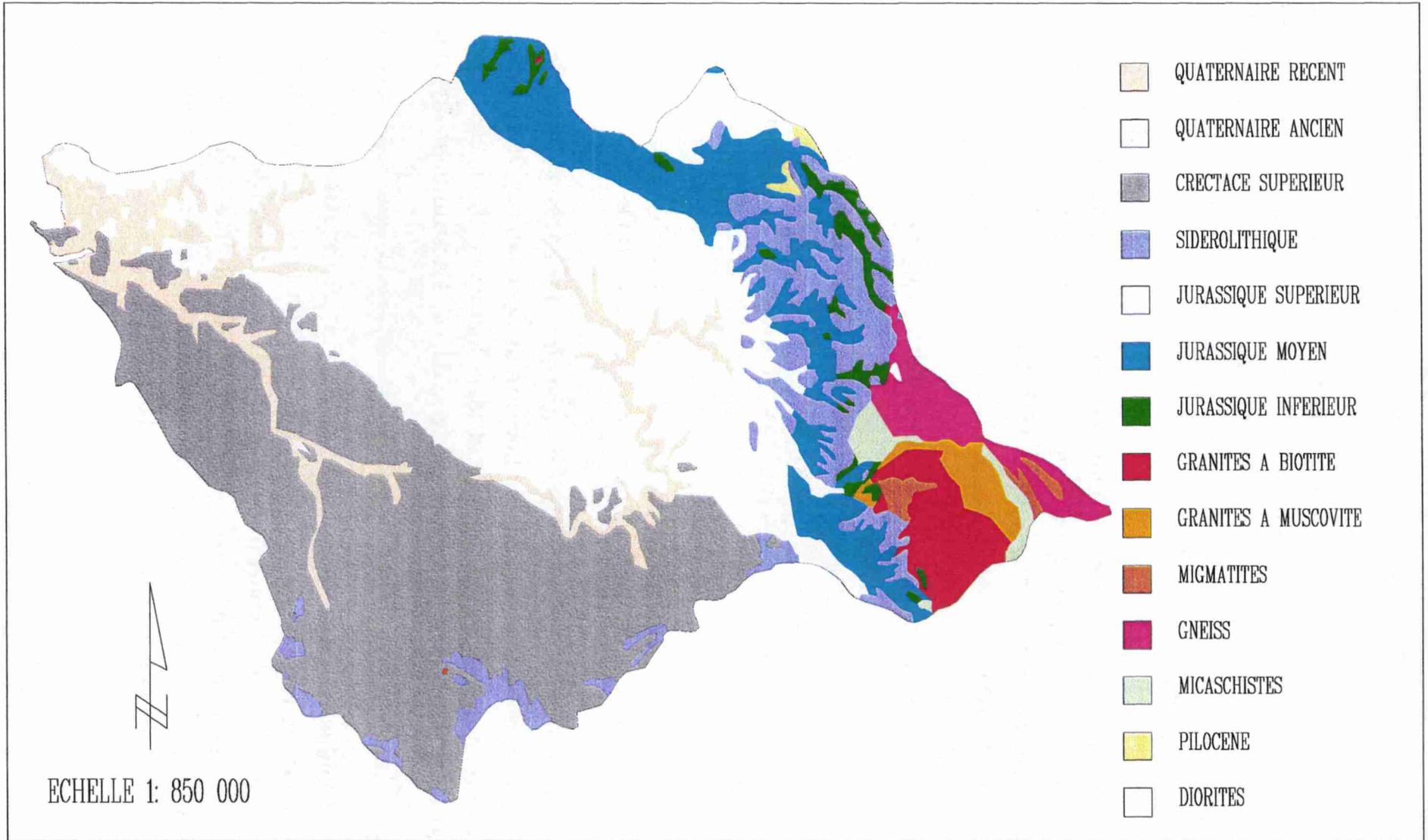


Figure 2.4 Géologie du bassin de la Charente.

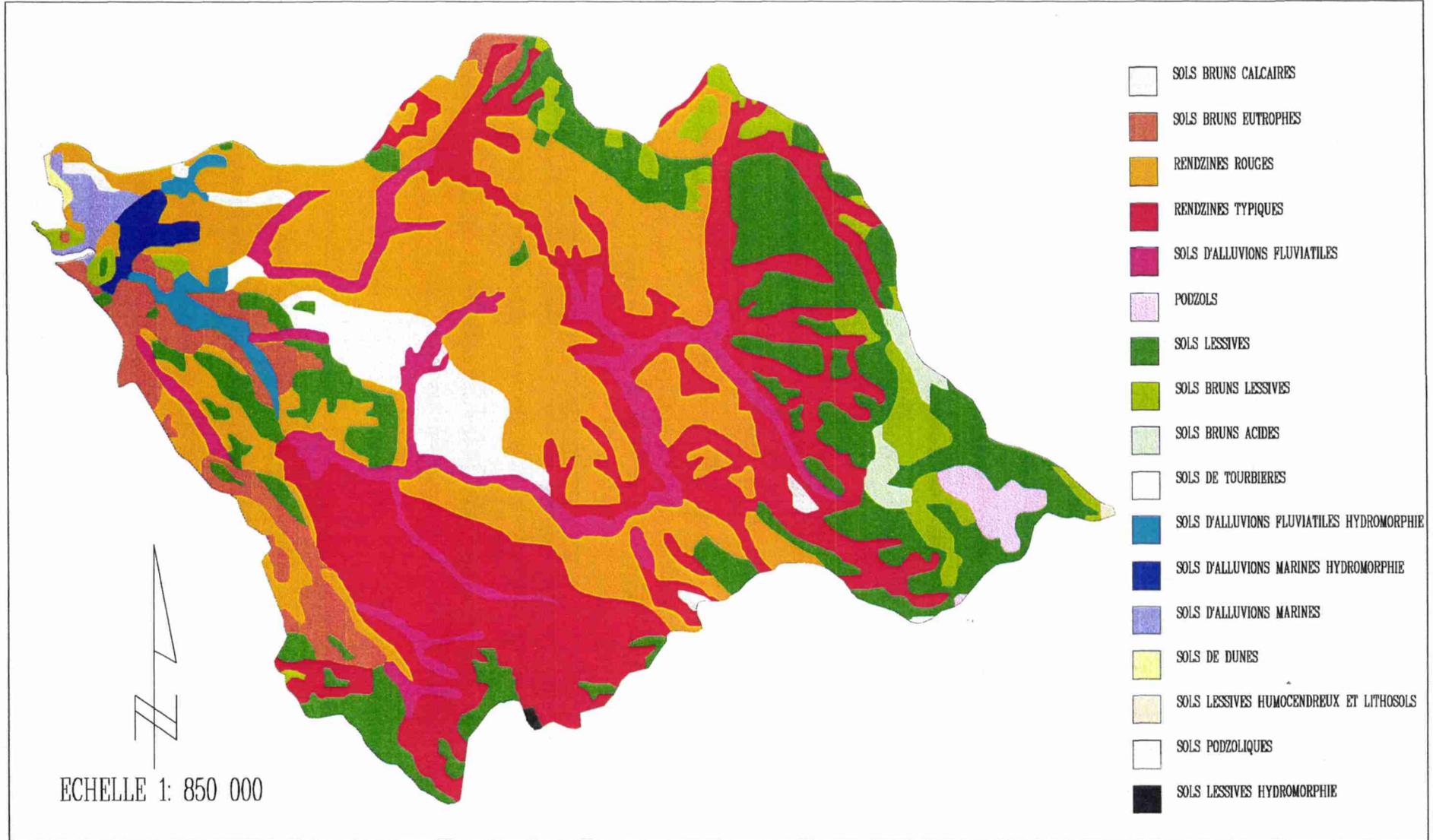


Figure 2.5 Pédologie du bassin de la Charente (INRA, 1966).

2.6 Principaux types de sols

2.6.1 Les rendzines brun-rouges (terres de groies)

Ce type de sol est le plus fréquent (environ 5000 km²). Issus de l'altération des calcaires du Jurassique, ce sont des sols argilo-calcaires brun-rouges peu profonds (0,20 – 0,40 m) très filtrants qui se réchauffent vite au printemps. Ils sont très sensibles à la sécheresse (faible pouvoir de rétention en eau, RFU<50 mm).

2.6.2 Les rendzines typiques (terres de champagne)

Résultat de l'altération des calcaires pendant le Crétacé, elles occupent environ 1200 km² (partie Sud-Est du bassin). Ce sont des sols plus riches en argile, plus profonds et moins caillouteux que les terres de groies. Ils ont un pouvoir de rétention en eau supérieur (RFU>80 mm).

2.6.3 Les sols lessivés (terres de brandes)

Ils sont constitués à partir de formations tertiaires d'origine sidérolithique. Les brandes sont localisées à l'amont du bassin et occupent environ 1000 km². Ce sont des sols pauvres, très acidifiés et dégradés par l'hydromorphie.

2.6.4 Les podzols et les sols bruns (sols sur schistes ou granites)

Ce sont des sols très acides et insaturés. Ils sont bruns et faiblement lessivés. Ils occupent une surface d'environ 800 km² dans la partie limousine du bassin.

2.6.5 Les sables de la Double

Les sols sableux ou sablo-limoneux occupent environ 600 km². Ils sont acides, souvent très humides pendant l'hiver, battants au printemps et desséchés pendant l'été.

2.6.6 Les terres rouges du Poitou

Localisés au Nord du bassin (500 km²), ce sont des sols argilo-limoneux (environ 0,60 m de profondeur) bien drainés. Leur pouvoir de rétention en eau est assez élevé (RFU>120 mm).

2.6.7 Les sols bruns calcaires (sols marneux)

Localisés au centre du bassin (région de Matha), ce sont des sols très argileux, dérivés de dépôts lacustres.

2.6.8 Les sols d'alluvions marines

Appelés aussi sols de marais, ce sont des sols constitués de dépôts récents d'origine fluvio-marine. La plupart d'entre eux ont une teneur en argile très élevée.

2.7 Activités agricoles

Les données qui concernent les activités agricoles du bassin de la Charente (figure 2.6) ont été obtenues à partir des Recensements Généraux Agricoles des années 1979 et 1988 (RGA-79, RGA-88) et des mementos agricoles annuels 1973 – 1990 (AGRESTE, Ministère de l'Agriculture) relatifs aux départements de la Charente et de la Charente-Maritime.

2.7.1 Occupation du sol

Le tableau 2.4 présente la répartition globale des cultures dans l'ensemble des deux départements Charente et Charente-Maritime qui constituent pratiquement le bassin versant.

Ces surfaces ont été révisées par rapport à l'étude de Chauvet pour prendre en compte le découpage de l'Agence de Bassin Adour-Garonne (Annexe I, Ansel, 1991). Ensuite, elles ont été à nouveau réorganisées pour être adaptées à la discrétisation spatiale du bassin.

Pour nos travaux, il a fallu considérer l'évolution de l'occupation du sol sur le bassin. Ainsi, on observe qu'en 1979 la SAU est d'environ 651000 ha (Tableau 2.5), tandis qu'en 1988 elle est de 642500 ha (Tableau 2.6). L'évolution se traduit surtout par une progression moyenne des terres labourables (TL) et par une diminution des surfaces en vigne et cultures fourragères (CF) au profit du maïs et du tournesol.

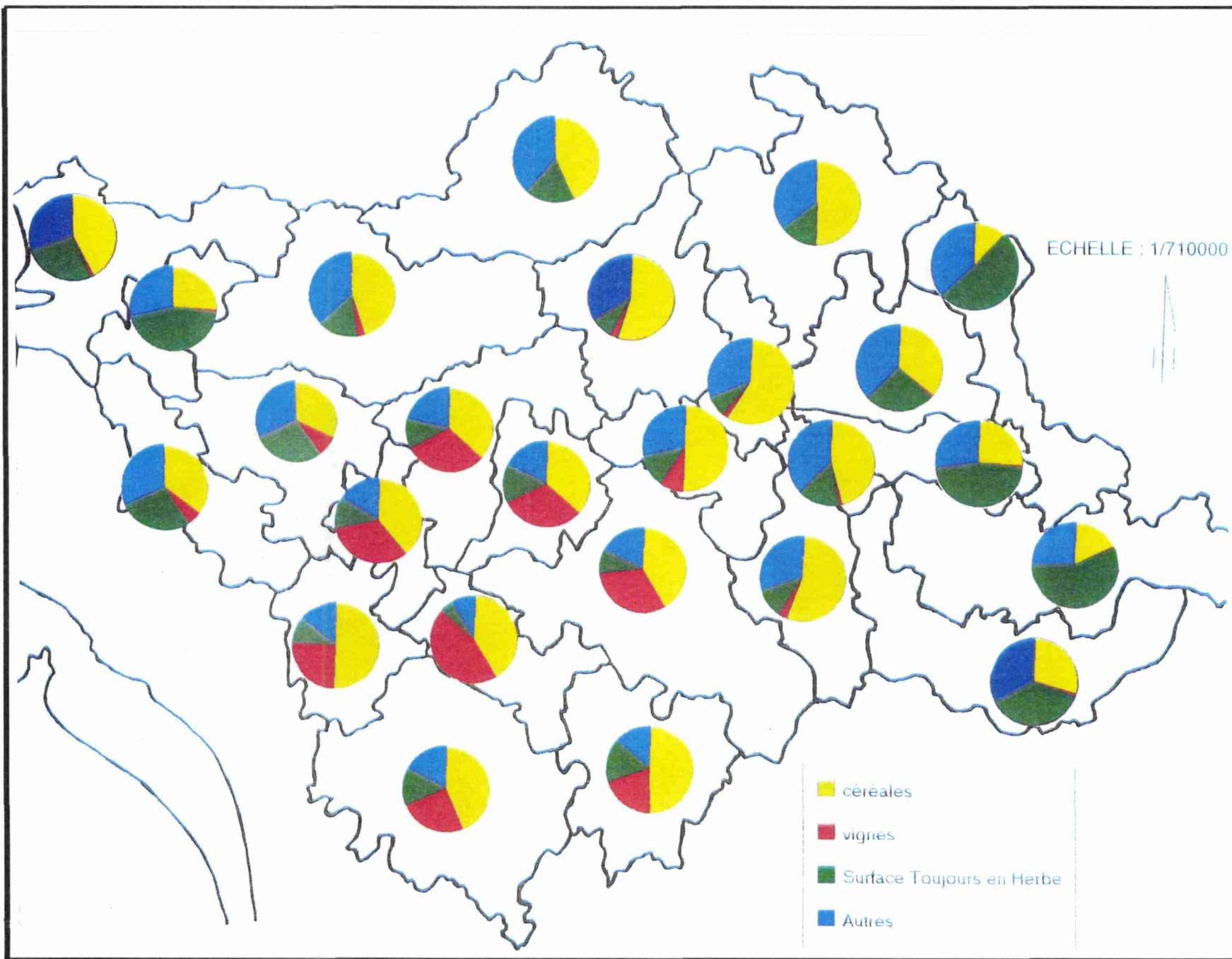


Figure 2.6 Répartition des surfaces cultivées

Année	Blé	OH	OP	Maïs	Total céréales	Colza	Tour	CF	Vigne	STH	TL	SAU
1975	109	22	94	64	316	16	7	177	111	211	550	880
1976	121	27	91	41	306	14	10	187	111	211	547	878
1977	117	41	77	56	315	22	7	179	110	207	552	878
1978	123	46	68	69	327	16	8	180	109	202	557	877
1979	124	34	75	79	329	3	20	180	108	199	560	876
1980	132	34	68	71	322	11	24	171	108	200	553	864
1981	138	35	61	62	313	13	38	175	104	298	561	863
1982	148	29	51	56	300	10	59	176	101	196	566	864
1983	146	29	41	63	294	10	73	172	99	193	572	866
1984	159	31	33	65	300	11	77	168	96	190	580	867
1985	146	33	43	70	302	16	85	157	94	187	585	868
1986	146	34	32	74	296	1	107	155	92	183	587	863
1987	145	37	27	75	293	17	109	146	90	179	591	862
1988	140	39	24	105	316	24	104	115	88	160	597	847
1989	148	40	24	112	333	12	105	105	87	155	600	843

Tableau 2.4 Evolution de l'occupation du sol dans les départements de la Charente et de la Charente Maritime, en milliers d'ha.

Bassin	Blé	Orge	Maïs	Tourn.	CF+STH	Vigne	SAU
Gères	5775	3236	1169	925	19055	221	31954
Arnoult	3224	2012	2321	290	11273	1222	21601
Boutonne	22491	15134	6355	3671	45888	1846	102428
Barmerit	3926	2934	1930	136	15420	2843	29016
Seugne	8480	13216	7967	560	16292	15733	65501
Salignac	856	1650	856	197	1701	2812	85930
Né	6954	11358	5920	244	10806	17013	55044
Antenne	5018	3428	2438	1595	7928	10246	32818
Soloire	2304	2358	1198	333	4724	6209	18528
Boème	5059	6376	4093	567	7455	14045	40417
Nouère	1520	1918	1231	195	3003	2056	10728
Touvre	1153	1142	540	170	2607	309	6664
Argence	5313	4804	2911	1344	7945	2078	26669
Aume	7227	5725	4547	2589	10483	920	33753
Courcôme	3171	3066	1641	1188	3678	309	13882
Tardoire	4567	4195	2728	183	34896	715	52255
Bonnieure	1088	1421	814	124	10254	151	15185
Son-Sonnette	2494	2093	1568	151	9565	145	17553
Argentor	6788	4128	3522	907	14762	190	33408
Amont	4640	2680	2322	731	22560	156	35234
TOTAL	102048	92901	56071	16100	260295	79219	651231

Tableau 2.5 Répartition des principales cultures par sous-bassin sur le bassin de la Charente (RGA-1979), en ha

Bassin	Blé	Orge	Maïs	Tourn.	CF+STH	Vigne	SAU
Gères	3540	841	2161	2472	11410	94	22901
Arnoult	3275	1063	3409	3093	7679	562	20546
Boutonne	27609	7662	9392	14175	28402	1194	101457
Barmerit	4644	1719	3043	3371	11305	2163	28179
Seugne	7916	6894	11512	11267	10613	13540	65292
Salignac	763	1222	962	1230	1280	2586	8615
Né	6174	5365	6709	8013	7255	16150	54374
Antenne	5427	2518	3148	4948	4289	9006	32653
Soloire	2331	1392	844	2328	2656	5827	18182
Boème	4775	3985	5456	4420	4458	13209	39636
Nouère	1610	1158	924	1609	2190	1892	10822
Touvre	992	536	885	858	1802	207	6080
Argence	5679	3555	3944	4005	4470	1489	26517
Aume	8634	4463	4183	5853	5969	584	33283
Courcôme	3395	2256	1514	2477	2311	197	13667
Tardoire	4159	3081	3058	1856	34315	454	51203
Bonnieure	1212	881	783	629	10437	101	15173
Son-Sonnette	2210	1141	1685	1658	8239	89	16457
Argentor	7981	2071	2782	5876	12095	113	34412
Amont	4930	1115	1481	3668	20063	75	34022
TOTAL	109221	55313	66883	82259	198883	69659	642524

Tableau 2.6 Répartition des principales cultures par sous-bassin sur le bassin de la Charente (RGA-1988), en ha

2.7.2 Pratiques culturales

D'après les informations recueillies auprès des Chambres d'Agriculture de la Charente et de la Charente Maritime, les dates de semis, de fertilisation et de récolte varient de façon négligeable d'une année à l'autre. Pour simplifier, on considérera que l'épandage des engrais s'effectue à chaque fois au milieu du mois et durant une semaine. Les dates de semis, de récolte, de fertilisation et le pourcentage de la quantité d'engrais totale utilisé à chaque date de fertilisation sont présentés dans le tableau 2.7. Pour chaque année on dispose d'une dose moyenne annuelle d'engrais pour l'ensemble du bassin. Cette dose est associée à un coefficient k qui est particulier à chaque culture (Tableau 2.7). Ainsi, avec la même dose moyenne annuelle, l'apport est particulier à chaque culture.

Cultures	Date		Date de fertilisation					C. P.	k
	semis	récolte	(pourcentage)					kgN/ha	
			J	F	M	A	M		
Blé	8 oct.	15 août	20	10	70	—	—	170	1,63
Orge Hiver	15 oct.	20 juil.	20	10	70	—	—	150	1,27
Orge Print	15 fév.	30 juil.	—	100	—	—	—	120	1,27
Maïs	10 avr.	30 oct.	—	—	—	30	70	180	1,71
Tournesol	10 avr.	1 sep.	—	—	—	100	—	90	0,82
CF et STH	-	-	40	—	30	30	—	45	0,52
Vigne	20 mars	15 oct.	—	—	100	—	—	65	0,41

CP: Consommation potentielle

Tableau 2.7 Pratiques agricoles sur le bassin de la Charente

Les données concernant la livraison des engrais chimiques vers les départements de Charente et Charente Maritime (Tableau 2.8) témoignent d'une forte croissance de la consommation de fertilisants azotés, laquelle est confirmée par les travaux réalisés par Ansel (1991). Il a donc été nécessaire de considérer que la dose d'engrais pour chaque culture a varié dans le temps (figure 2.7).

2.8 Evolution du cheptel sur le bassin de la Charente

L'élevage n'est pas une activité dominante dans le bassin de la Charente. Cependant, la quantité d'animaux reste assez importante malgré la constante régression des bovins et des porcins dans la région (Tableau 2.9). Les effluents issus de cette activité contribuent de façon importante à la fertilisation organique des cultures et des prairies.

Le tableau 2.10 présente les quantités moyennes d'éléments azotés qui se trouvent dans les excréments des animaux et l'apport résultant pour trois années différentes. Il faut remarquer que dans le cas de l'azote, il existe une perte par volatilisation: 30% pour les déjections provenant des ruminants et 40% pour celles qui proviennent des monogastriques.

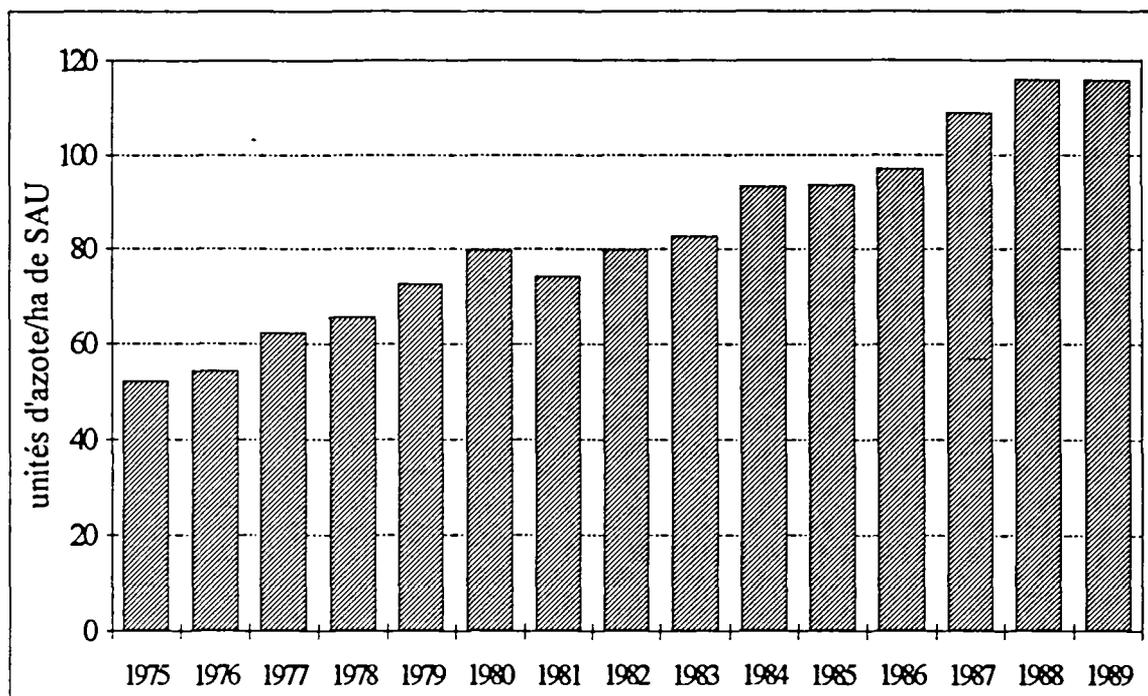


Figure 2.7 Evolution de l'apport de fertilisants

Année	Livraison (tonnes d'azote)			Dose (unités/ha SAU)		
	Char.	Char. M.	B.V	Char.	Char.M	B.V
1973	20473	32539	53012	52	70	59,8
1974	22406	36798	59204	57	79	66,6
1975	17905	28566	46471	45	61	52
1976	17412	31619	49031	44	68	54,4
1977	19888	36007	55895	51	77	62,3
1978	20752	38291	59043	53	82	65,6
1979	25192	39428	64620	64	84	72,7
1980	28350	41840	70190	72	90	79,8
1981	25997	39120	65117	66	85	74,3
1982	27308	43159	70467	69	94	79,9
1983	26931	47142	74073	68	102	82,8
1984	30301	53127	83428	77	115	93,5
1985	29560	54661	84221	75	118	93,7
1986	32035	54614	86649	81	118	97,1
1987	34117	63952	98069	86	138	109
1988	39103	73298	112401	99	137	116
1989	39945	74877	114822	108	142	124

Tableau 2.8 Consommation de fertilisants azotés

Année	Bovins		Ovins		Porcins		Caprins	
	Ch+ChM	B.V.	Ch+ChM	B.V.	Ch+ChM	B.V.	Ch+ChM	B.V.
1975	460	346	172	99	165	151	56	67
1976	458	345	185	106	159	145	58	70
1977	453	342	200	115	143	131	58	70
1978	448	338	209	120	134	122	61	73
1979	447	337	219	126	128	117	69	83
1980	437	329	247	142	135	123	74	89
1981	432	326	259	149	131	120	73	88
1982	421	317	278	160	125	114	74	89
1983	409	308	263	151	124	113	68	82
1984	399	301	245	141	125	114	58	70
1985	388	293	251	144	135	123	54	65
1986	377	284	244	140	129	118	52	63
1987	367	277	236	136	125	114	54	65
1988	320	241	241	139	119	109	67	81
1989	309	233	234	135	117	107	66	79
1990	309	233	226	130	110	101	67	81

Tableau 2.9 Evolution du cheptel en Charente, Charente Maritime et sur le bassin versant, en milliers de têtes.

	N _{total} kg/an	1975 (tonnes)	1979 (tonnes)	1988 (tonnes)
Bovins	51	12352	12030	8603
Ovins	9	624	794	876
Porcins	9	815	632	589
Caprins	7	328	407	397
TOTAL		14119	13863	10466

Tableau 2.10 Valeur fertilisante moyenne des excréments par type d'animal et total sur le bassin versant de la Charente.

Les quantités d'azote apportées par les déjections animales ont été estimées en utilisant des informations recueillies auprès des Chambres d'Agriculture de la Charente et de la Charente-Maritime. D'autre part, à partir du tonnage global on peut calculer la quantité d'azote minéral apportée par les excréments animaux. D'après les travaux effectués par Voelander, pendant la période de pâturage, 20% de l'azote minéral se perd par volatilisation de l'ammoniaque et 30% par volatilisation de l'urée, soit environ 50% de l'azote minéral. Par ailleurs, la fraction minérale représente 40% de l'azote total contenu dans les déjections des bovins. Ainsi, la fraction minérale (F_M) peut être obtenue comme suit:

$$F_M = 0,5 \cdot N_{\text{minéral}} = 0,5 \cdot 0,4 \cdot N_{\text{total}} \quad ; \quad F_M = 0,2 \cdot N_{\text{total}}$$

La quantité d'azote minéral est donc de 2824 tonnes pour 1975, de 2773 tonnes pour 1979 et de 2093 tonnes pour 1988. Cette fraction minérale est répartie uniformément sur la période de pâturage chaque année et pondérée en fonction de la surface en herbe sur chaque sous-bassin.

2.9 Bilans d'éléments azotés d'origine agricole sur le bassin versant de la Charente

L'évaluation des quantités totales apportées aux cultures peut être faite en considérant les doses moyennes utilisées par hectare et les surfaces correspondantes. De même, la composition moyenne des produits récoltés permet d'évaluer les quantités d'éléments fertilisants exportées par les récoltes. Le tableau 2.11 présente le bilan partiel d'azote (apports sur cultures et exportations par les récoltes) pour deux années différentes afin d'observer l'évolution.

On considère que les apports par les pluies sont constants et correspondent à 1 mg/l d'azote (Zahm, 1998), soit 9,1 kg/ha pour 1979 et 10,6 kg/ha pour 1988. En ce qui concerne la fixation biologique de l'azote, l'azotobacter fixe environ 10 kgN/ha/an et le rhizobium 75 kgN/ha/an (la surface en légumineuses étant environ de 50000 ha sur l'ensemble du bassin versant, celles-ci fixent donc 3750 tonnes d'azote). Le tableau 2.12 présente les apports totaux sur le bassin de la Charente et le tableau 2.13, les bilans d'azote pour 1979 et 1988.

Cultures	Apports		Exportation par hectare	Exportation totale	
	1979	1988		1979	1988
Blé	12093	20652	121	12347	13216
OH+OP	8577	8149	87	8082	4812
Maïs	6970	13267	100	5607	6688
Tournesol	960	7824	63	1014	5182
CF+STH	9839	11532	150	27019	19850
Vigne	2360	3310	40	3313	2786
Total	40799	64734	-	57382	52534

Tableau 2.11 Bilan partiel d'azote sur le bassin, en kg de N

	1979	1988
fumures minérales	40800	64735
fumures organiques	13860	10465
eaux pluviales	8470	5720
fixation biologiques	10260	10180
Total apports	73390	95245

Tableau 2.12 Apports totaux sur le bassin de la Charente

Dans cette première approche, on n'a pas considéré les pertes dues à la dénitrification, la volatilisation et le lessivage et, au même titre, les exportations par les cultures sont aussi constantes. Il ne s'agit que de chiffres approximatifs, mais d'après le tableau 2.13, on observe que le reliquat a pratiquement triplé en moins de 10 ans. Zahm (1988) a effectué des calculs similaires sur le bassin versant de la Charente pour l'année 1986 et observe un reliquat de 48 kg N/ha/an.

2.10 Activités industrielles et apports urbains

Le bassin versant de la Charente présente une forte dominance rurale. Ainsi, l'importance des rejets industriels et urbains est très limitée sauf pour les agglomérations de plus de 10000 habitants.

Année	1979	1988
Apports (tonnes de N)	73390	95245
Exportations (tonnes de N)	57382	52534
Reliquat (tonnes de N)	16008	42711
Reliquat (kg N/ha SAU/an)	24,6	66,5

Tableau 2.13 Bilan d'azote

L'industrie occupe plus du tiers de la population active. Cependant, elle est liée en grande partie à la production agricole: produits laitiers (bassins de la Boutonne et de la Seugne) et fabrication de cognac (Cognac). L'industrie est assez diversifiée (métallurgie de transformation: construction automobile et aéronautique, matériel électrique), mais concentrée géographiquement, surtout dans l'agglomération d'Angoulême. On y trouve aussi plusieurs papeteries, une industrie chimique et un abattoir. Sur le bassin du Né, on rencontre des carrières, tandis qu'en zone côtière on trouve des usines de fabrication d'engrais et des industries chimiques. Pour l'ensemble du bassin versant, les rejets ponctuels dus aux activités industrielles et urbaines sont présentés sur le Tableau 2.14.

Type de rejet	Industriel	Urbain	Total
Azote (N-Kjeldahl)	2,80	1,50	4,30
Phosphore (P _{total})	0,28	0,63	0,91
Matière Organique	21,0	4,60	25,6
MES	9,90	-	-

Tableau 2.14 Rejets industriels et urbains (tonnes/jour)

En ce qui concerne la pollution azotée, les rejets de la ville d'Angoulême représentent environ 50% du rejet total en azote d'origines urbaine et industrielle. La figure 2.8 présente les rejets industriels et domestiques en N-Kjeldhal sur le bassin de la Charente. Malheureusement, les nitrates (20 à 30% de l'azote total dans ces rejets) n'ont pas été mesurés.

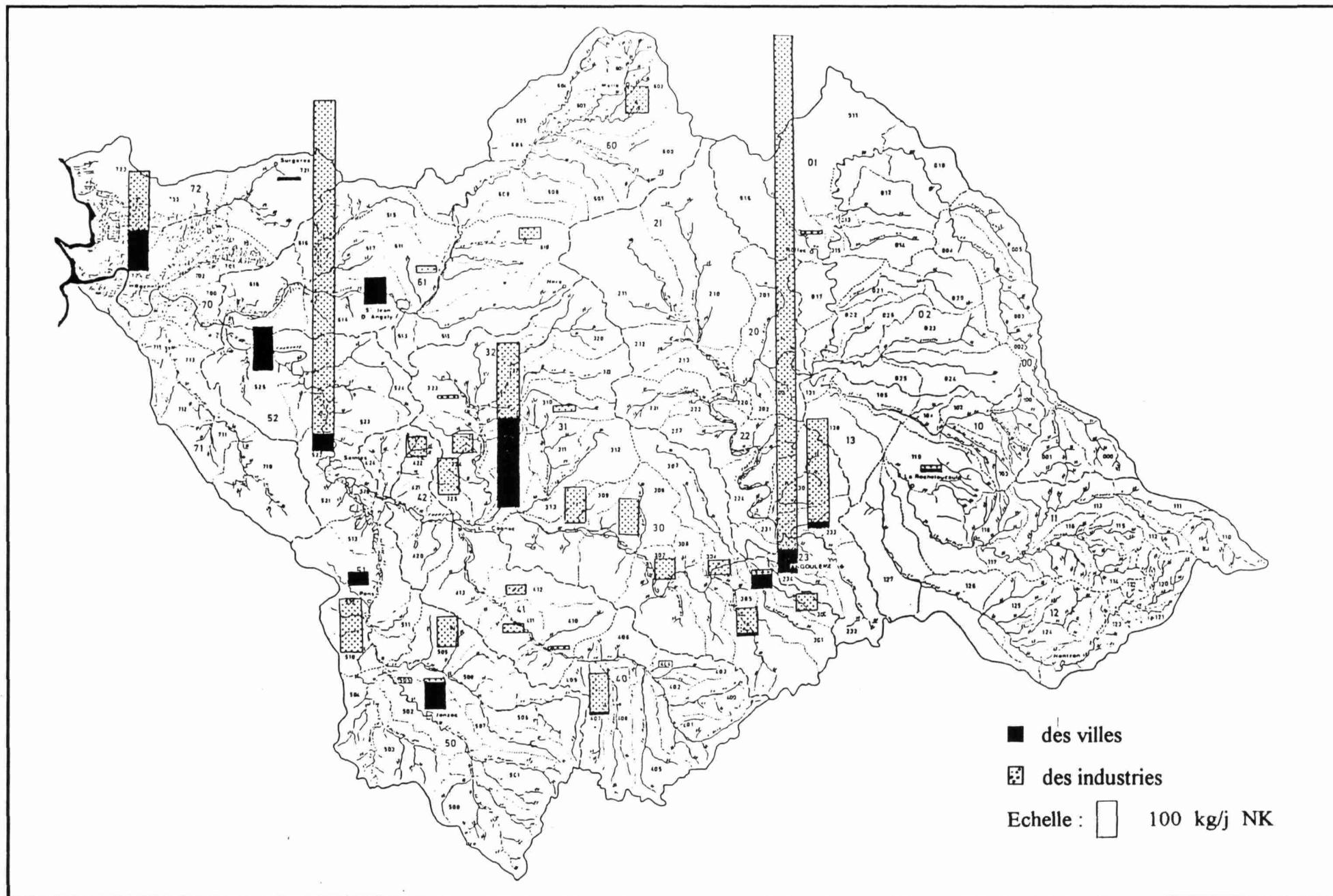


Figure 2.8 Rejets sur le bassin de la Charente en N-Kjeldhal

En conclusion, les rejets industriels et urbains sont globalement faibles, notamment en ce qui concerne les matières azotées dont l'apport diffus d'origine agricole prédomine largement (environ 174 t/j de NO_3 produites par l'agriculture pour 19 t/j de NO_3 rejetées par l'industrie et les villes).

Pour l'estimation des apports azotés d'origine domestique et industrielle on considère que l'azote ammoniacal se nitrifie rapidement et que la minéralisation de l'azote organique est négligeable. On présente dans le tableau 2.15 les apports ponctuels en nitrates sur le bassin de la Charente. On remarque que cet apport concerne uniquement les sous-bassins et les biefs où l'on rencontre une activité industrielle considérable ou une concentration urbaine d'une certaine importance.

Bief ou sous-bassin	N-Kjedhal kg/j	N- NO_3 kg/j
Argent'or	10	9
Tardoire	20	18
Touvre	300	270
Charente+Touvre	1460	1314
Nouère	90	81
Charente+Nouère	350	315
Soloire	15	14
Charente+Soloire	440	396
Antenne	150	135
Né	150	135
Charente+Salignac	60	54
Seugne	330	297
Charente+Seugne	1070	963
Boutonne	180	162
Charente+Arnoult	280	252

Tableau 2.15 Apports ponctuels d'azote d'origines urbaine et industrielle sur le bassin de la Charente

2.11 Irrigation

L'irrigation dans le bassin de la Charente a subi une augmentation considérable. En effet, le Recensement Général Agricole indique que la surface irriguée est passée de 16567 ha en 1979 à 28200 ha en 1986. L'irrigation concerne principalement le maïs et le tournesol: d'après l'enquête du SCEES (1986), 46% du maïs et 8% du tournesol sont irrigués.

Etant donné l'incertitude sur la quantité des prélèvements d'eau, on ne les considérera pas dans le modèle, quitte à interpréter, a posteriori, les écarts entre les débits observés et les sorties du modèle.

CHAPITRE 3
PRESENTATION DU MODELE DE BASE

CHAPITRE 3

PRESENTATION DU MODELE DE BASE

Introduction

Dans ce chapitre, on décrit le modèle hydrologique utilisé et on rappelle la première approche de modélisation des nitrates faite par Ma Z.C. (1991), puis on expose les insuffisances de ce modèle qui ont nécessité des acquisitions de données, des expérimentations et des travaux de modélisation complémentaires.

En ce qui concerne le modèle de nitrates, on précise qu'il s'agit d'une transposition de la formulation développée sur le bassin de Mélarchez, sous-bassin du BVRE de l'Orgeval (Seine-et-Marne).

3.1 Le modèle hydrologique

Le modèle hydrologique utilisé, "GR5", a été développé à partir du modèle GR3 (Edijatno, Michel, 1989).

Le modèle "GR5" (figure 3.1) est un modèle conceptuel global qui permet de simuler le débit journalier à l'exutoire d'un bassin versant à partir des pluies et des températures moyennes journalières sur le bassin.

Le cycle de l'eau est représenté par un système comprenant trois réservoirs et un hydrogramme unitaire.

- Le réservoir sol S assure l'essentiel du bilan hydrologique. Il lui est associé un paramètre A (capacité maximale du réservoir, en mm) et deux valeurs limitantes qui décrivent les caractéristiques physiques du sol: la capacité au champ (CC) et le point de flétrissement (CF). La

valeur de la capacité au champ contrôle le début de la percolation profonde, tandis que la limite établie par l'intermédiaire du point de flétrissement empêche l'épuisement de l'humidité du sol.

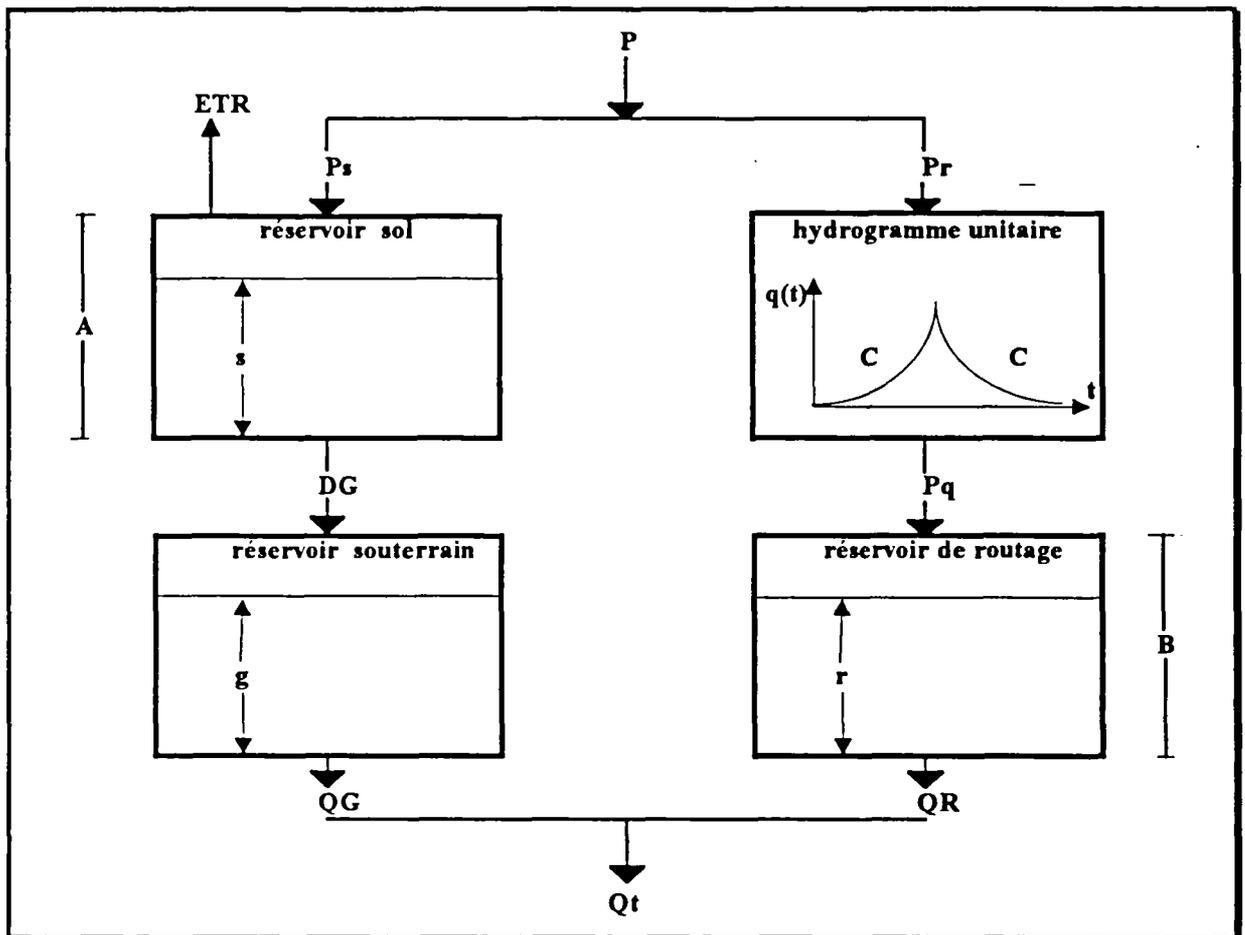


Figure 3.1. Modèle hydrologique GR5

- Le réservoir R est associé à un paramètre B (capacité maximale du réservoir de transfert, en mm). Ce réservoir assure le routage des débits.
- Le réservoir souterrain G est assimilé à la nappe. Deux paramètres sont associés à ce réservoir: un paramètre PD (en mm/j) qui régit la percolation à saturation, et un deuxième paramètre VG (en mm) qui gère la vidange du réservoir souterrain (percolation profonde).
- L'hydrogramme unitaire décrit la propagation des débits, depuis leur formation à partir des pluies nettes, jusqu'au réservoir de transfert R , auquel est associé un paramètre C égal à la durée de la propagation.

3.1.1 La fonction de production

Le réservoir sol se caractérise par son niveau s . Il est uniquement alimenté par une fraction de la pluie (P_s) et présente deux sorties possibles: la percolation profonde vers le réservoir souterrain (DG) et l'évapotranspiration réelle (ETR). Quand le réservoir S est saturé, la pluie P_s est considérée comme étant nulle.

Faute de données fiables pour cette première approche, l'évapotranspiration potentielle (ETP) a été estimée par l'intermédiaire d'une formule empirique, à partir de la température moyenne journalière de l'air. L'évapotranspiration réelle est calculée en fonction du niveau du réservoir S . La fraction complémentaire de la pluie (P_r) passe directement dans le réservoir de routage. Ainsi, le fonctionnement du réservoir sol peut se formuler de la façon suivante:

$$P = P_s + P_r \quad (3.1)$$

$$P_r = P \cdot \left(\frac{s}{A} \right)^2 \quad (3.2)$$

$$ETP = \left(\frac{T}{6} \right)^{1,4} \quad (3.3)$$

$$ETR = ETP \cdot \left(\frac{s}{A} \right) \cdot \left(2 - \frac{s}{A} \right) \quad (3.4)$$

$$s_2 = s \cdot (1 - CF) \quad (3.5)$$

$$DG = PD \cdot \left(\frac{s_3}{A} \right)^3 \quad (3.6)$$

$$s_3 = s \cdot (1 - CC) \quad (3.7)$$

où,

P : pluie journalière, en mm

P_s : partie de la pluie entrant dans le réservoir S , en mm

P_r : partie de la pluie entrant dans le réservoir R , en mm

s : niveau du réservoir S , en mm

A : capacité maximale du réservoir S , en mm

T : température moyenne journalière de l'air, en °C

ETP : évapotranspiration potentielle, en mm

ETR: évapotranspiration réelle, en mm

DG: percolation profonde, en mm

PD: percolation à saturation, en mm/j

CF: coefficient de flétrissement

CC: coefficient de capacité au champ

s_2 : valeur limite qui régule l'évapotranspiration réelle, en mm

s_3 : valeur limite qui régule la percolation profonde, en mm

3.1.2 Bilan hydrique et transfert

Le bilan hydrique du réservoir sol s'écrit comme suit:

$$s_{j+1} = s_j + Ps_j - ETR_j - DG_j \quad (3.8)$$

Le réservoir de routage reçoit les débits routés selon l'hydrogramme unitaire. La pluie qui alimente le réservoir R au jour j est donnée par l'égalité suivante:

$$Pq_j = \sum_{i=1}^N Q_{n+1-i} \cdot Pr_{j+1-N} \quad (3.9)$$

Ce réservoir R a une seule sortie et suit une loi de vidange de type quadratique. On présente, ci-dessous, les égalités exprimant le routage et le bilan hydrologique:

$$r_{j+1} = r_j + Pq_j \cdot QR_j \quad (3.10)$$

$$QR_j = \frac{r_j^2}{(r_j + B)} \quad (3.11)$$

où,

r : niveau du réservoir R , en mm

B : capacité maximale du réservoir R , en mm

QR : débit de routage du réservoir R , en mm

Pq : débits d'entrée routés selon l'hydrogramme unitaire, en mm

D'autre part, l'hydrogramme unitaire dépend uniquement d'un seul paramètre C , lui même exprimé en jours. Sous sa forme continue, cet hydrogramme est de forme parabolique. Il est décrit de la façon suivante:

$$q(t) = \frac{3}{C^3} \cdot t^2 \quad (3.12)$$

où,

$q(t)$: ordonnée de l'hydrogramme unitaire en fonction du temps t

C : durée de la propagation, en jours

Le réservoir souterrain G a, comme seule sortie, le débit souterrain QG . Il est alimenté par la percolation profonde (DG) issue du réservoir sol (eq. 3.6), Il suit une loi de vidange de type linéaire. Son fonctionnement peut être décrit comme suit:

$$QG = VG \cdot g \quad (3.13)$$

$$g_{j+1} = g_j + DG_j - QG_j \quad (3.14)$$

avec,

g : niveau du réservoir souterrain, en mm

QG : débit de transfert du réservoir G , en mm

VG : coefficient de routage du réservoir G , adimensionnel

Ainsi, le débit total est la somme du débit sortant du réservoir de routage et du débit souterrain:

$$Q_t = QR + QG \quad (3.15)$$

où,

Q_t : débit à l'exutoire, en mm

3.1.3 Simulation de l'aquifère karstique

La simulation de l'influence du karst comporte deux étapes: la prise en compte des pertes en eau sur le bassin de la Tardoire et la simulation du débit des résurgences de la Touvre. Il s'agit d'un modèle qui gère de façon conservative les transferts entre ces deux bassins.

Pour la simulation des pertes, il a été introduit un seuil au-dessous duquel le débit de la Tardoire est nul. Ce seuil permet de distinguer les deux phases des pertes d'eau de la Tardoire. Ce phénomène peut être traduit par l'équation suivante:

$$Qp = Q \cdot e^{-\mu \left(\frac{Qp - Q}{Q} \right)} \quad (3.16)$$

où,

Q_p : débit perdu, en mm

Q : débit total fourni par le modèle GR5, en mm

Q_0 : seuil à optimiser, en mm

μ : paramètre à optimiser, adimensionnel

Le débit de la Touvre est composé par une résurgence des eaux karstiques et par l'écoulement sur le bassin lui-même. La première composante est le produit du routage du réservoir karstique qui obéit à une loi linéaire. Le fonctionnement du réservoir karstique est représenté par l'égalité suivante:

$$Wk_{j+1} = Wk_j + (Q_p - Q_k)dt \quad (3.17)$$

$$Q_k = f_v \cdot Wk \quad (3.18)$$

où,

Wk : réserve d'eau karstique, en m^3

Q_k : volume d'eau routée du réservoir karstique, en m^3/j

Q_p : pertes d'eau sur le bassin de la Tardoire, en m^3/j

f_v : coefficient de routage du réservoir karstique, en j^{-1}

Ce modèle reproduit de manière assez satisfaisante les débits observés, même si l'on constate des écarts d'une certaine importance, notamment une nette sous-estimation de certaines crues entre 1980 et 1982 (Ma, 1991).

3.1.4 Intégration dans un modèle semi-distribué

Les différents modèles de sous-bassins sont assemblés et reliés par des modèles de propagation. Par souci d'économie de notation, ce sous-modèle est présenté dans la partie "nitrate" (*chapitre 3.3 Propagation dans la rivière*) à cause de son couplage avec la dénitrification en rivière.

3.2 Modélisation du transfert des nitrates

Le premier modèle de transfert des nitrates a été conçu à partir des analyses de plusieurs auteurs (Belamie 1982, Leviandier et al. 1982, Mariotti 1977) effectuées sur le bassin de Mélarchez (Seine-et-Marne).

En général, on peut dire qu'il existe une bonne corrélation entre la concentration en nitrates et le débit, ce qui a suggéré une relation entre le lessivage de nitrates et le niveau du réservoir de routage. Cette analyse a montré que le système retrouve rapidement un état d'équilibre malgré des perturbations intenses. Ainsi, le modèle a été conçu pour simuler une libération des nitrates par forts débits et pas uniquement par convection.

3.2.1 Modélisation des transformations biochimiques dans le sol

On considère que toutes les transformations biochimiques (minéralisation, immobilisation et dénitrification) ont une cinétique K de réaction du premier ordre qui sera influencée par les conditions climatiques et l'humidité du sol. Ainsi,

$$\frac{dm}{dt} = K \cdot m \quad (3.19)$$

où,

m : masse ou concentration de l'élément

Le modèle de nitrates prend en compte uniquement l'azote organique et les nitrates. Les processus de minéralisation et de dénitrification sont considérés comme se réalisant en une seule étape. La fixation biologique de l'azote atmosphérique et la volatilisation de l'ammoniac étant censées se compenser, elles ne sont pas prises en compte par le modèle. D'autre part, le stock d'azote organique est supposé constant car il constitue le pool d'azote le plus important dans le sol et sa variation est faible au pas de temps de l'étude. Parmi tous les facteurs qui exercent une certaine influence sur les transformations chimiques, seules la température et l'humidité du sol sont prises en compte. L'aérobiose et l'anaérobiose sont incorporées de façon implicite dans l'humidité du sol.

La température influence la nitrification et l'ammonification. On observe la nitrification à partir de 2°C (Alexander, 1965), puis elle suit une loi de type $A^{10=2}$ (Stanford, Frere, Schwaninger, 1973) jusqu'à un optimum de 30 à 35°C (Alexander, 1965). En accord avec les travaux

réalisés par Prat (1982), nous avons utilisé les coefficients de correction de température suivants:

$$ACIM = 1,05 \text{ pour l'immobilisation,}$$

$$ACG = ACM = 1,071 \text{ pour la dénitrification et la minéralisation.}$$

Si $W < W_{cc}$, une correction est effectuée suivant une fonction linéaire croissante $\left(\frac{W}{W_{cc}}\right)$, tandis que si $W > W_{cc}$, la correction suit une fonction linéaire décroissante $\left(\frac{W_{cc}}{W}\right)$.

La dénitrification a lieu uniquement lorsque $WD \geq 0,9 W_{cc}$. Le tableau 3.1 indique la façon dont l'humidité et la température ont été modélisées.

humidité:	0	W_{cc}	WD	WS
$Cm \text{ } N_{org} \rightarrow NO_3^-$	$Cm_{35} ACM^{(T-35)} \frac{W}{W_{cc}}$	$Cm_{35} ACM^{(T-35)} \frac{W_{cc}}{W}$	$Cm_{35} ACM^{(T-35)} \frac{W_{cc}}{W}$	$Cm_{35} ACM^{(T-35)} \frac{W_{cc}}{W}$
$Cim \text{ } NO_3^- \rightarrow N_{org}$	$Cim_{35} ACIM^{(T-35)} \frac{W}{W_{cc}}$	$Cim_{35} ACIM^{(T-35)} \frac{W_{cc}}{W}$	$Cim_{35} ACIM^{(T-35)} \frac{W_{cc}}{W}$	$Cim_{35} ACIM^{(T-35)} \frac{W_{cc}}{W}$
$Cg \text{ } NO_3^- \rightarrow N_2-N_2O$	0	0	0	$Cg_{35} ACG^{(T-35)} \frac{W - WD}{WS - WD}$

W_{cc} : humidité à la capacité au champ

WS : teneur en eau à saturation

Cm : minéralisation

Cim : immobilisation

Cg : dénitrification

WD : seuil de teneur en eau au-dessus duquel s'effectue la dénitrification

Tableau 3.1 Facteur de correction en fonction de l'humidité du sol.

Etant donné que le système *sol - plante - eau* a été considéré comme étant en équilibre biochimique, les valeurs des coefficients de réaction sont prises comme constantes. L'évolution des nitrates dans le sol exploré par les racines est décrite par l'équation suivante:

$$(N - NO_3)_{j+1} = CM \cdot (N_{org})_j - (CIM + CG) \cdot (N - NO_3)_j + FN + FP - PN - M_{ab} \quad (3.20)$$

où,

$N-NO_3$: stock d'azote nitrique, en kg N/ha

N_{org} : stock d'azote organique (considéré constant: 4000 kg N/ha)

FP : apport météorique d'azote, en kg N/ha

FN : apport d'azote par la fertilisation minérale, en kg N/ha

PN : flux d'absorption des nitrates par les plantes, en kg N/ha

M_{ab} : masse lessivée et échangée avec le réservoir profond, en kg N/ha

3.2.2 Couplage entre fonctionnement chimique et transformation pluie-débit

Le couplage entre phénomènes chimiques et hydrologiques est supposé se faire essentiellement à l'intérieur du réservoir sol (S), avec cependant une influence du niveau du réservoir de routage (r). Le réservoir S a été ensuite divisé en deux parties: une superficielle, qui représente la zone racinaire (A) et une plus profonde dénommée intermédiaire (B). Ces deux réservoirs ont chacun une concentration en nitrates. Ils subissent un lessivage par différents mécanismes (figure 3.2) et présentent une humidité identique.

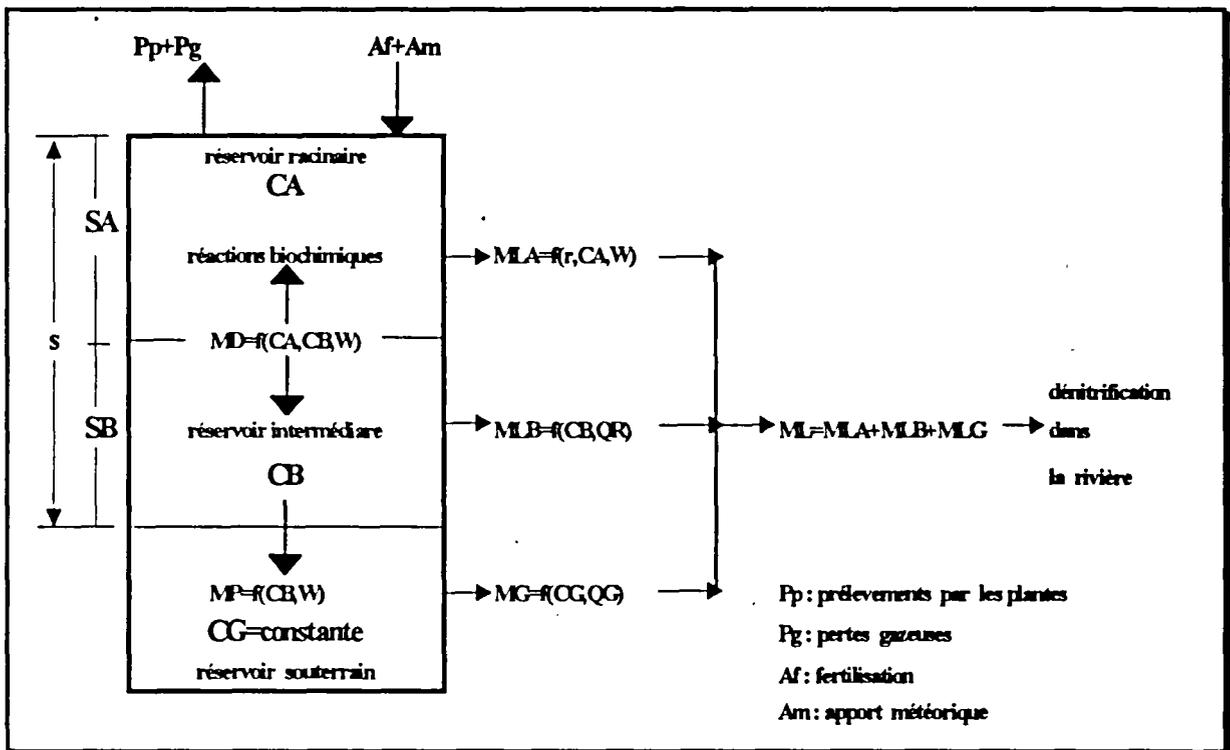


Figure 3.2 Modèle de transfert de nitrates

Toutes les transformations biochimiques ont lieu dans le réservoir racinaire; son niveau SA est lié au niveau du réservoir S par la relation:

$$SA = AL \cdot s \quad (3.21)$$

$$SB = s - SA \quad (3.22)$$

où,

AL : paramètre de division entre les deux réservoirs

s : niveau du réservoir S , en mm

SB : niveau du réservoir intermédiaire, en mm

Ce réservoir est le siège d'un lessivage rapide qui fait intervenir le niveau du réservoir de routage du modèle hydrologique (r) par l'intermédiaire d'une formule empirique. Pour le réservoir intermédiaire (\mathcal{B}), on considère qu'il libère des nitrates par lessivage latéral et par percolation vers la nappe. Ces deux lessivages se font par convection. Les échanges entre les deux réservoirs se font par diffusion verticale, laquelle est proportionnelle au gradient de concentration entre les deux réservoirs adjacents et à l'humidité du sol.

En ce qui concerne le réservoir souterrain, nous considérons qu'il subit également un lessivage par convection. Posant comme hypothèse de base que la concentration des eaux souterraines varie très peu au pas de temps journalier, celle-ci sera donc prise comme constante. L'humidité du sol est considérée comme étant égale au rapport entre le niveau du réservoir sol S et le paramètre A (niveau maximum du réservoir sol). Ainsi,

$$W = \frac{S}{A} \quad (3.23)$$

Les équations de transfert sont les suivantes:

- Lessivage rapide du réservoir \mathcal{A}

$$MLA = \frac{PL \cdot r \cdot e^{\min\left(0, \frac{r-R0}{r}\right)} \cdot CA \cdot \left(\frac{W}{WS}\right)^2}{100} \quad (3.24)$$

où,

MLA : masse lessivée du réservoir \mathcal{A} , en kg N/ha

PL : paramètre de lessivage rapide

r : niveau du réservoir R du modèle hydrologique, en mm

$R0$: paramètre considéré comme seuil à partir duquel le lessivage a lieu, en mm

CA : concentration du réservoir \mathcal{A} , en mg/l

WS : teneur en eau à saturation

- Lessivage du réservoir \mathcal{B}

$$MLB = \frac{CB \cdot QR}{100} \quad (3.25)$$

où,

MLB : masse lessivée du réservoir \mathcal{B} , en kg N/ha

CB : concentration du réservoir \mathcal{B} , en mg/l

QR : débit de routage du réservoir R (lame d'eau écoulée), en mm/j

- Diffusion entre les réservoirs \mathcal{A} et \mathcal{B}

$$MD = \frac{DF \cdot (CA - CB) \cdot \left(\frac{W}{WS}\right)^2}{100} \quad (3.26)$$

où,

MD : masse diffuse, en kg N/ha

DF : paramètre de diffusion, adimensionnel

- Flux percolé vers la nappe et lessivage du réservoir souterrain

$$MP = \frac{CB \cdot DG}{100} \quad (3.27)$$

$$MG = \frac{CG \cdot QG}{100} \quad (3.28)$$

où,

MP : masse percolée, en kg N/ha

DG : percolation profonde, en mm/j

MG : masse lessivée du réservoir souterrain, en kg N/ha

CG : concentration des eaux souterraines, en mg/l

QG : écoulement souterrain, en mm/j

L'évolution des masses et des concentrations dans les réservoirs est basée sur le transfert ainsi que sur les pertes en rivière:

$$MA_{j+1} = MA_j - MLA - MD \quad (3.29)$$

$$CA = \frac{100 \cdot MA}{SA} \quad (3.30)$$

$$MB_{j+1} = MB_j + MD - MLB - MP \quad (3.31)$$

$$CB = \frac{100 \cdot MB}{SB} \quad (3.32)$$

$$ML = MLA + MLB + MG \quad (3.33)$$

$$C_f = \frac{100 \cdot ML}{Q_t} \quad (3.34)$$

où,

MA, MB : réserves en nitrates respectivement dans les réservoirs \mathcal{A} et \mathcal{B} , en kg N/ha

ML : masse perdue dans la rivière, en kg N/ha

C_f : concentration dans la rivière, en mg/l

$Q_t = Q + QG$: débit total à l'exutoire, en mm/j

3.2.3 Cas particulier du réservoir karstique

En ce qui concerne les transferts dans le réservoir karstique, il a été considéré que les nitrates suivent la loi de conservation de masse et subissent uniquement le mécanisme de convection.

Ainsi,

$$Nk_{j+1} = Nk_j + N_p - N_k \quad (3.35)$$

$$C_k = \frac{Nk}{W_k} \quad (3.36)$$

$$N_p = C_p \cdot Q_p \quad (3.37)$$

$$N_k = C_k \cdot Q_k \quad (3.38)$$

où,

Nk : réserve en nitrates du réservoir karstique, m^3

C_k : concentration en nitrates dans le réservoir karstique, en mg/l

W_k : stock d'eau dans le réservoir karstique, m^3

N_p : quantité de nitrates provenant du bassin de la Tardoire, en mg/l

Q_p : débit provenant du bassin de la Tardoire, m^3/j

C_p : concentration en nitrates dans la Tardoire, en mg/l

N_k : quantité de nitrates évacuée du réservoir karstique

Q_k : débit de routage du réservoir karstique, en m^3/j

La concentration en nitrates dans la Touvre est donc,

$$CN = \frac{(C_k \cdot Q_k + C_r \cdot Q_r + R_p)}{(Q_k + Q_r)} \quad (3.39)$$

où,

CN : concentration en nitrates dans la Touvre, en mg/l

C_r : concentration en nitrates dans l'écoulement superficiel produit sur le bassin de la Touvre, en mg/l

Q_r : débit sur le bassin de la Touvre, fourni par le modèle hydrologique, en m^3/j

R_p : rejets ponctuels en azote, en kg/j

Globalement, les concentrations simulées par le modèle sont assez surestimées, surtout pour la période 1975-1978 et sous-estimées pour la fin des données disponibles (1982-1983).

3.2.4 Modèle d'absorption des nitrates par les plantes

Le flux d'absorption est une fonction des besoins de la plante en nitrates (consommation potentielle) et du stock de nitrates du sol (Geng, 1988). L'approche qui semble la plus adaptée est celle de Michaelis-Menten. Elle peut être exprimée par:

$$f(t) = \frac{f_p(t) \cdot [NO_3^-]}{k_{ab} + [NO_3^-]} = B \cdot \frac{f_{pr}\left(\frac{t}{t_m}\right) \cdot [NO_3^-]}{k_{ab} + [NO_3^-]} \quad (3.40)$$

où,

t_m : durée de vie d'une culture, en j

t : temps compté à partir de la date de semis, en j

$[NO_3^-]$: teneur en nitrates dans le sol, en kg N/ha

k_{ab} : coefficient d'absorption de Michaelis-Menten, en kg N/ha

$f(t)$: flux de prélèvement, en kg N/ha/j

$f_p(t)$: flux potentiel de prélèvement quand la teneur en nitrates n'est pas un facteur limitant, en kg N/ha/j

B: consommation potentielle totale de nitrates par la culture, en kg N/ha

B est la somme de $f_p(t)$ sur toute la période de croissance de la culture:

$$B = \int_0^{t_m} f_p(t) dt \quad (3.41)$$

$f_{pr}\left(\frac{t}{t_m}\right)$: fonction unitaire réduite du flux potentiel de prélèvement, en j⁻¹

$$f_{pr}\left(\frac{t}{t_m}\right) = \frac{f_p(t)}{B} \quad \text{et} \quad \int_0^1 f_{pr}\left(\frac{t}{t_m}\right) dt = 1 \quad (3.42)$$

Cette fonction unitaire a été obtenue par l'intermédiaire d'une formule empirique établie pour le maïs (Watts et Hanks, 1978). Pour les cultures d'hiver, on utilisera la même formule qui sera corrigée en fonction de la température. Cette fonction est donnée sous forme intégrée (figure 3.3).

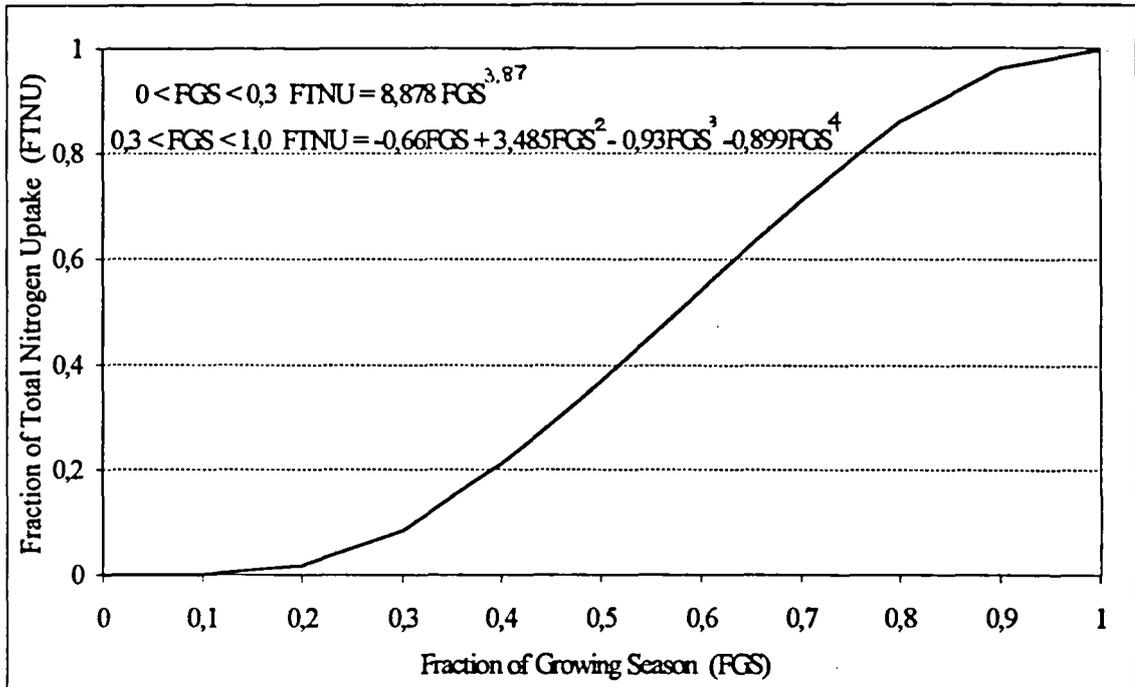


Figure 3.3 Fonction unitaire de la consommation cumulée (Watts et Hanks, 1978).

Pour les cultures d'hiver, la fonction unitaire réduite $fu\left(\frac{t}{t_m}\right)$ est donnée par la relation suivante:

$$fu\left(\frac{t}{t_m}\right) = f_{pr}\left(\frac{t}{t_m}\right) \cdot \left(\frac{T_j}{T_M}\right)^{T_c} \quad (3.43)$$

où,

T_j : température moyenne journalière de l'air, en °C

T_M : température moyenne de la période de croissance de la culture, en °C

T_C : coefficient tel que $fu\left(\frac{t}{t_m}\right)$ soit une fonction unitaire

$$\int_0^1 fu\left(\frac{t}{t_m}\right) dt = 1 \quad (3.44)$$

3.2.5 Dissolution des engrais chimiques

Les engrais chimiques utilisés pour l'agriculture sont épandus sur les terres de culture et, par la suite, dissous par la pluie ou l'irrigation. Le modèle intègre un paramètre représentant la capacité de dilution des

engrais par la pluie et la répartition de l'épandage dans le temps. Il permet de contrôler cette dissolution et il est exprimé en terme de concentration maximale (Thiery et Seguin, 1980).

Ainsi :

$$DILU = \frac{P \cdot DI}{100} \quad (3.45)$$

où,

DILU: quantité d'engrais dissoute par la pluie, en kg N/ha

DI: paramètre de capacité de dilution par la pluie, en mg N/l

P: pluie journalière, en mm

3.3 Propagation dans la rivière

Le modèle de propagation dans la rivière utilisé est basé sur la loi de continuité et est décrit par les relations suivantes:

$$\frac{dS}{dt} = Q_i - Q_o \quad (3.46)$$

avec :

$$S = \tau \cdot Q_o \quad (3.47)$$

$$\tau(Q_o) = \left(\frac{L}{u} \right) \quad (3.48)$$

$$u = aQ_o^b \quad (3.49)$$

où,

Q_i: débit d'entrée, en m³

S: réserve en eau du bief, en m³

Q_o: débit de sortie, m³/s

τ: temps de parcours, en j

L: longueur du bief, en km

u: vitesse moyenne de l'écoulement sur le bief, en m/s

a: vitesse de transmission de l'onde de crue

b: effet d'amortissement de la pointe de crue

L'équation de propagation est la suivante:

$$\frac{dQ_o}{dt} = aQ_o^b \cdot \frac{(Q_i - Q_o)}{L(1-b)} \quad (3.50)$$

Cette formulation a l'avantage d'avoir une structure assez simple et ne demande aucune donnée hydraulique concernant les biefs. Les paramètres a et b sont déterminés par calage.

En ce qui concerne la dynamique de l'azote dans un bief, on a utilisé l'équation de bilan de masse d'une variable non conservative proposée par Whitehead (1984):

$$\frac{dC_S}{dt} = \frac{Q_i \cdot C_i}{V_e} - \frac{Q_o \cdot C_S}{V_e} + \frac{Q_G \cdot C_G}{V_e} + \frac{Q_R \cdot C_R}{V_e} + \frac{Q_S \cdot C_S}{V_e} + \frac{Q_E \cdot C_E}{V_e} - \frac{Q_A \cdot C_A}{V_e} - \frac{k}{d} 10^{0.0293\theta} C_S \quad (3.51)$$

$$V_e = \tau Q_o \quad (3.52)$$

où,

C_S, C_E : concentrations de sortie et d'entrée

Q_E, Q_S : débits amont et aval

k : vitesse de dénitrification

d : profondeur de la rivière

G, R, S, F : entrées provenant respectivement de la nappe, du ruissellement, des affluents et des effluents

A : sortie due aux prises d'eau dans le bief

V_e : volume d'eau efficace dans le bief

θ : température de l'eau

Le modèle a été simplifié en considérant que les débits amont et aval sont équivalents et que les écoulements latéraux sont négligeables.

Ainsi,

$$Q_S = Q_R = Q_F = Q_A = 0 \quad (3.53)$$

$$Q_i = Q_o \quad (3.54)$$

$$\frac{dC_S}{dt} = \frac{Q \cdot C_i}{V_e} - \frac{Q \cdot C_S}{V_e} - C_S \frac{k}{d} 10^{0.0293\theta} \quad (3.55)$$

$$V_e = \frac{Lc}{a} Q^{1-b} \quad (3.56)$$

$$Lc = \frac{Lr}{2} \quad (3.57)$$

où,

Lr : longueur réelle de la rivière

Lc : longueur utilisée dans le calcul

Dans les biefs de propagation, les paramètres a et b sont optimisés, mais, dans les sous-bassins assez étendus pour être le siège de dénitrification, la propagation est redondante avec le transfert assuré par le modèle pluie-débit et le coefficient b est pris égal à 1, soit V_e constant.

3.4 Calage du modèle

3.4.1 Méthode d'optimisation

Dans la modélisation conceptuelle, les paramètres intègrent souvent plusieurs facteurs qui influencent le système de façon différente. Ils sont donc difficiles à déterminer directement. Ainsi, l'emploi d'une méthode d'optimisation est nécessaire pour caler le modèle.

Parmi les méthodes existantes, celle de Rosenbrock (1960) a été utilisée car elle semble être assez performante. Elle permet de déterminer rapidement le jeu de paramètres optimaux du modèle avec peu de risques de tomber sur un point optimal secondaire, si les valeurs limites des paramètres et les valeurs initiales sont bien déterminées. Il s'agit d'une méthode séquentielle qui permet de déterminer à la fois la longueur du pas de recherche, la direction de ce pas et de tenir compte des contraintes imposées aux paramètres.

La fonction critère (FC) utilisée est la somme des erreurs quadratiques entre les données observées et calculées;

$$FC = \sum (Y_o - Y_c)^2 \quad (3.58)$$

où Y_o représente la donnée observée et Y_c la donnée calculée.

3.4.2 Critère d'estimation de la qualité du modèle

Pour un modèle de qualité des eaux, le critère de visualisation graphique est pratiquement le seul utilisé. Il permet d'observer rapidement les écarts entre les données observées et celles simulées et le déphasage qui peut exister entre les deux. Pour le modèle pluie-débit, du fait des meilleures performances atteintes, on est plus exigeant. On

estime la qualité de la modélisation avec un critère de validation. Celui-ci est estimé en comparant la réponse fournie par la simulation et la réaction réelle du bassin.

Le critère de Nash (\mathcal{N}) est, dans le domaine de la modélisation hydrologique, l'un des plus couramment utilisés :

$$\mathcal{N} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{cal} - Q_{obs})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{cal} - \overline{Q_{obs}})^2} = 1 - \frac{\sum (erreur)^2}{variance(Q_{obs})} \quad (3.59)$$

où,

Q_{cal} : débit calculé par le modèle

Q_{obs} : débit observé

$\overline{Q_{obs}}$: débit observé moyen

$erreurs$ = Débit calculé - débit moyen

Pour le modèle hydrologique, le critère employé pour chaque année est un "coefficient de détermination multiple" (CDM), lequel est défini comme suit:

$$CDM = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n [(Q_{cal} - Q_{obs}) - \overline{(Q_{cal} - Q_{obs})}]^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2} = 1 - \frac{Variance(erreur)}{Variance(Q_{obs})} \quad (3.60)$$

où,

Q_{obs} : débit observé

$\overline{Q_{obs}}$: débit observé moyen

$erreur$: débit calculé - débit observé

Ce coefficient est plus justifié pour les modèles linéaires. En effet, si l'on rappelle que $var(X) = \left(\frac{1}{n} \sum X^2\right) - (\overline{X})^2$, on constate que le coefficient de détermination multiple, à la différence du critère de Nash, ne contient pas le terme $(\overline{erreur})^2$ ce qui signifie que ce critère ne traduit pas l'erreur systématique. Dans la pratique, l'erreur moyenne étant faible, il y a peu de différences entre les deux critères.

Le coefficient de corrélation (\mathcal{R}) indique la covariance entre les valeurs calculées et observées. Il est surtout sensible aux déphasages entre les séries de données observées et simulées.

$$\mathcal{R} = \frac{Cov(Y_o, Y_c)^2}{(Var(Y_o) \cdot Var(Y_c))^{0,5}} \quad (3.61)$$

Le dernier critère numérique utilisé pour le modèle hydrologique est le bilan relatif (BR) qui est calculé à l'aide de l'expression suivante:

$$BR = 100 \cdot \frac{\sum(Q_c - Q_o)}{\sum Q_o} \quad (3.62)$$

3.5 Insuffisances du modèle

Le modèle initial présente des insuffisances:

- le modèle hydrologique avait été utilisé avec une fonction puissance de la température à la place de l'ETP. Kribeche (1994) a montré depuis, que cette substitution, neutre la plupart du temps, était source d'erreurs graves certaines années;

- le modèle *GR5* est une généralisation hâtive du modèle *GR3* introduisant des échanges souterrains. Depuis lors, Nascimento, Makhlof et Michel (1992) ont proposé un modèle (*GR4*) plus performant;

- le modèle semi-distribué avait été construit rapidement avec des sous-bassins utilisant des paramètres moyens, alors qu'ils pouvaient être mieux estimés, ce qui influe sur le calage des biefs de propagation;

- dans le sous-modèle de dilution d'engrais, la dilution n'est ni bornée de façon réaliste ni associée au stock non dissous, de telle sorte que le paramètre peut se caler à une valeur correspondant à une accumulation indéfiniment croissante, compensée par une erreur sur un autre terme;

- la vitesse de dénitrification (k) utilisée dans le sous-modèle de dénitrification ne correspond pas aux valeurs de la Charente. Elle est une valeur utilisée sur la Tamise pendant la période d'été. Par ailleurs, cette formulation utilise la hauteur moyenne d'eau dans le fleuve, donnée dont on ne dispose pas. D'autre part, il n'y a pas de spécification claire des paramètres optimisés uniquement sur la propagation des débits et de ceux calés sur les nitrates;

- l'analyse des observations des concentrations en nitrates n'a pas été concluante du fait de la faible densité des mesures de qualité (Ma, 1991), mais on observe que le lessivage est le phénomène prédominant. Il est parfois masqué par un effet de dilution pendant les crues et par un effet appelé "*de printemps*", où les concentrations en nitrates sont plus élevées, phénomène que l'on ne peut seulement expliquer par le lessivage (fertilisation azotée). La période de test comporte de nombreuses lacunes et parfois il n'a pas été possible d'effectuer la validation du modèle. La période de calage utilisée sur certains sous-bassins comporte aussi des nombreuses lacunes, ce qui rend le calage du modèle difficile et les résultats un peu incertains étant donné que l'on n'a pas de repères de comparaison, pour des intervalles de temps parfois assez importants.

CHAPITRE 4
CRITIQUE DU MODELE SUR UN PETIT
BASSIN EXPERIMENTAL DE LA CHARENTE :
LE BASSIN DU RUINE

CHAPITRE 4

CRITIQUE DU MODELE SUR UN PETIT BASSIN EXPERIMENTAL DE LA CHARENTE : LE BASSIN DU RUINE

Introduction

Les travaux antérieurs de mise au point du modèle ont montré la nécessité de détailler les données liées aux pratiques agricoles et d'approfondir l'étude de certains phénomènes biochimiques (en particulier, la dénitrification dans la rivière ainsi que la production et le transfert des nitrates).

Le modèle de base a été développé et validé sur le bassin de Mélarchez, sous-bassin du Bassin Versant Représentatif Expérimental (BVRE) de l'Orgeval (Seine-et-Marne), où il a bien reproduit le débit et la concentration en nitrates à l'exutoire. Cependant, malgré la bonne simulation des débits sur les différents sous-bassins de la Charente et sur certaines stations intermédiaires, les valeurs calculées pour les nitrates étaient encore trop éloignées des valeurs observées. Plusieurs facteurs ont été mis en cause. On peut citer, entre autres, les différences géophysiques et climatiques entre les bassins étudiés, le manque de données concernant les pratiques culturales et la faible fréquence des mesures de qualité des eaux.

Dans ce chapitre, on présente les démarches effectuées pour critiquer le modèle de qualité des eaux en l'utilisant sur un nouveau sous-bassin versant expérimental de la Charente, le bassin du Ruiné, dont le suivi a été mis en oeuvre à partir du 1^{er} octobre 1990. Sur ce bassin, on dispose de données plus détaillées et notamment de mesures de qualité beaucoup plus fréquentes que sur les autres sous-bassins de la Charente.

4.1 Présentation du bassin versant expérimental du Ruiné

Le Ruiné est un petit affluent du Né, long d'environ 6,5 km. Le bassin versant concerne 3 communes (Aubeville, Blanzac et Péreuil). La surface totale du bassin est de 5,5 km² (projection plane) avec une surface agricole utile (SAU) d'environ 5,7 km². La pente moyenne est de 1,9%; cependant, le relief est plus accentué sur le versant Nord où la pente peut dépasser 12% (du ruisseau à la ligne de crête) et au Sud où les pentes approchent parfois 15% sur environ 200 mètres du cours du ruisseau (direction NO-SE à NNE-SSO). Le bassin du Ruiné fait partie du réseau des "BVRE" (Bassin Versant de Recherche Expérimental), avec pour thématique principale l'étude des pollutions d'origine agricole.

4.1.1 Géologie et Pédologie

La structure géologique du secteur est, pour l'essentiel, du Campanien 1 à 3, biozones 1 à 5 (environ 320 ha). On observe également des alluvions et colluvions bordant le lit du Ruiné (60 ha) et des argiles à débris silicifiés (figure 4.1). Sur le Campanien et sur les colluvions et alluvions, le sol est une rendzine typique, plus humifère en fond de vallée que sur les coteaux. Sur les pentes du Campanien 2, le sol est quasiment absent, ce qui donne un faciès de "landes". Sur les bordures hautes du tiers Est du bassin, on observe des argiles brun-verdâtres qui ont donné naissance à des sols bruns riches en rognons siliceux (terres de bois). Ces terres ont été récemment défrichées et mises en culture de vignes, céréales et oléagineux.

Au plan hydrogéologique, le Campanien comporte de niveaux peu perméable (marnes) mais poreux (porosité totale entre 15 et 25%). Il constitue donc un réservoir très important. L'alternance de niveaux plus ou moins perméables explique l'existence de sources de faible débit au flanc des vallées. La réserve en eau du sol ne peut être très forte compte tenu de sa faible épaisseur, mais elle est complétée par l'apport de la roche mère qui joue le rôle de réservoir dont l'influence est considérable. Le bilan hydrogéologique du bassin du Né (débits variant de 0,11 à 2,7m³/s) montre qu'il existe une infiltration profonde assez conséquente (6,5% des précipitations, représentant une lame d'eau de 50 mm) qui témoignerait d'un phénomène de drainage vers des formations aquifères plus profondes.

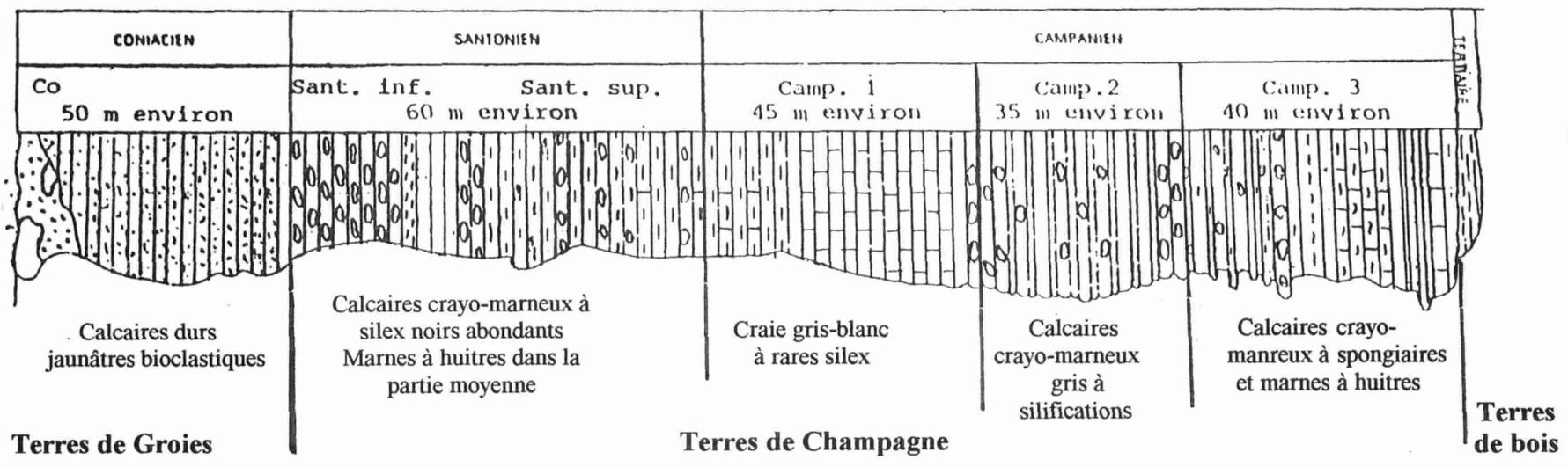
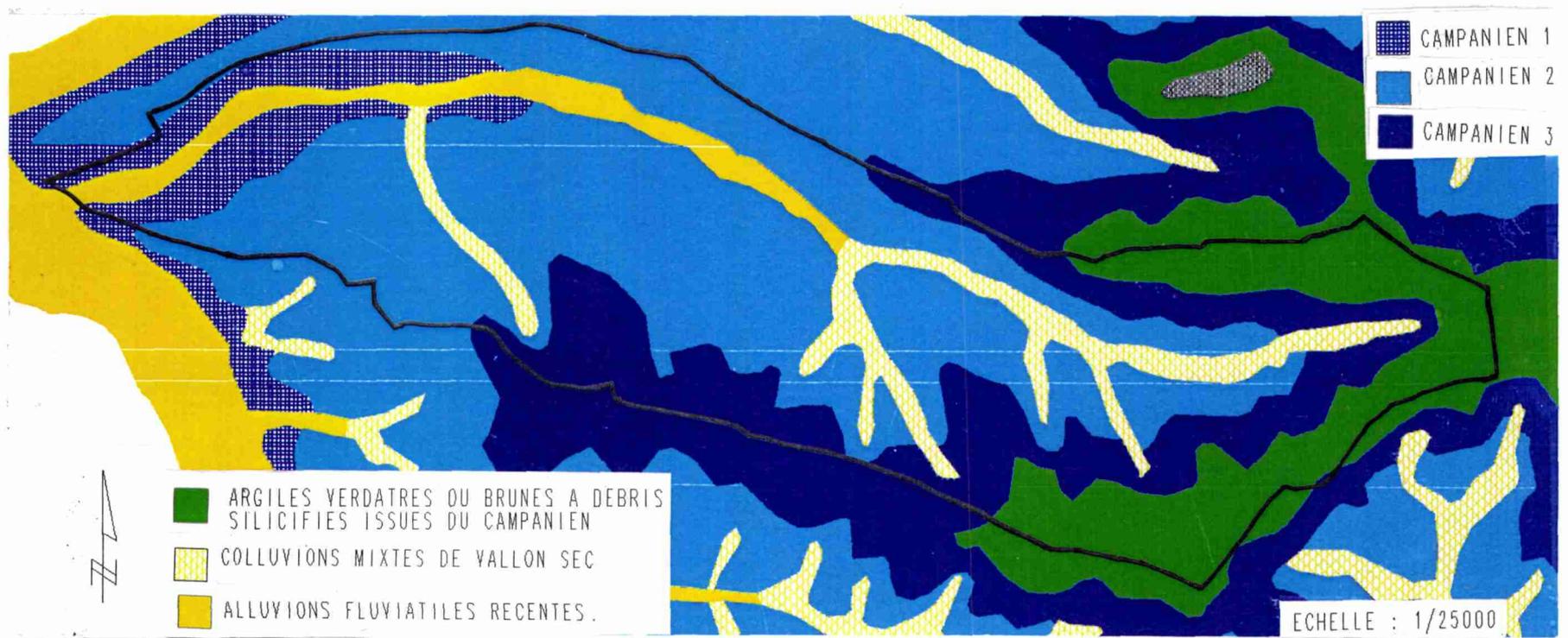


Figure 4.1 Carte géologique du BVRE du Ruiné et superposition stratigraphique des terrains de la région de Champagne de Blanzac

Une première étude géologique effectuée par le BRGM (1988) montre qu'il existe une couche imperméable à moins de 6 m du niveau du sol. Ainsi, le réservoir profond (G) ne contribue pas au débit total à l'exutoire. D'autre part, on observe que la variation de la pluie n'entraîne pas forcément de variations immédiates sur le débit. Une étude plus récente (BGRM; septembre 1994) montre que le fonctionnement hydrologique du bassin présente un comportement bien différencié géographiquement, en relation avec les variations lithologiques des formations géologiques. Dans la partie amont, la nature du sous-sol ne permet pas le transfert des eaux infiltrées vers un aquifère profond. Le lit du ruisseau constitue le niveau de base des eaux souterraines. Par contre, dans la partie aval, la perméabilité du sous-sol permet l'infiltration des eaux en profondeur, le lit du ruisseau ne constituant plus le niveau de base des eaux souterraines.

L'étude des débits spécifiques du bassin montre que le débit total est deux fois moindre que celui mesuré dans sa seule partie amont, représentant près de la moitié de la superficie totale (2,57 km² sur 5,50 km²). Cette même étude a permis de contrôler les prélèvements par irrigation (10 l/s), jusqu'alors considérés comme négligeables. Compte tenu des conditions de sécheresse, de la nature des cultures irriguées (maïs) et de la distance point d'arrosage-cours d'eau, on peut estimer qu'il s'établit un régime de prélèvement permanent, sans retour d'eau vers le ruisseau.

4.1.2 Climat

La pluie, sur le bassin du Ruiné, est mesurée en deux endroits à l'aide d'un pluviographe et d'un pluviomètre. Ces données sont complétées par celles obtenues sur deux autres pluviomètres situés à proximité du bassin, à Blanzac et Barbezieux. La pluviométrie utilisée sur le Ruiné sera en fait la moyenne des mesures recueillies sur les quatre stations. L'évapotranspiration potentielle (ETP) n'est pas mesurée sur le Ruiné ni sur des stations proches. Le climat sur le Ruiné étant comparable à celui de Cognac, c'est-à-dire assez ensoleillé (environ 2000 heures d'insolation par an), l'ETP considérée dans notre étude est celle fournie par le service météorologique de Cognac.

L'ETP à Cognac (806,5 mm) et la pluviométrie annuelle moyenne obtenue sur le Ruiné (848 mm) sont du même ordre de grandeur. La figure 4.2 qui présente les données recueillies à Blanzac (pluie) et Cognac (ETP) sur une longue période (20 ans) met en évidence le déficit hydrique qui existe pendant la période d'avril à septembre.

Le tableau 4.1 présente la pluviométrie enregistrée sur le bassin du Ruiné et le tableau 4.2 indique les températures moyennes mensuelles observées à la station climatologique de Barbezieux pour la période d'étude. Il faut remarquer que la variation pluviométrique du bassin du Ruiné est très importante d'une année à l'autre. Il est intéressant de noter que, en moyenne, les mois d'avril et juin ainsi que les mois d'automne (septembre à novembre), se situent parmi les mois les plus humides et que les mois d'hiver (décembre à mars) se trouvent parmi les plus secs. Cependant, ces observations correspondent à une période de temps assez limitée. En effet, si on les compare avec les valeurs pluviométriques mensuelles moyennes de la station de Blanzac (figure 4.2), on observe que les mois d'hiver sont les plus humides (octobre à janvier).

	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juill	Août	Sep	Oct	Nov	Déc	Total
1990	-	-	-	-	-	-	-	-	-	132	112	58	-
1991	67	49	41	79	35	107	57	18	134	83	108	38	816
1992	26	27	56	52	27	128	55	140	56	116	115	82	880
1993	20	3	7	115	90	89	49	54	193	148	21*	-	-
Moy	38	26	35	82	51	108	54	71	128	120	112	59	848

* : pluies observées jusqu'au 22 novembre

Tableau 4.1 Pluviométrie sur le bassin versant du Ruiné, en mm

	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juill	Août	Sep	Oct	Nov	Déc	Moy
1990	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,5	9,0	3,5	-
1991	5,1	3,6	10,4	9,8	13,4	15,9	20,2	22,0	19,6	11,7	8,5	4,8	12,1
1992	3,1	5,8	8,8	10,2	16,3	17,2	19,9	20,4	15,9	10,9	11,3	6,9	12,2
1993	7,2	5,0	8,7	10,8	15,0	18,6	18,4	19,5	15,4	11,5	6,0	-	-
Moy	5,1	4,8	9,3	10,3	14,9	17,2	19,5	21,2	17,0	12,2	8,7	5,1	12,2

Tableau 4.2 Températures moyennes mensuelles, en °C

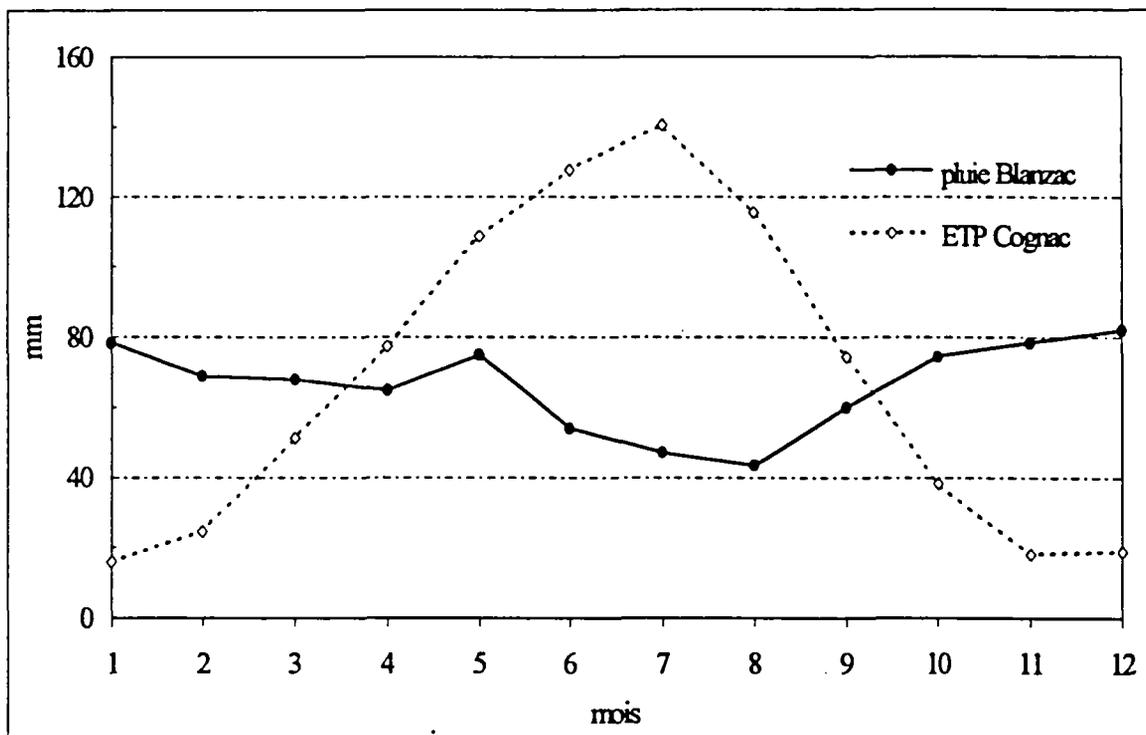


Figure 4.2 Pluviométrie et ETP moyennées sur le bassin du Ruiné

4.2 Les données hydrologiques

Le Ruiné présente une période d'assec annuel observée entre les mois de juillet et octobre, raison pour laquelle il a été décidé de considérer des périodes hydrologiques d'étude allant d'octobre à septembre. Ce mode de découpage permet, en même temps, d'intégrer l'étude des pratiques agricoles.

La variation du débit pendant la période d'étude s'est avérée très importante (Tableau 4.3). En effet, on observe un débit moyen de 18,5 l/s avec un assèchement ou un très faible débit pendant l'été. Il est intéressant de noter que les débits moyens observés en novembre et décembre 1992 sont particulièrement élevés, avec deux crues exceptionnelles assez rapprochées (17/11/92–pic de crue : 250 l/s; 7/12/92–pic de crue : 650 l/s). Il est également important de rappeler que la géologie du secteur confère au bassin une capacité de réserve en eau très importante, facteur qui pourrait expliquer la forte variation des débits à pluviométrie équivalente.

D'autre part, le suivi d'un nouveau bassin versant expérimental nécessite un délai minimal pour pouvoir obtenir des données fiables. Ainsi, les lacunes de données, surtout au début de la période d'étude, sont dues aux problèmes liés à l'installation de la station hydrométrique.

	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juill	Août	Sep	Oct	Nov	Déc
1991	-	-	19,5	7,6	12,3	15,9	1,4	0,0	0,0	0,2	23,8	15,6
1992	16,1	11,6	8,9	16,1	6,0	5,3	7,8	4,8	5,1	12,6	105,5	131,5
1993	21,2	13,9	10,3	16,0	18,0	18,9	8,1	0,6	25,0	117,5	117,5	-

Tableau 4.3 Débits mensuels, en l/s

4.3 Les concentrations en nitrates

Les concentrations en nitrates sont mesurées sur des échantillons instantanés prélevés de deux façons différentes : soit une ou deux fois par semaine manuellement, soit à pas de temps beaucoup plus fin pendant les crues importantes, à l'aide d'un préleveur automatique (de 20 minutes à quelques heures d'intervalle).

4.3.1 Relation concentration/débit

L'examen des relations concentration/débit, même s'il néglige les facteurs d'apports et de rétention, est un moyen simple d'obtenir un premier aperçu de la dynamique de lessivage, surtout de façon comparative avec d'autres bassins.

Sur les trois années d'observations, la variation des débits est trop importante par rapport à la variation de la concentration en nitrates pour établir une relation valable pour l'ensemble des données. En effet, le débit, pour la période 91-92, varie de 0 à 60 l/s et pour la période 92-93, il varie de 0 à 650 l/s. Ainsi, il apparaît que l'année hydrologique 91-92 est particulièrement sèche tandis que la suivante est assez humide et, en conséquence, le comportement des nitrates est complètement différent.

Pour la première période on observe que les concentrations en nitrates sont assez homogènes et se situent en général entre 20 et

40 mg/l. Pour la deuxième période, elles varient de 10 à 60 mg/l. L'année 90-91 présente des lacunes très importantes car les concentrations en nitrates n'étaient pas mesurées de façon très régulière. Pour cette première période, on compte seulement une quarantaine de données de qualité des eaux.

Divers auteurs (Hall, 1971; Florczyk et Manczak, 1971; Johnson et al, 1979) ont mis en évidence les relations entre les paramètres de concentration en éléments chimiques et le débit d'écoulement. L'appréciation des pertes à l'exutoire d'un bassin ne peut être dissociée d'une recherche des relations entre les concentrations et les débits. La connaissance de ces relations est indispensable surtout pour pouvoir définir les conditions générales du transfert. La figure 4.3 regroupe l'ensemble des données recueillies au cours des trois campagnes et traduit la complexité des phénomènes mis en jeu.

Malgré la grande dispersion des données, on observe clairement un effet de dilution pour $Q > 200$ l/s. Ceci montre un ruissellement ou du moins un transfert rapide sans enrichissement en nitrates contenus dans le sol. Cette limite de 200 l/s présente un caractère totalement empirique et a été établie avec une faible quantité de données. Cependant, la tentative d'établissement d'une régression aboutit à une valeur très correcte du coefficient de détermination ($R^2 = 0,80$) et une représentation graphique plutôt bonne (figure 4.4). La fonction qui relie la concentration en nitrates (C) au débit (Q) est la suivante:

$$C = 77,96 e^{-0,0026Q} \quad (4.1)$$

où C est exprimée en mg/l et Q en l/s.

Sur la gamme de débits entre 0 et 200 l/s (figure 4.5), divers types de régression ont été essayés donnant des coefficients de détermination très médiocres. Ces résultats montrent, qu'à lui seul, le débit n'est pas suffisant pour expliquer les variations de la concentration et le changement de comportement du bassin. On peut parler, cependant, d'un effet de lessivage soumis à une très grande dispersion.

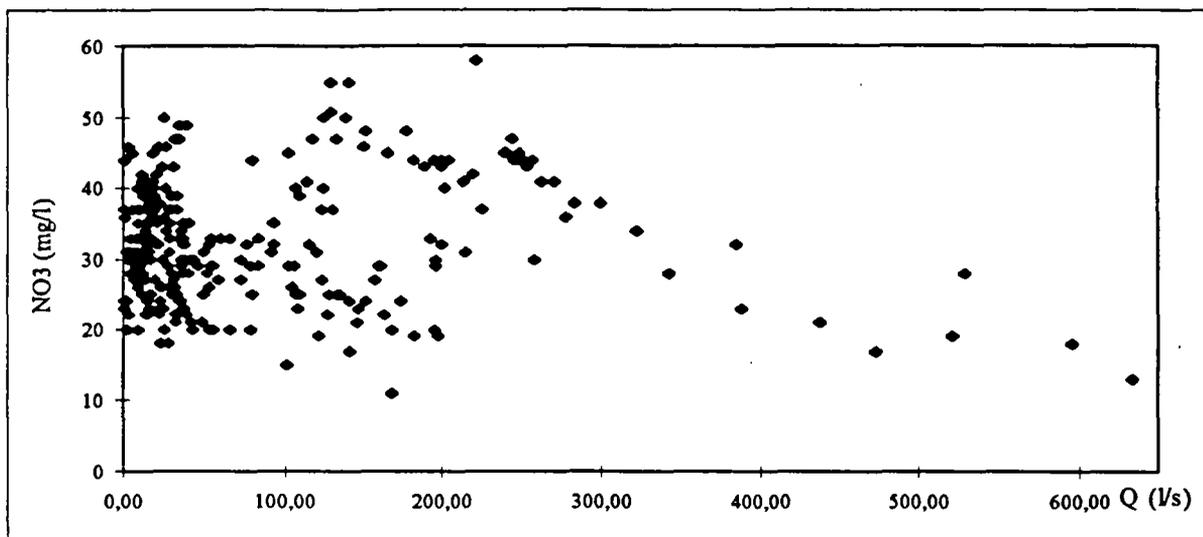


Figure 4.3 Variations des concentrations et des débits sur le bassin du Ruiné.

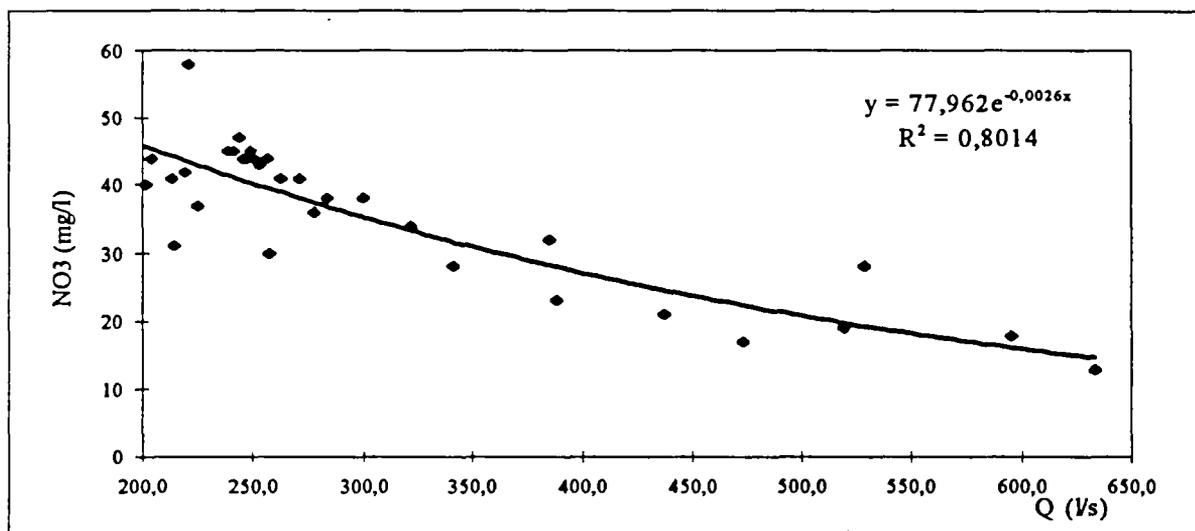


Figure 4.4 Etude élémentaire de la dilution. Octobre 1990 - Novembre 1993.

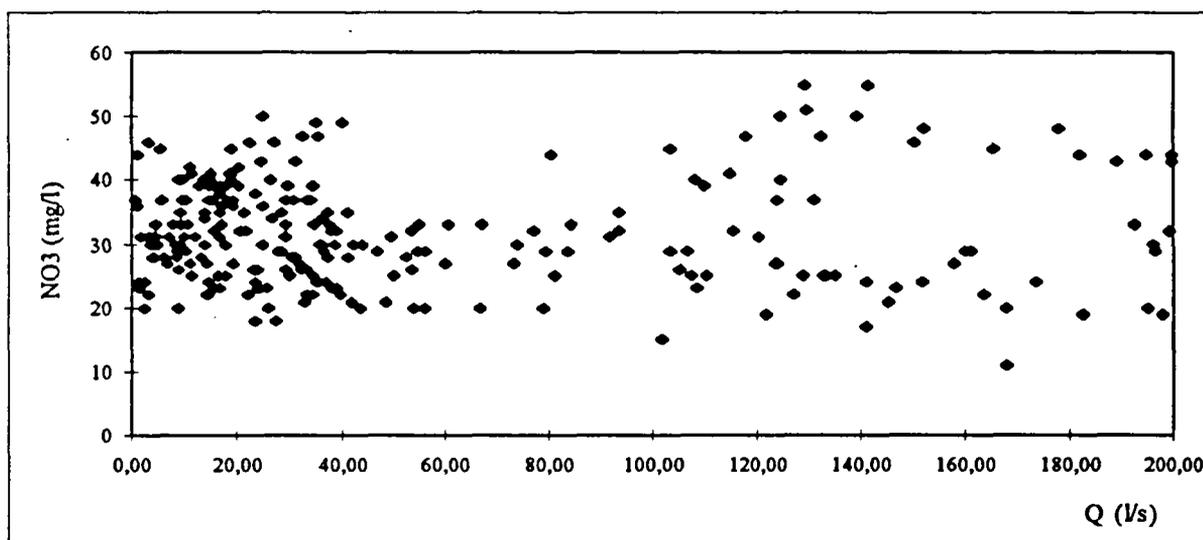


Figure 4.5 Variations des concentrations pour $Q < 200$ l/s.

4.3.2 Etude détaillée des phénomènes de crue

La trop grande variabilité de la concentration ne nous a pas permis de réaliser une synthèse d'ensemble. Cependant, des résultats intéressants ont été mis en évidence par l'étude de quelques crues. L'examen des graphiques présentant la concentration en nitrates en fonction du débit pour les huit crues les plus importantes de la période de suivi permet de détecter un phénomène d'hystérésis sur le bassin. L'étude de ce phénomène découle de la représentation chronologique de la concentration et du débit. A partir de l'observation de ces crues, on observe trois types de comportements:

- hystérésis négligeable (cas du 3 octobre 1993, figure 4.6);

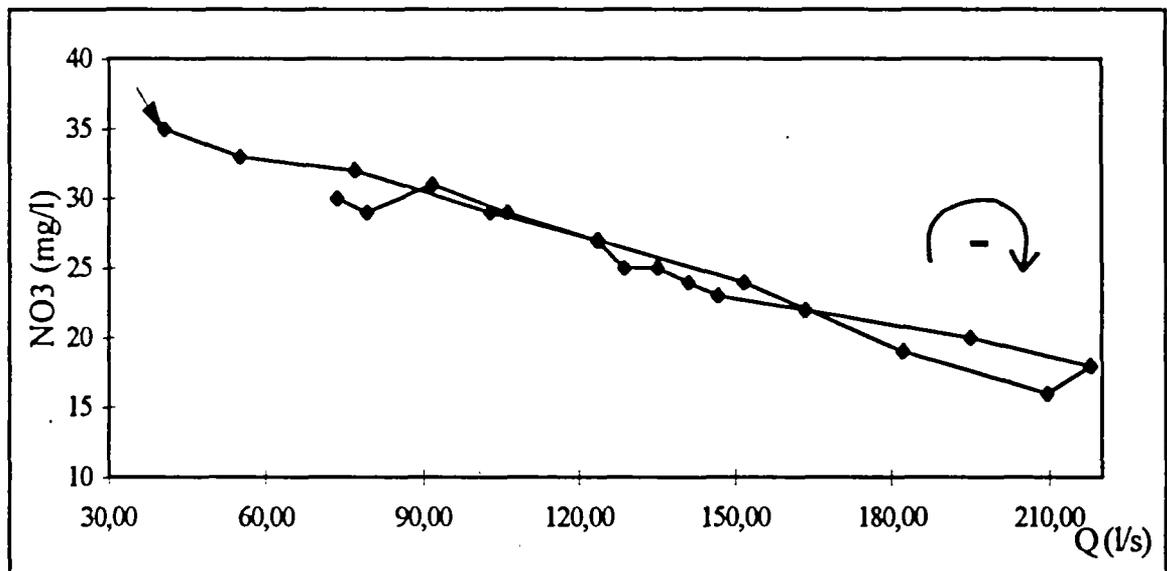


Figure 4.6 Phénomène d'hystérésis négligeable. 3 octobre 1993.

- boucles dans le sens des aiguilles d'une montre ("*clockwise loop*" ou "*trigonométrique inverse*" ou "*négative*"). C'est le type d'hystérésis le plus souvent rencontré dans la nature (Meybeck, 1985) particulièrement pour les matières en suspension. Il est assez rare pour les nitrates. Un cas de ce type a été observé sur le Ruiné lors de la crue du 10 janvier 1992 (figure 4.7);
- boucles refermées amorçant un "8". Il s'agit d'une variante de la précédente, dans laquelle la boucle est de faible amplitude, et se referme de telle sorte que la concentration finale est supérieure à la concentration initiale (cas de juin 1991 et juin 1993, figures 4.8 et 4.9);

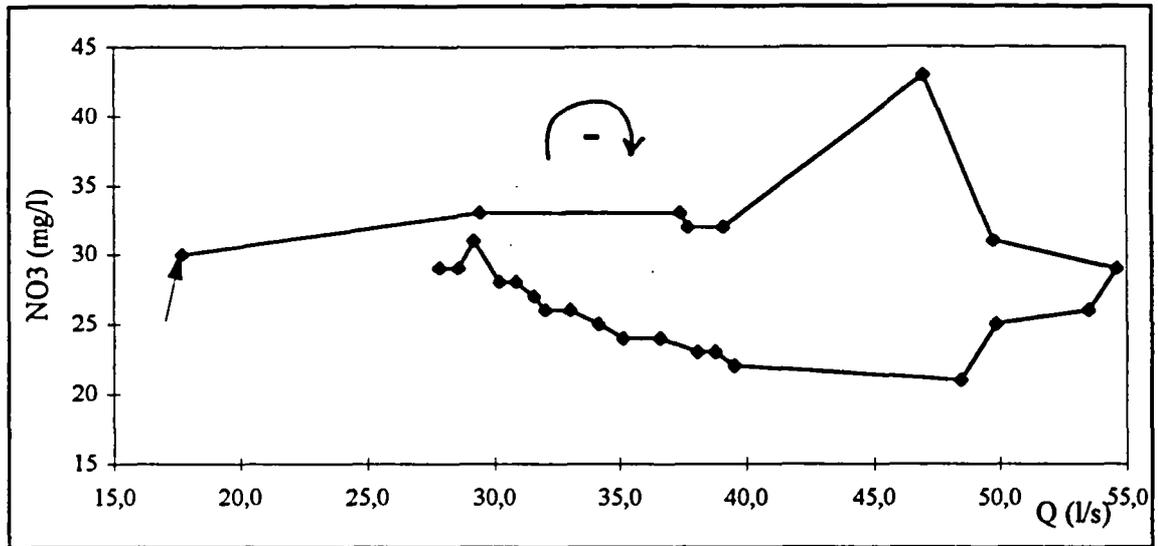


Figure 4.7 Phénomène d'hystéresis, "clockwise-loop". 10 janvier 1992.

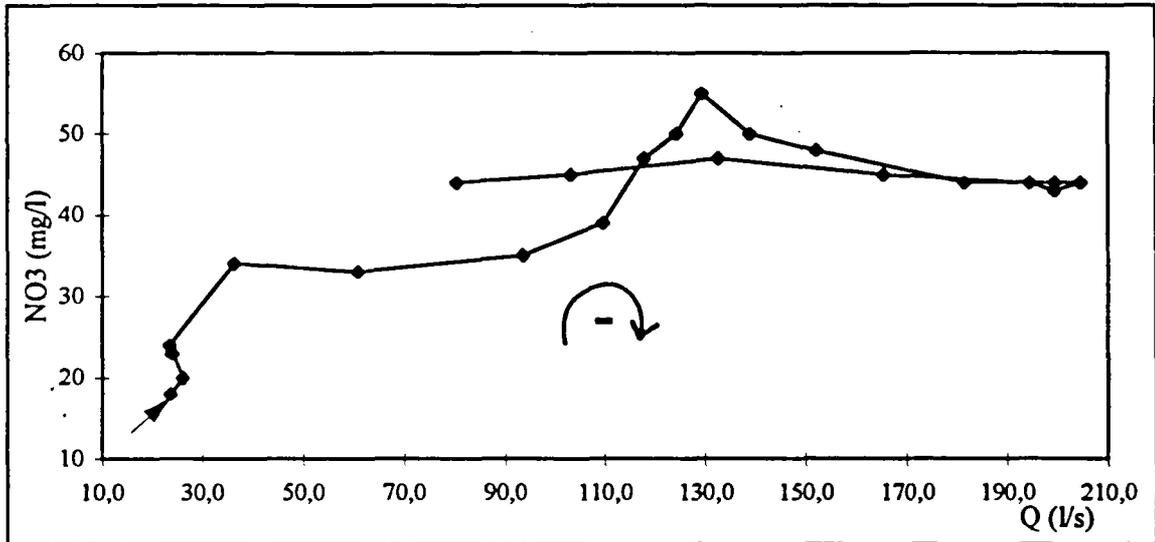


Figure 4.8 Phénomène d'hystéresis, "clockwise-loop". 3 juin 1991.

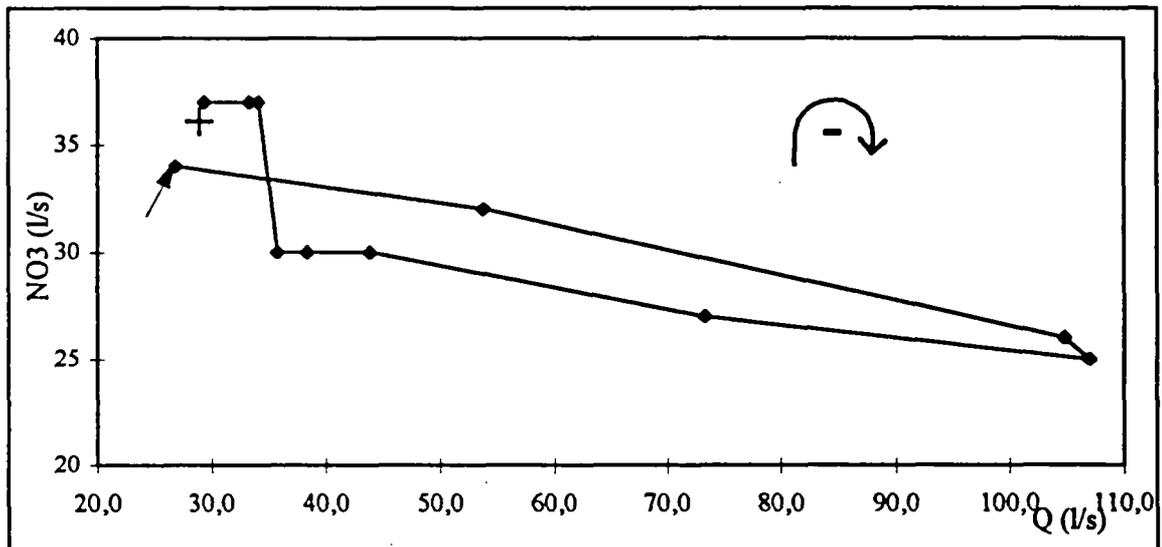


Figure 4.9 Phénomène d'hystéresis, "figure eight". 21 juin 1993.

- boucles dans le sens inverse des aiguilles d'une montre ("*counterclockwise-loop*" ou dans le sens trigonométrique ou "positives"; figures 4.10 et 4.11). Ce cas, rencontré 2 fois (avril 93, octobre 93), montre une que la concentration finale supérieure à la concentration initiale, comme dans le cas précédent, mais s'en distingue par le sens de la boucle;

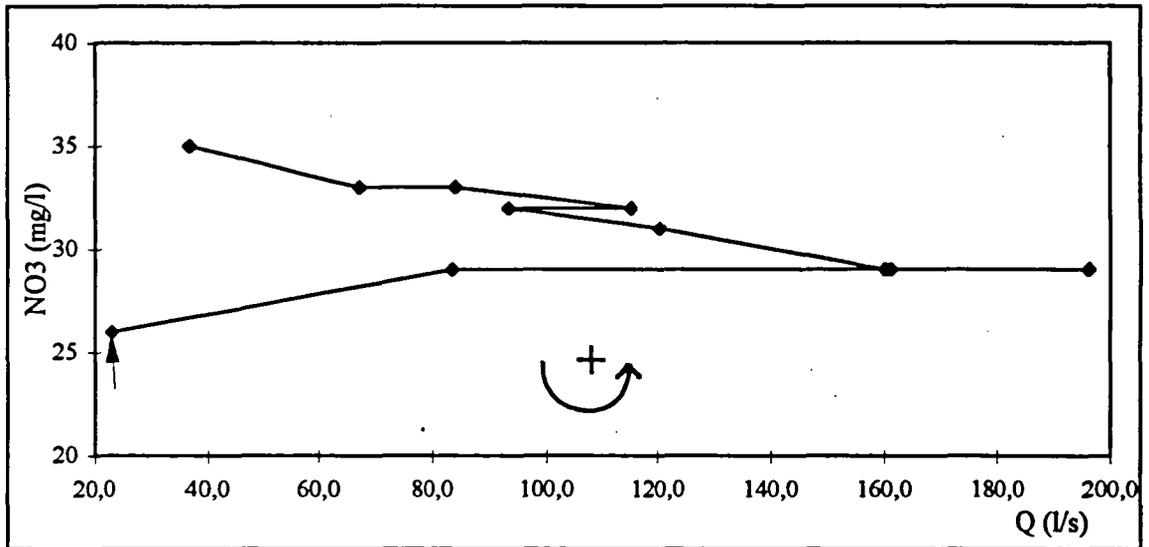


Figure 4.10 Phénomène d'hystéresis, "*counterclockwise-loop*". 24 avril 1993.

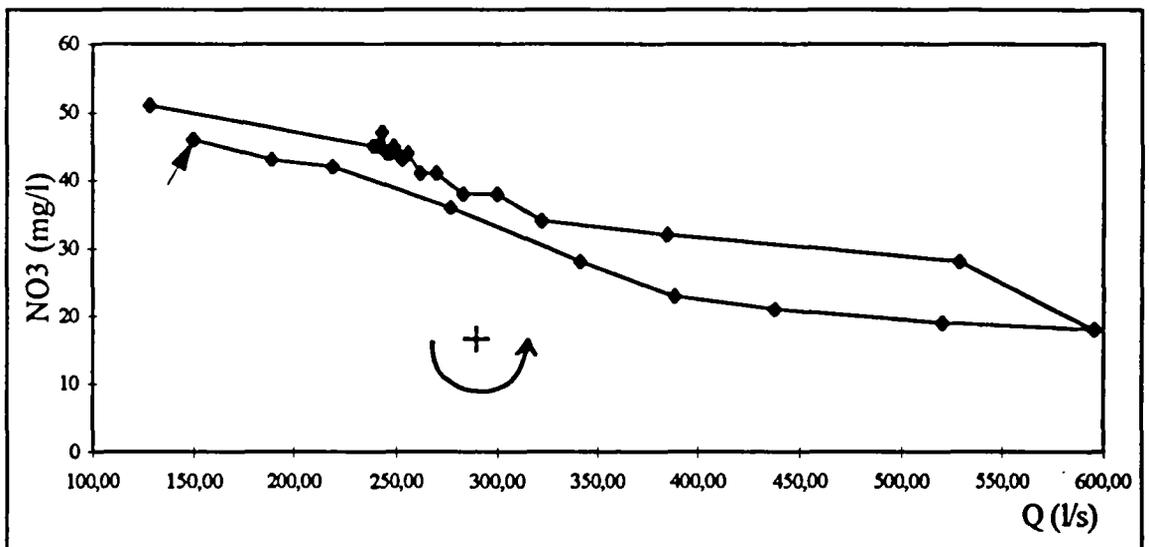


Figure 4.11 Phénomène d'hystéresis, "*counterclockwise-loop*". 15 octobre 1993.

- "huit" bien formés lors de crues à deux pointes. La crue des 13-15 septembre 1993 et surtout celle des 21-22 septembre 1993 sont des exemples nets d'une boucle "négative" suivie d'une boucle "positive" (figure 4.12 et 4.13). La première présente une concentration finale supérieure à la concentration initiale alors que c'est l'inverse pour la seconde.

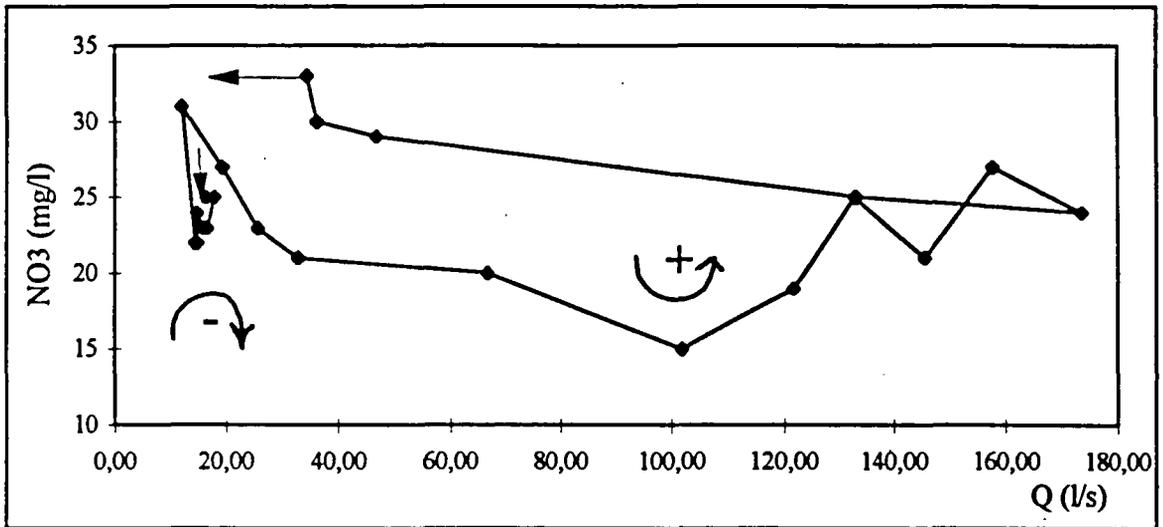


Figure 4.12 Phénomène d'hystéresis, "figure eight". 14 septembre 1993.

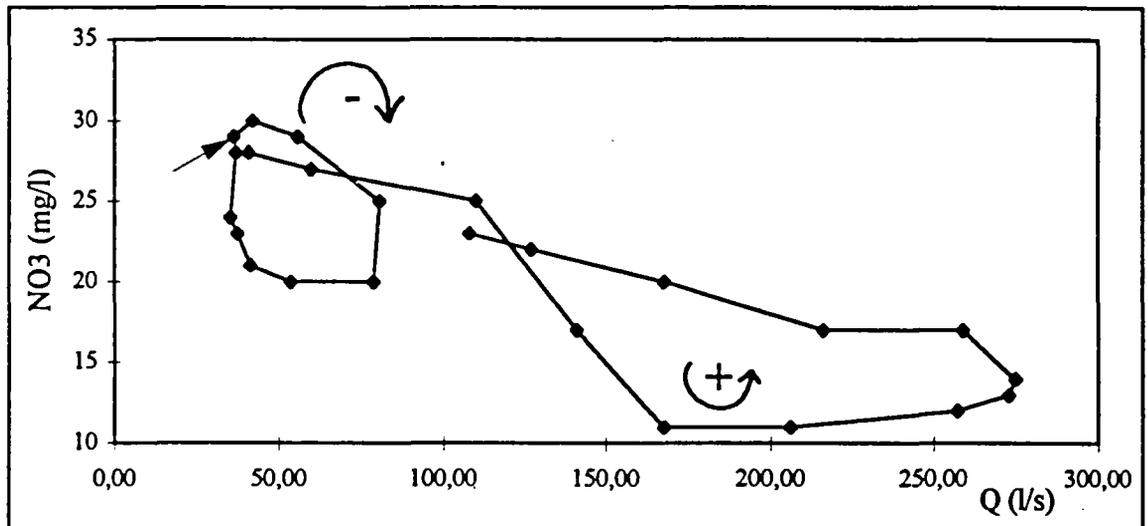


Figure 4.13 Phénomène d'hystéresis, "figure eight". 21 septembre 1993.

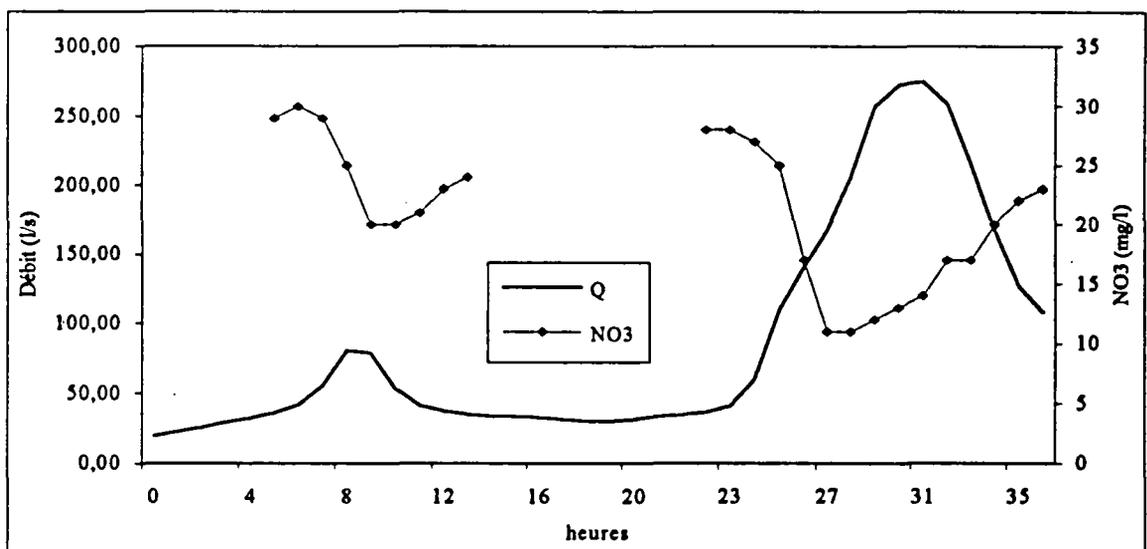


Figure 4.14 Crue du 21 septembre 1993.

Les boucles "*néglatives*" correspondent à une mobilisation de nitrates facilement disponibles mais qui s'épuisent. Les boucles "*positives*" semblent indiquer que la production de nitrates est activée pendant la crue. Il semble normal que des crues complexes soient d'abord "*néglatives*" puis "*positives*". En outre, il nous faudrait une étude de plusieurs crues pour pouvoir établir des relations entre l'hystérésis et une autre variable qui puisse expliquer ce comportement un peu désordonné. En effet, les crues étudiées sont réparties dans l'année de façon bien trop aléatoire pour leur conférer un effet saisonnier et les débits ne présentent pas une régularité suffisante pour établir un seuil quelconque.

D'autre part, on a effectué une étude plus détaillée de quelques crues caractéristiques, tout en la considérant comme une première approche permettant de distinguer les effets de lessivage (figure 4.15) de ceux du ruissellement (figures 4.16 et 4.17). Cette analyse concerne uniquement trois des huit crues observées lors du suivi du bassin versant du Ruiné. Dans ces trois cas, les valeurs des coefficients de détermination sont assez correctes. Les résultats des autres corrélations sont très médiocres car, dans la plupart des cas, l'échantillonnage des concentrations ne couvre pas l'ensemble de la crue (figure 4.18). Néanmoins, on observe un décalage (environ 3 jours) dans la réponse des nitrates à la crue. Il convient donc de poursuivre cette première approche avec de nouvelles données afin de bien cerner le comportement du bassin.

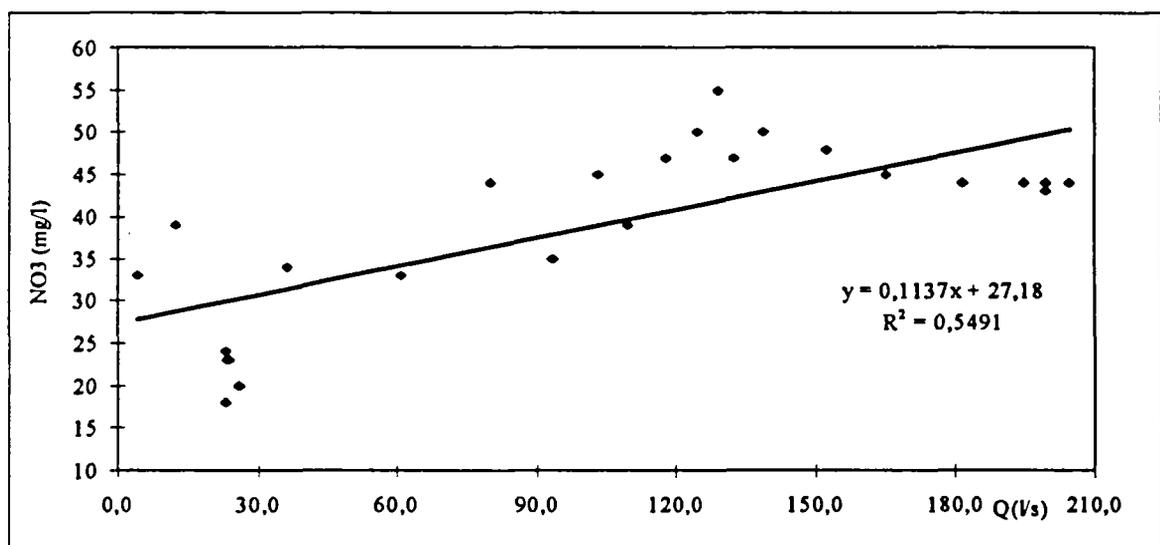


Figure 4.15 Étude élémentaire de la crue du 1^{er} juin 1993.

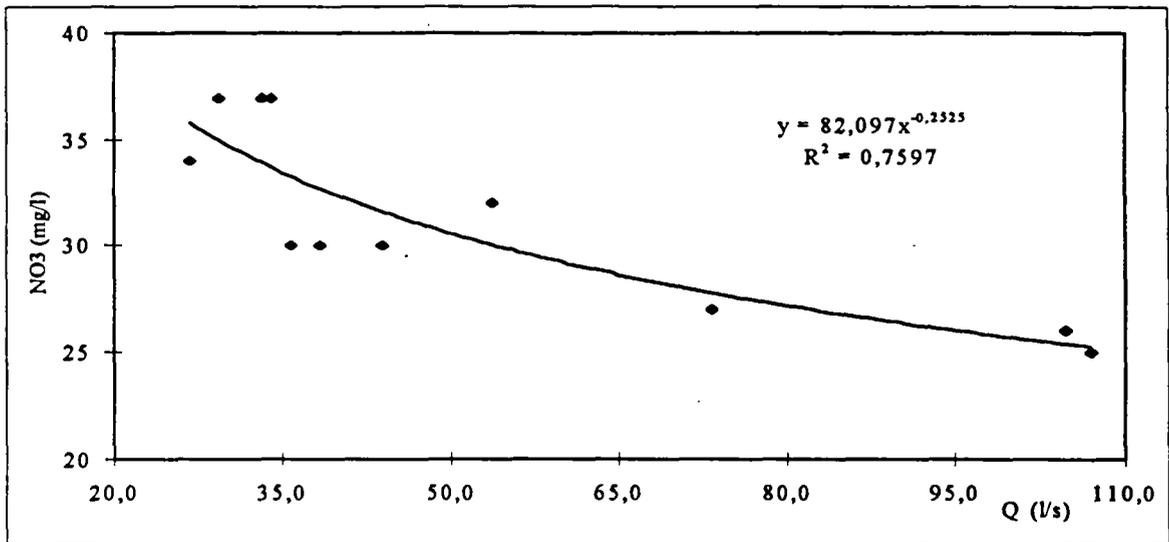


Figure 4.16 Etude élémentaire de la crue du 21 juin 1993.

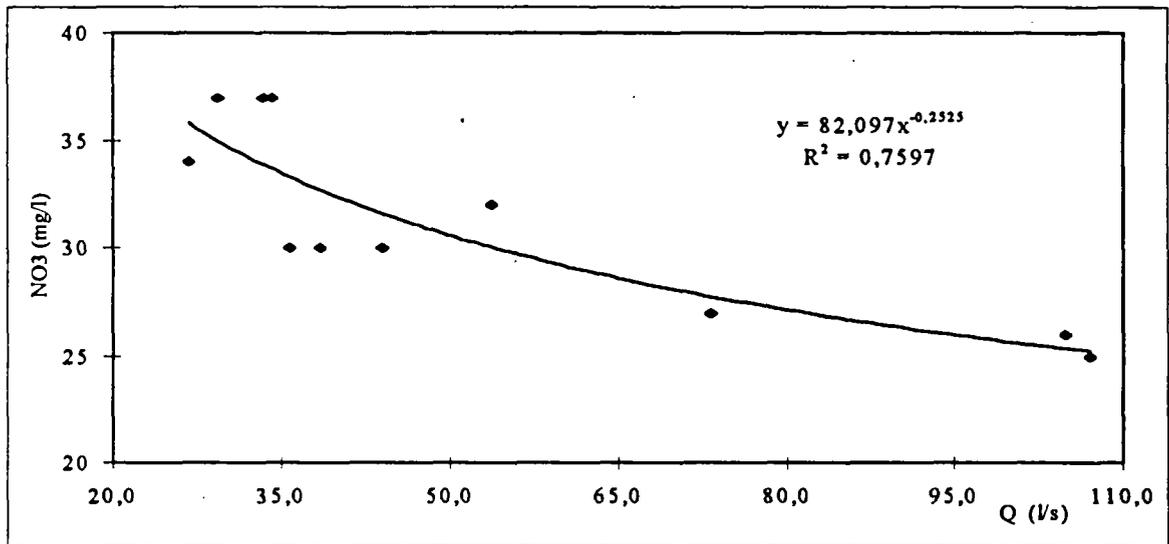


Figure 4.17 Etude élémentaire de la crue du 22 septembre 1993.

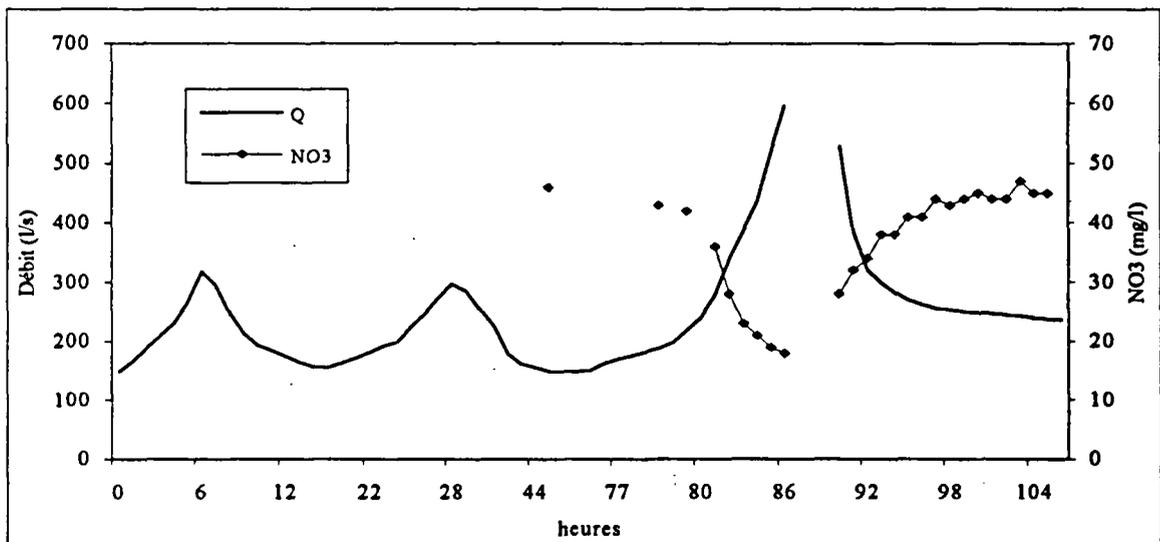


Figure 4.18 Crue du 11 au 15 octobre 1993.

En conclusion, si l'on fait une généralisation assez hâtive de notre étude, on peut dire que les boucles négatives se présentent à faible débit. Ceci représente un lessivage superficiel des nitrates facilement disponibles mais rapidement épuisables.

Les boucles positives se présentent surtout à fort débit ce qu'implique la dilution de la concentration, dans un premier temps, suivi d'une reconcentration possiblement due au lessivage des couches plus profondes.

4.4 Pratiques agricoles

De caractère essentiellement agricole, le bassin du Ruiné présente un éventail de cultures caractéristique des orientations régionales dominantes sur la Charente. L'utilisation du sol, les dates des semis et des récoltes ainsi que l'apport d'azote pour chacune des cultures sur le bassin sont figurés sur le tableau 4.4.

Lorsque l'on considère l'ensemble des terres labourables (TL), le bassin du Ruiné se situe près de la moyenne du bassin de la Charente, le maïs compensant le déficit des cultures fourragères et des surfaces enherbées (CF+STH). On constate également que la vigne occupe une place importante.

	SAU	TL	Blé	OH	OP	Maïs	Tourn	STH+CF	Vigne
Surf (ha)	460	332	103	15	18	124	60	30	110
%	-	72	22	3	4	27	13	7	24
Semis	-		8/10	15/10	10/01	15/03	15/03	15/01	25/01
Récolte	-	-	1/07	19/06	1/07	1/10	9/09	15/05	15/08
Apport (U/ha)			152	121	90	186	64	33	37,5

Tableau 4.4 Utilisation du sol (dates des semis et des récolte et apport d'engrais azoté) sur le bassin du Ruiné (1990/1991)

En ce qui concerne la fertilisation, on a utilisé les résultats de l'enquête réalisée par le CEMAGREF de Bordeaux pour la campagne agricole 1990-1991. L'apport moyen de fertilisants azotés est de 118 U/ha sur l'année agricole. Pour éviter les pics de concentrations correspondant aux dates de fertilisation (lessivage ponctuel trop fort en cas de précipitation importante), l'apport de fertilisant a été étalé sur une semaine à partir de la date indiquée dans le tableau 4.5.

Culture	Oct	Jan	Fév	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill
Blé	31 3%	24 31%	28 32%	14 28%	16 4%	13 1%	-	-
Orge Hiver	31 3%	19 41%	28 12	11 44%	-	-	-	-
Orge Printemps	-	-	23 26%	21 48%	13 26%	-	-	-
Maïs	-	-	-	-	30 20%	23 20%	17 60%	-
Tourn.	-	-	-	-	11 100%	-	-	-
STH+CF	-	24 11%	25 20%	18 15%	18 6%	23 32%	-	11 16%
Vigne	-	31 4%	28 12%	18 30%	18 23%	18 2%	27 13%	4 16%

Tableau 4.5 Dates de fertilisation, quantité d'azote apportée en U/ha et pourcentage de la fertilisation annuelle

Nous observons que les apports azotés les plus importants sont effectués pendant la dernière semaine du mois de février, à la mi-mars et à la mi-avril. On remarque que la vigne ne compte pas beaucoup dans l'apport d'azote global. Cet apport est fait généralement sous forme organique très diluée. Compte tenu que de très fortes gelées d'avril ont eu lieu pendant l'année 1991, il conviendra de vérifier sur une année "normale" les valeurs indiquées et rectifier, si nécessaire, l'apport mentionné pour la vigne.

4.5 Modèle hydrologique utilisé

On a décrit dans le *chapitre 3* le modèle hydrologique employé sur les bassins de l'Orgeval et de la Charente. Ce modèle n'a pas pu être transposé directement sur le bassin du Ruiné car les conditions d'écoulement sont totalement différentes et nous avons constaté que la variation de la pluie n'entraîne pas forcément des variations immédiates de débit.

En raison de problèmes de disponibilité des données, l'adaptation du modèle hydrologique a été faite en deux étapes. Ainsi, on a travaillé tout d'abord sur la période du 1/10/1991 au 31/11/1992 et quelques mois plus tard avec la partie complémentaire des données.

Lors du premier essai, la crue du 13/11/92 au 27/11/92 rendait pratiquement impossible le calage sur l'ensemble des données. En effet, en utilisant la fonction de production $Pr = P \cdot \left(\frac{S}{A}\right)^2$ (P : pluie nette, Pr : fraction de pluie rentrant directement dans le réservoir de routage; *chapitre 3, eq. 3.2*), on observait une restitution du débit assez satisfaisante juste avant la crue, tandis que pendant celle-ci, le modèle considérait que le sol continuait à stocker la pluie. Ce type de "stockage" s'est reproduit avec la partie complémentaire des données (1/12/92-16/08/93), période pendant laquelle on a observé une deuxième crue (1/12/92 au 10/12/92) encore plus importante que la première.

Nous nous sommes ainsi retrouvés avec un écoulement exceptionnel (pendant pratiquement un mois) et un modèle incapable de restituer, en même temps, les débits moyens et élevés. Il faut noter l'importance de ces deux crues puisqu'elles sont 15 à 25 fois plus fortes que le débit moyen. Etant donné que l'on ne dispose que de trois ans de données comportant des lacunes assez importantes, on a calé le modèle sur la période s'étalant du 1/10/1990 au 16/8/1993 et on l'a validé uniquement sur la période du 18/8 au 22/11/1993 (trois mois).

Ceci nous a conduit à rechercher une fonction de production du modèle hydrologique plus appropriée au bassin du Ruiné. Le bassin paraît donc avoir une capacité de stockage très importante. En général, il semble stocker la plupart de la pluie dans le réservoir sol (S) mais, quand l'humidité du sol approche une certaine valeur seuil, le comportement s'inverse et c'est une fraction nettement plus importante qui passe directement dans le réservoir de routage (R). On peut traduire ceci par une loi de type sigmoïde (figure 4.19), par rapport à $\frac{s}{A}$, où A est la capacité du réservoir sol et s le niveau de ce même réservoir.

Ainsi,

$$pp = ps + pr \quad (4.2)$$

$$pr = pp \frac{\left(\frac{s}{A}\right)^{25}}{\left(1 - \frac{s}{A}\right)^{25} + \left(\frac{s}{A}\right)^{25}} \quad (4.3)$$

où,

pp : pluie nette journalière, en mm

ps : fraction de la pluie entrant dans le réservoir sol, en mm

pr : fraction de la pluie entrant directement dans le réservoir de routage, en mm

Il faut noter cependant que la partie droite de la courbe n'est pratiquement pas utilisée du fait de ce comportement particulier. Le paramètre A doit donc être interprété moins comme une capacité maximale que comme le double de la valeur pour laquelle la croissance de la fonction de production est maximale.

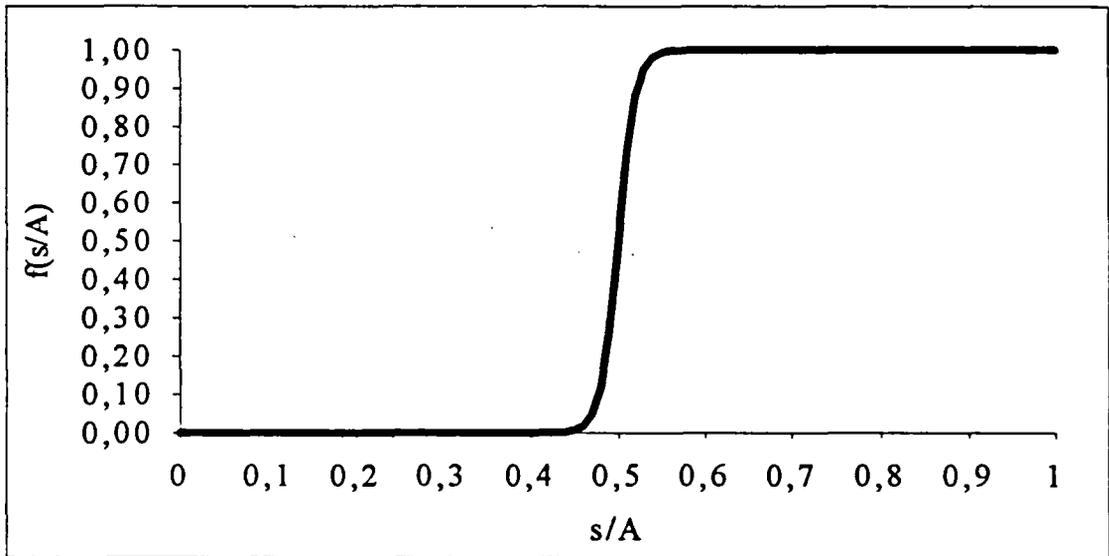


Figure 4.19 Fonction de production du modèle hydrologique

Pour l'évapotranspiration potentielle (ETP), nous avons utilisé les valeurs observées à Cognac (ETP Penman). En effet, dans une première approche, on a considéré l'ETP comme une fonction de la température de l'air (*chapitre 3, eq. 3.3*). Les températures journalières moyennes observées à Barbezieux et à Cognac étant pratiquement les mêmes, on peut considérer que l'évapotranspiration est équivalente. Ainsi, l'évapotranspiration réelle peut se formuler de la façon suivante:

$$ETR = ETP \cdot \left(\frac{s}{A}\right) \cdot \left(2 - \frac{s}{A}\right) \quad (4.4)$$

D'autre part, la percolation profonde (DG) sur le bassin du Ruiné est beaucoup plus importante que sur les autres sous-bassins de la Charente. Sur celui-ci, elle suit une loi de type linéaire décrite par l'égalité suivante:

$$DG = PD \cdot \left(\frac{s}{A}\right) \quad (4.5)$$

où PD est le paramètre de percolation.

Les bilans hydriques des réservoirs sol, de routage et souterrain sont alors exprimés de la façon suivante:

$$s_{j+1} = s_j + ps_j - ETR_j - DG_j \quad (4.6)$$

$$r_{j+1} = r_j + pq_j \cdot QR_j \quad (4.7)$$

$$g_{j+1} = g_j + DG_j - QG_j \quad (4.8)$$

$$QG = VG \cdot g \quad (4.9)$$

où,

g : niveau du réservoir souterrain, en mm

VG : coefficient de routage du réservoir souterrain

QG : débit sortant du réservoir souterrain, en mm

4.6 Calage du modèle hydrologique et commentaires

Comme il a été expliqué dans le *chapitre 3*, le calage se fait en minimisant les erreurs quadratiques entre les débits observés et les débits calculés. Les valeurs des paramètres et les résultats numériques sont présentés sur le tableau 4.6 et les résultats graphiques sur les figures 4.19 à 4.21. En ce qui concerne le modèle hydrologique, on a réussi à obtenir des résultats assez performants malgré la variation des données.

A (mm)	B (mm)	C (jour)	PD (mm/j)	VG (mm)	G (mm)	C_p	Nash	R^2	BR (%)
1306	559	0,02	2,2	0,0	30,0	1,0	0,85	0,88	-15

Tableau 4.6 Valeurs des paramètres optimisés du modèle hydrologique et résultats numériques

On observe que les paramètres A (capacité du réservoir sol) et B (capacité du réservoir de routage) présentent des valeurs assez élevées, ce qui confirme l'hypothèse de la grande capacité de stockage du bassin. A l'autre extrême, le temps moyen de parcours C du bassin a une valeur très faible (environ 30 minutes). Ceci peut expliquer la réponse rapide du bassin aux pluies assez importantes, tandis qu'au-dessous d'un certain seuil, cette réponse est beaucoup plus atténuée. La valeur du paramètre de percolation PD est assez considérable. Elle témoigne du passage de la pluie du réservoir sol vers le réservoir souterrain. Ce paramètre influence uniquement la capacité de réserve en eau, puisque la valeur du coefficient de routage du réservoir souterrain (VG) est nulle et, apparemment, il n'y a pas d'apport de la nappe au débit à l'exutoire, ce qui est conforté par l'étude réalisée par le BRGM (1994).

Au cours de tous les essais de modélisation effectués sur le bassin du Ruiné, on a toujours été conduit à réfuter l'hypothèse d'un apport du réservoir souterrain. D'autre part, la valeur du coefficient de correction de la pluie C_p est égale à l'unité ce qui n'est pas surprenant étant donné que le bassin est équipé de deux pluviomètres (Mamain et Blanzac) et d'un pluviographe (Mairie du Ruiné, *Annexe II*).

Le bilan relatif (BR) montre une sous-estimation du débit de 15%, nettement visible pendant les périodes de faible débit (cf. graphique correspondant à la campagne 1992-1993, figure 4.21). Cette sous-estimation repose la question d'un apport souterrain ou plutôt d'une mauvaise formulation de la percolation. Les valeurs de R^2 et du coefficient de Nash sont respectivement de 0,88 et 0,85 ce qui indique, malgré tout, une bonne qualité de simulation de la transformation pluie-débit.

Il reste à effectuer des essais sur un jeu de données plus important, trois mois n'étant pas suffisants pour valider un modèle où la fonction de production a été complètement reformulée. D'autre part, en ce qui concerne la période de contrôle, le débit simulé est sous-estimé au début de la crue et il présente un léger décalage à la décrue (figure 4.22). Malgré tout, le coefficient de Nash et R^2 sont assez satisfaisants (0,75 et 0,76 respectivement).

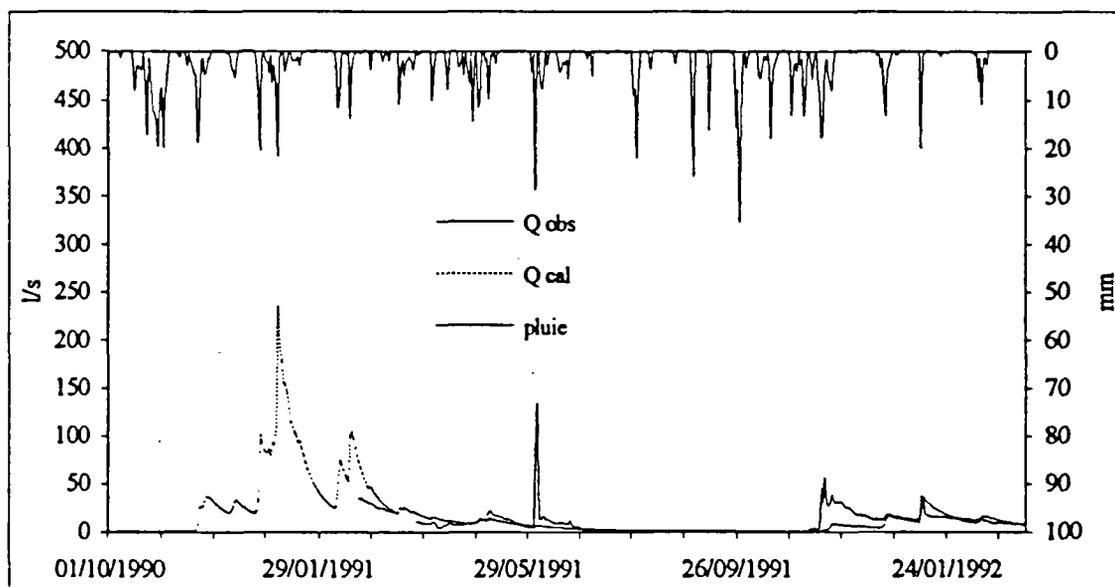


Figure 4.20 Débits observé et calculé. Octobre 1990 - Mars 1992 : Calage.

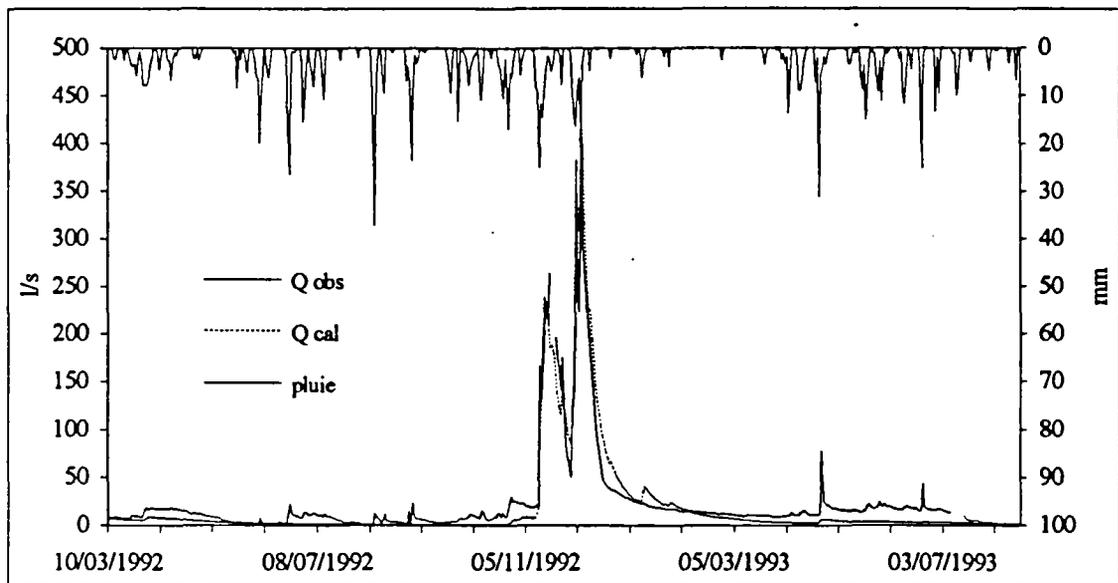


Figure 4.21 Débits observé et calculé. Mars 1992 - Août 1993 : Calage.

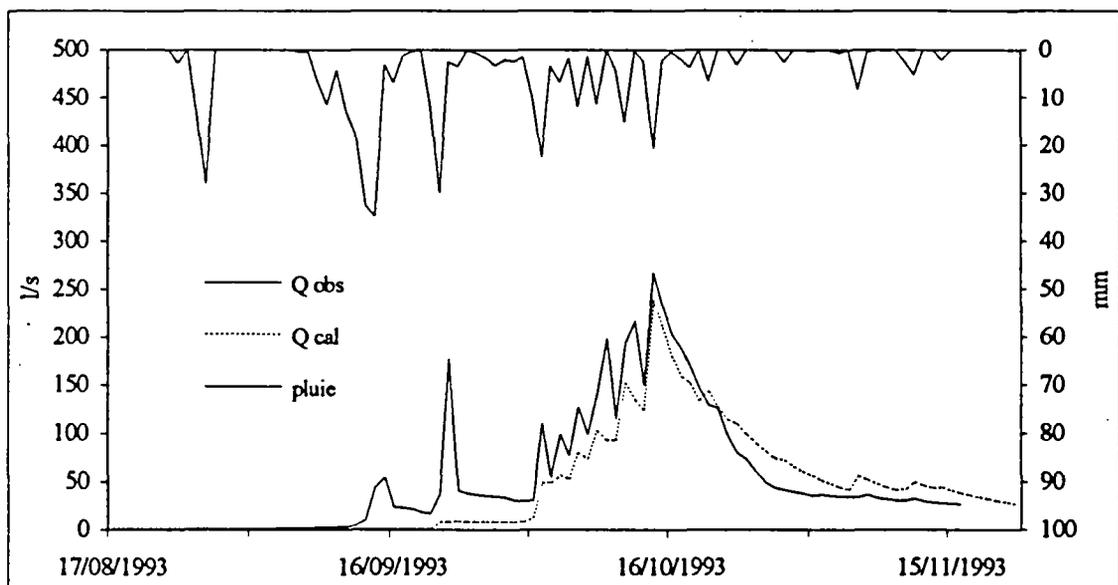


Figure 4.22 Débits observé et calculé. Août - Novembre 1993 : Contrôle.

4.7 Modèle nitrates

Le modèle nitrates a été aménagé en prenant en compte les changements effectués sur le modèle hydrologique. Il a évolué de façon parallèle au modèle hydrologique car les variables d'état du modèle pluie-débit jouent le rôle de variables de forçage dans le modèle de transformation et de transfert de l'azote.

4.7.1 Production et lessivage

Pour une première approche de la simulation, on a utilisé les mêmes périodes de calage et de contrôle que celles utilisées pour le modèle hydrologique (35 mois de calage et 3 mois de simulation). La simulation des concentrations en nitrates a été effectuée au pas de temps journalier. En dehors des périodes de crue, on a pris comme concentrations journalières, les teneurs mesurées sur les prélèvements instantanés réalisés chaque semaine (on obtient donc une ou deux valeurs par semaine). En période de crue, le pas de temps de prélèvement étant beaucoup plus fin (plusieurs valeurs par jour), on a pris, comme concentration journalière, la moyenne des teneurs relevées sur la journée.

Après avoir testé le modèle développé sur les sous-bassins de la Charente, on s'est aperçu que la formulation de la fonction de production du modèle de transfert fournissait une réponse trop amortie par rapport à la réponse réelle du bassin. En effet, grâce au suivi de la qualité de l'eau du Ruiné plus fin que celui effectué sur le bassin de la Charente (réseau principal et sous-bassins), on peut constater une variation de concentration en nitrates beaucoup plus importante. C'est pour cette raison que l'on a conservé la formulation d'origine utilisée sur le bassin de l'Orgeval, laquelle nous permet d'avoir une réponse un peu plus "nerveuse". Le calcul de la concentration dans chaque réservoir s'est fait de la façon suivante:

$$CA = \frac{100 \cdot MA}{SA} \quad (4.10)$$

$$CB = \frac{100 \cdot MB}{SB} \quad (4.11)$$

où,

CA: concentration en nitrates du réservoir racinaire, en mg/l

CB: concentration en nitrates du réservoir intermédiaire, en mg/l

MA: réserve de nitrates dans le réservoir racinaire, en kg N/ha

MB: réserve de nitrates dans le réservoir intermédiaire, en kg N/ha

SA: niveau du réservoir racinaire, en mm

SB: niveau du réservoir intermédiaire, en mm

Dans un premier temps, on a supposé que les équations de transfert de nitrates étaient affectées par une fonction sigmoïde similaire à celle de la fonction de production du modèle hydrologique. Cependant, la réponse du système "nitrates" n'est pas aussi violente et rapide que celle du modèle hydrologique. Elle présente la plupart du temps un "retard" par rapport à la crue observée, qui a été analysé au niveau des crues par l'étude de l'hystérésis.

Au vu de ces résultats, on a décidé de reprendre les équations de lessivage et de diffusion des réservoirs (racinaire et intermédiaire) utilisées sur les sous-bassins de la Charente (*chapitre 3 et modifications chapitre 5*). Les contingences climatiques nous ont conduit à étudier le bassin du Ruiné tardivement. Cela nous a dissuadé de suivre le schéma classique d'une révision en profondeur du modèle, suivie d'une extension aux autres bassins. Nous avons plutôt cherché à critiquer et améliorer le modèle existant.

4.7.2 Dénitrification dans la rivière

Dans un premier temps, il nous a semblé pertinent d'utiliser la formulation de Whitehead car, contrairement aux autres bassins de la Charente, on connaît ici la profondeur moyenne du cours d'eau. Ensuite, on a tenté la formulation utilisée sur le bassin de la Charente sans résultats performants. Cependant, dans tous les essais de modélisation, la vitesse de dénitrification s'est avérée nulle. On décrira plus amplement la dénitrification dans la rivière dans le *chapitre 5*.

4.8 Calage du modèle et analyse des résultats

L'étude des concentrations horaires (*chapitre 4.3.2.2*) nous a montré que la réponse du système à chaque épisode pluvieux n'est pas forcément immédiate. Parfois, il existe d'abord une légère dilution des nitrates dans la rivière due à la crue, puis la concentration augmente de manière très importante à cause du lessivage du sol (figures 4.8, 4.10 et 4.11). D'autre part, on observe, de manière assez fréquente, que la première réaction est une augmentation de la concentration, brusque (figure 4.6) ou adoucie (figures 4.7 et 4.9), correspondant au phénomène de lessivage.

Cependant, quand on observe la variation des concentrations moyennes journalières, on constate qu'il existe un effet de "retard" des concentrations vis-à-vis du débit journalier moyen.

Notre premier essai de modélisation a considéré les mêmes périodes de contrôle et de calage que le modèle hydrologique. Les résultats obtenus avec cette première approche ont été plutôt très médiocres et les valeurs des paramètres obtenus semblent être incohérentes. Dans un deuxième temps, nous avons simplement introduit le délai de réponse de trois jours déduit de façon plutôt empirique à partir de l'observation des crues (*figure 4.18*). En général, on a constaté une petite amélioration de la simulation mais pas avoir de résultats complètement convaincants.

Enfin, il nous a semblé, étant donné les différences hydrologiques d'une année à l'autre, que le modèle devait se caler sur chacune des différentes périodes: 90-91 (année intermédiaire), 91-92 (année sèche) et 92-93 (année humide).

La simulation de la concentration fournie par le modèle suit de façon très correcte la tendance de la concentration observée. Cependant, il existe des variations que le modèle s'avère incapable de reproduire. Les paramètres de calage du modèle sont présentés dans le tableau 4.7. Les lacunes de données hydrologiques et de qualité des eaux pendant la période 90-91 ne nous permettent pas de donner une validation spécifique à notre modèle. Malgré cet inconvénient, les valeurs des paramètres optimisés ne sont ni trop variables d'une période à l'autre, ni trop différentes des essais parallèles effectués sur d'autres bassins sans ce délai de réponse, et qui seront rapportés au *chapitre 5*.

Année de calage	R0 mm	PL	AL	DI mg/l	k _{moy} mg/m ³ /j	C _m	C _{im}	C _g
90-91	30,9	1,70	0,769	11	0,0	0,0006	0,029	0,03
91-92	20,8	0,52	0,642	10	0,0	0,0006	0,029	0,03
92-93	18,4	1,03	0,715	15	0,0	0,0006	0,029	0,03

Tableau 4.7 Valeurs des paramètres optimisés du modèle de nitrates

Les différences entre les jeux de paramètres correspondant aux trois campagnes sont très intéressantes. Grosso-modo, on constate que, malgré des petites différences d'une année à l'autre, les valeurs du paramètre de dilution d'engrais (DI) et du paramètre de division des réservoirs racinaires et intermédiaire (AL) sont assez constantes.

D'autre part, on observe que les différences les plus significatives se présentent pour les paramètres de lessivage et le seuil RO . En effet, la valeur du paramètre de lessivage (PL) de la période "humide" (92-93) est pratiquement égale à deux fois celle de la période sèche. En outre, la valeur "seuil" du lessivage rapide (RO) est plus importante pendant les années sèches. Lors des années humides, la teneur en eau du sol est plus importante et plus constante, et le lessivage se produit plus facilement. Par ailleurs, les trois valeurs de RO permettent d'avoir du lessivage rapide pendant toute la période d'étude ($R \geq 1,04 \text{ mm} \Rightarrow R/RO \geq 0,05$).

Cependant, on ne peut pas établir une relation précise des paramètres pour la période 90-91 car on ne peut pas assurer, faute de données, le bon fonctionnement du modèle hydrologique. On peut considérer, d'après les pluies observées, qu'il s'agit d'une année intermédiaire entre une année sèche et une année humide, mais on ne peut pas le confirmer car la station hydrométrique a été mise en service seulement en septembre 90.

Comme on l'avait signalé précédemment (*chapitre 4.7.2*), la dénitrification est nulle. Ceci est probablement dû au faible temps de concentration observé dans le bassin ($C=0,02 \text{ j}$, environ 30 minutes). Ces paramètres devront être testés avec des données plus nombreuses pour établir une validation du modèle. Un essai de calage des trois coefficients de transformation biochimique dans le sol (C_m , C_{im} , C_g) a été effectué. Les résultats obtenus sont très différents pour chacune des trois périodes d'étude, ce qui a conduit à garder pour le Ruiné, les valeurs déterminées sur le bassin de la Charente.

Les figures 4.23 à 4.25 présentent la comparaison entre la courbe des concentrations simulées et les concentrations mesurées. La simulation est, en général, assez satisfaisante.

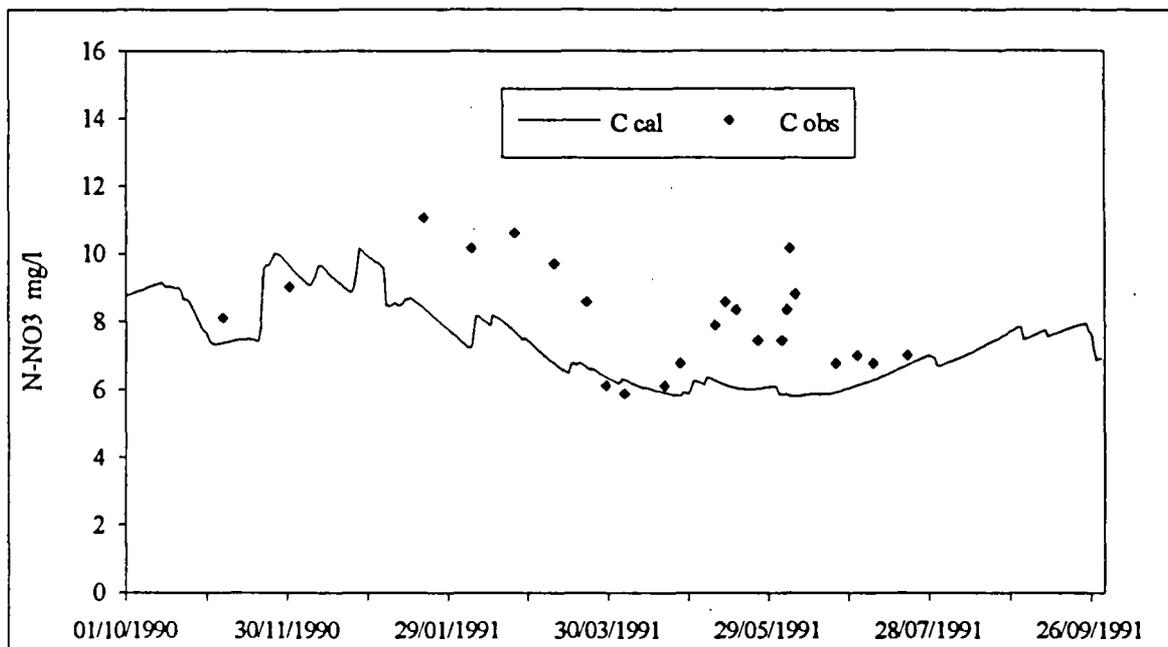


Figure 4.23 Concentrations calculées et observées.

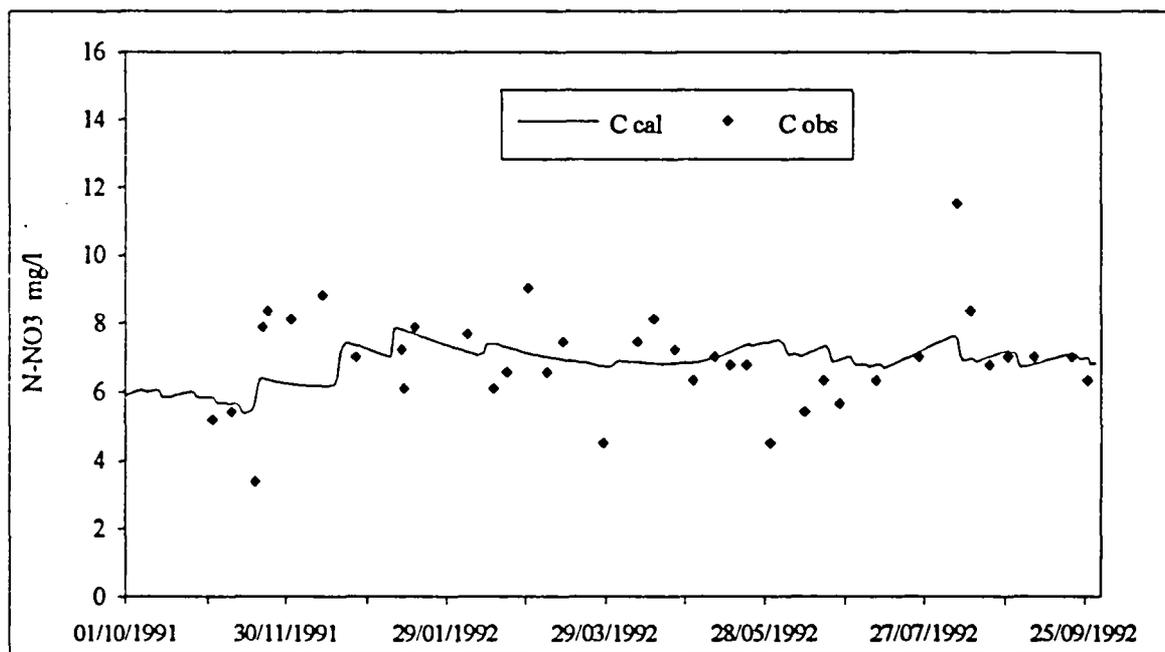


Figure 4.24 Concentrations calculées et observées.

On observe que notre modèle suit la tendance générale des concentrations observées mais il ne reproduit pas les fortes dilutions provoquées par les grandes crues (campagne 92-93). Il est probable que la fonction liant le lessivage à la variable hydrologique R , qui est linéaire au-delà du seuil R_0 , est trop rapidement croissante.

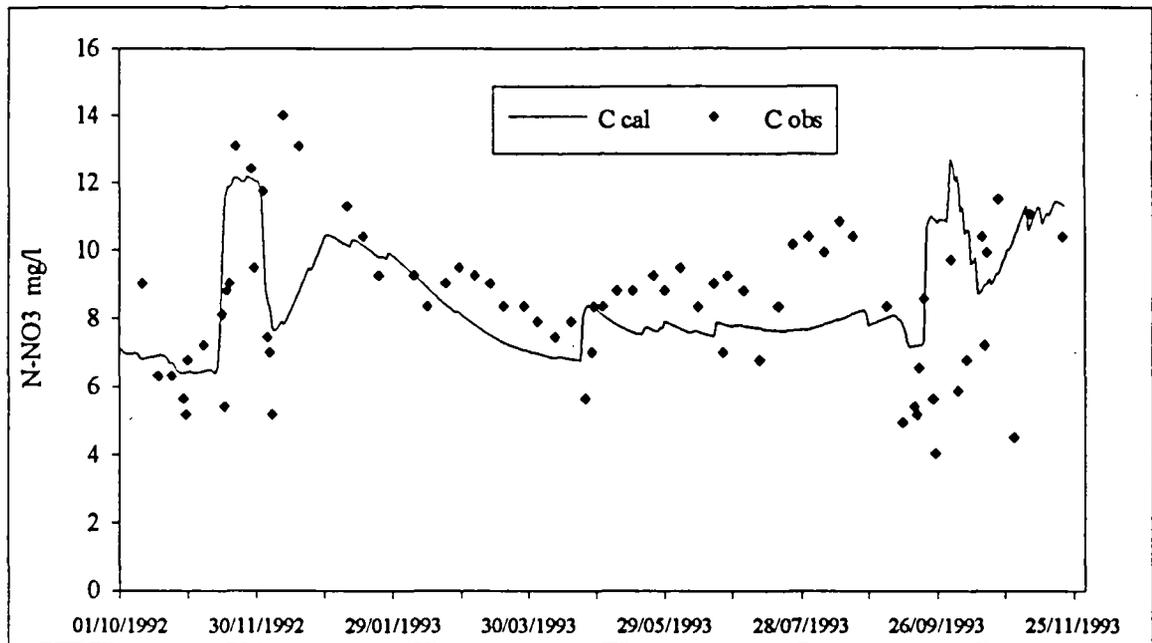


Figure 4.25 Concentrations calculées et observées.

La période 91-92 est reproduite de façon assez correcte mais la concentration observée varie assez peu et les rares variations importantes sont mal simulées. Pendant la période comprise entre février et août 1993, on observe une sous-estimation des concentrations. Ceci peut être une conséquence de la sous-estimation du débit pendant la même période (figure 4.2) se répercutant sur le lessivage. La simulation obtenue pour la campagne 90-91 est acceptable mais, comme on l'a signalé précédemment, entachée des incertitudes de mesure des débits.

En ce qui concerne le flux de nitrates à l'exutoire, (figures 4.26 à 4.28), la simulation reproduit de manière assez performante les flux observés malgré le léger décalage constaté lors de la première année, mais il faut tenir compte du fait qu'il existe une compensation due au produit débit-concentration.

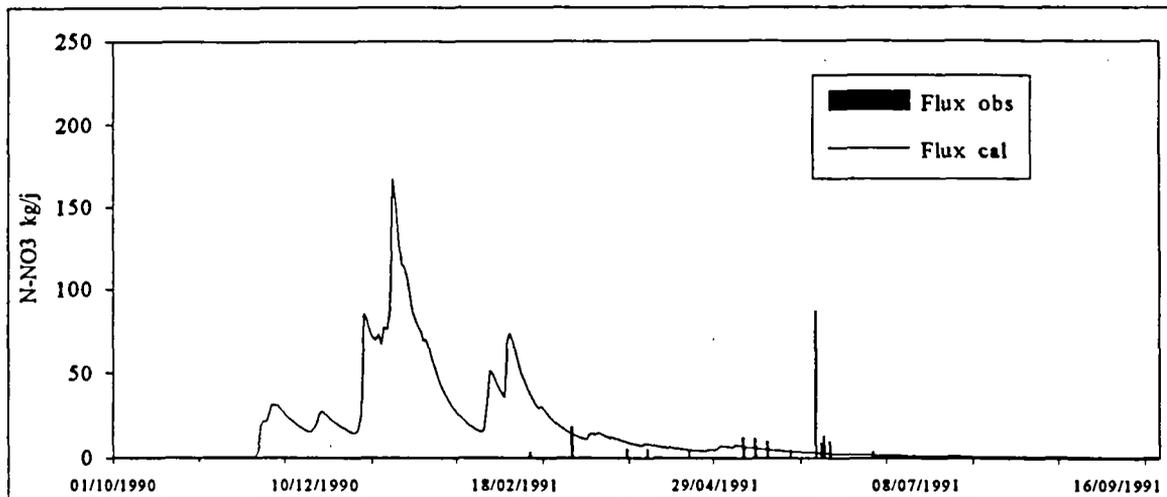


Figure 4.26 Flux calculé et observé. Campagne 1990-1991.

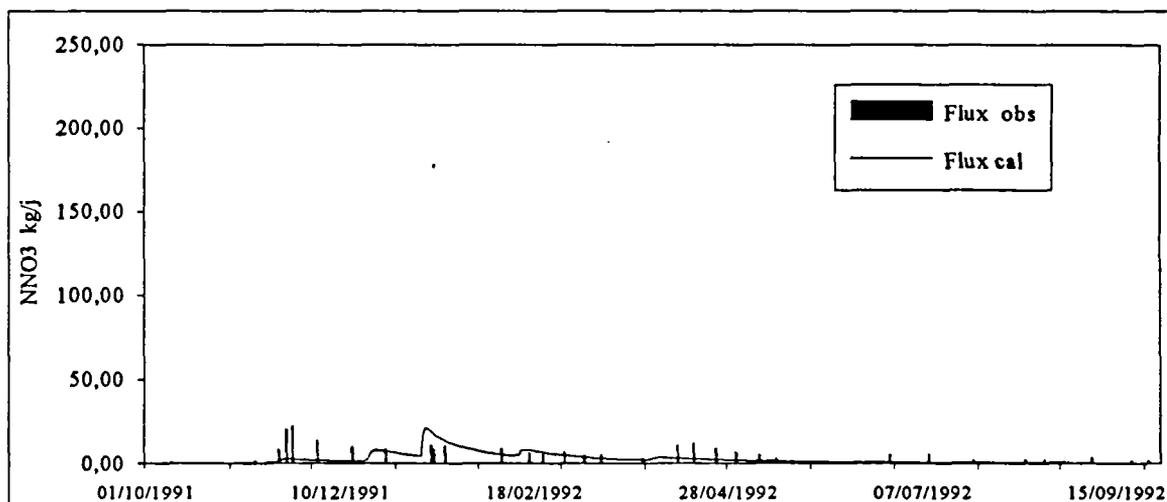


Figure 4.27 Flux calculé et observé. Campagne 1991-1992.

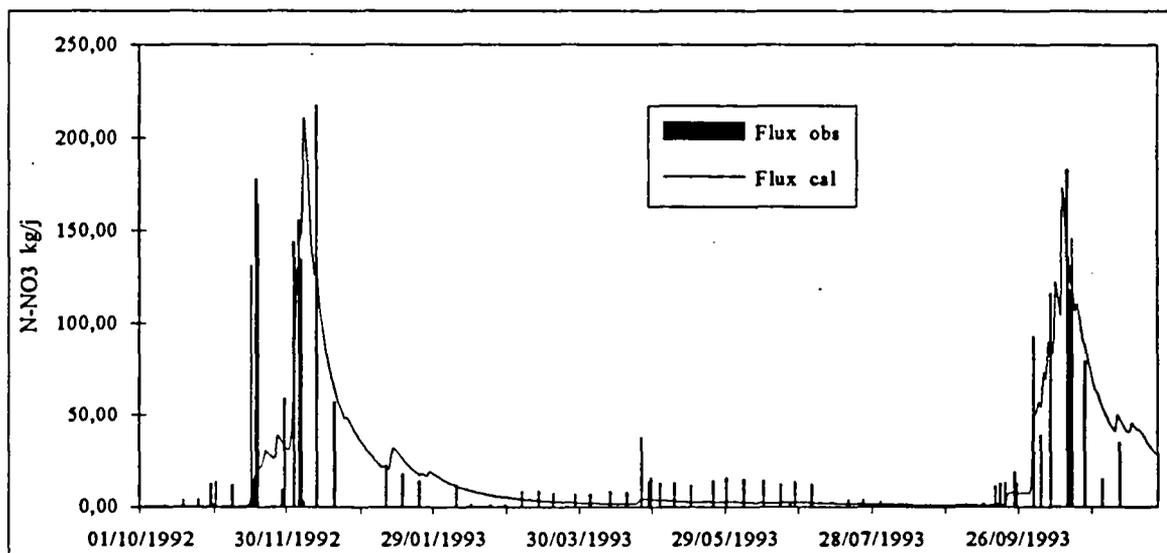


Figure 4.28 Flux calculé et observé. Campagne 1992-1993.

Conclusion

Sur le bassin du Ruiné, la réponse aux crues est beaucoup plus importante et accentuée que sur autres les sous-bassins de la Charente, où les concentrations observées ne présentent pas une très grande variation.

Examiné en détail, ce comportement apparaît aussi plus complexe puisque les différentes crues se distinguent à la fois en amplitude (dilution ou lessivage) et en phase (avance ou retard du pic de concentration par rapport au pic de débit).

Les facteurs explicatifs incorporés dans le modèle (état des stocks et dépendance des cinétiques chimiques) par rapport à l'humidité et à la température rendent compte au moins partiellement de ces différences puisque le modèle, fonctionnant en continu, permet de suivre les grandes tendances des valeurs observées. La structure du modèle a cependant dû être remaniée sur deux points: l'interposition d'un délai de réponse et la suppression d'un facteur d'amortissement dans le fonctionnement des réservoirs. Une troisième composante, la fonction empirique de lessivage, a été conservée quoique suspectée d'incompatibilité avec les dilutions apparentes observées.

Enfin le modèle n'est qu'approximativement validé car certains de ses paramètres varient en fonction du temps. La nécessité d'adapter le modèle à un petit bassin démontre que le changement d'échelle n'est pas complètement résolu; mais les problèmes rencontrés concernent des phénomènes à court terme et n'invalident pas le modèle établi sur des bassins plus grands.

D'autre part, l'étude plus approfondie des concentrations pendant les crues mérite d'être poursuivie avec plus de crues, afin de bien cerner les mécanismes de lessivage et de dilution observés sur le bassin, l'interprétation des variations des concentrations pouvant donner lieu à une remise en cause du modèle pluie-débit.

CHAPITRE 5
REVISION DU MODELE SUR LE
BASSIN DE LA CHARENTE

CHAPITRE 5

REVISION DU MODELE SUR LE BASSIN DE LA CHARENTE

Introduction

Dans ce chapitre, on présente les démarches effectuées pour améliorer le modèle de base sur les sous-bassins de la Charente et sur le réseau hydrographique. Mentionnons d'abord que le Recensement Général Agricole de 1988 (RGA-88), non disponible lors des premiers travaux de modélisation, a permis de mettre en évidence l'évolution de l'utilisation du sol par rapport au RGA-79. Le contrôle du modèle a donc pu être réalisé sur une période plus longue avec une gamme de données d'entrée plus étendue. Le modèle initial supportait assez mal cette variation des entrées agronomiques. Les modifications ont consisté, d'une part à utiliser les résultats expérimentaux de dénitrification dans la Charente (Torre et al, 1992) et d'autre part à modifier la structure du modèle conceptuel de transformations biochimiques et de lessivage. Nous avons travaillé avec des données du réseau d'observation de la qualité de l'eau (PIREN, Agence de l'Eau) dans l'attente de disposer des données de crues sur le bassin versant du Ruiné (*chapitre 4*).

5.1 Présentation des bassins choisis

Pour améliorer le modèle nitrates on a approfondi son étude sur six des 20 sous-bassins qui composent le bassin de la Charente (figure 5.1):

- le bassin Charente-Amont,
- le bassin de la Boutonne,
- le bassin de l'Antenne,
- le bassin du Né,
- le bassin de la Bonnieure,
- le bassin de la Seugne.

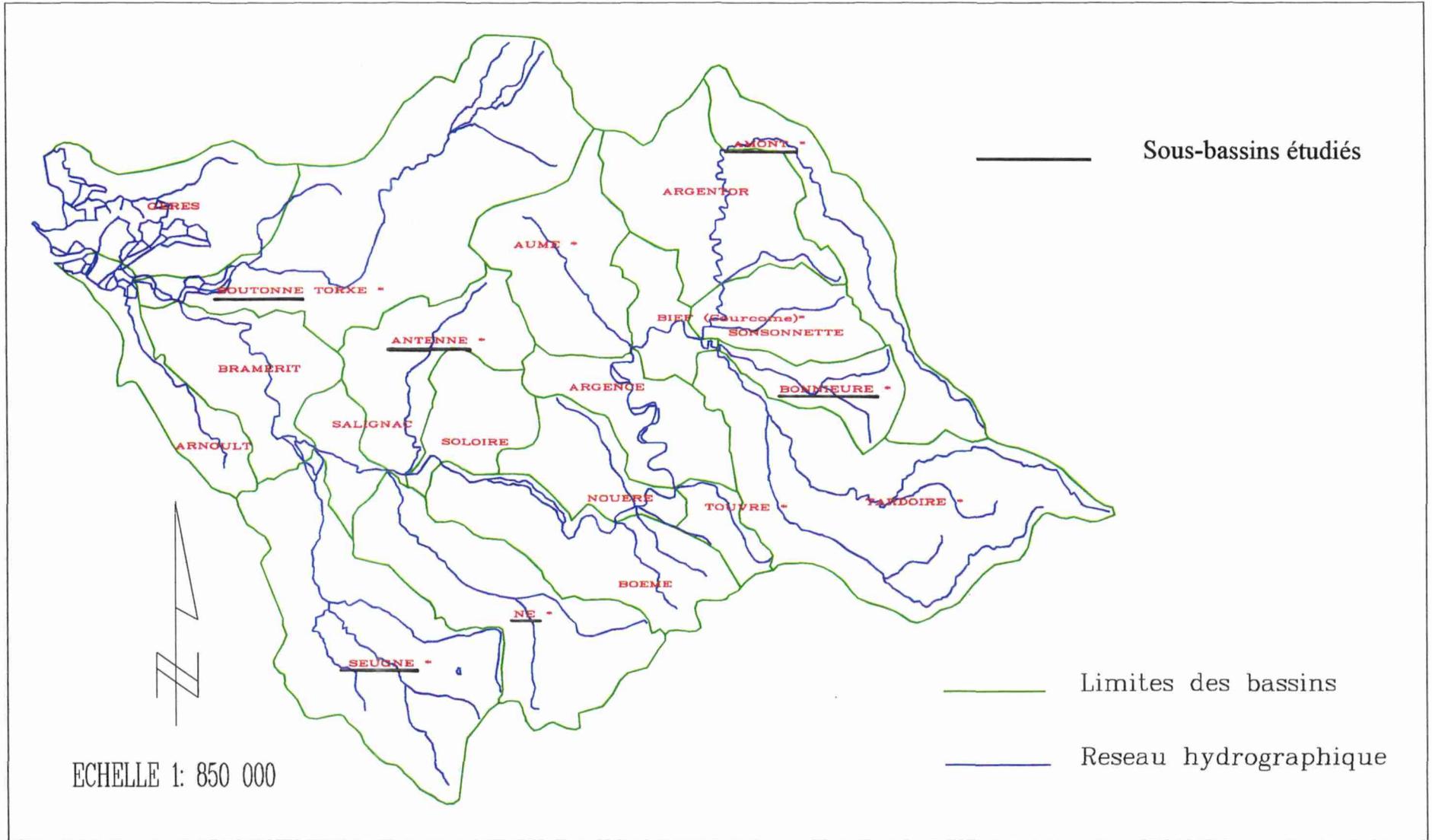


Figure 5.1 Bassin de la Charente : sous-bassins étudiés.

Il s'agit des seuls bassins jaugés ayant un suivi de qualité de l'eau. Par la suite, l'utilisation du modèle a été étendue à des bassins ne possédant que des données de débit ou des données de qualité (Boème, Tardoire) et enfin à des bassins non mesurés (Argent'or, Soloire). Le premier des sous-bassins étudiés, Charente-Amont, présente des caractéristiques pédologiques très différentes (terres de brande, schistes et granites) des autres sous-bassins, lesquels se trouvent sur des terres de champagne et de groies, qui sont les sols les plus fréquemment rencontrés dans le bassin de la Charente.

5.2 Le modèle hydrologique

Le modèle hydrologique (*chapitre 3*) n'a pas été modifié. Il a été recalé en prenant en compte la correction des surfaces des sous-bassins. La période de calage couvre les années 75-78 sauf pour ce qui concerne le sous-bassin de l'Argent'or (sous-bassin non jaugé, affluent de la Charente). On a considéré que son débit est égal à la différence entre les débits de la Charente mesurés à l'aval et à l'amont du point de confluence (amont : Saint Saviol; aval: Chenon). Il englobe aussi le débit issu d'un petit sous-bassin de rive droite.

5.3 Calage et analyse des résultats

Dans l'ensemble, on a essayé de caler le modèle sur les mêmes années pour avoir une certaine uniformité. On a été parfois obligé d'optimiser sur des périodes différentes à cause de lacunes de données sur la période 1975-1978. Cette remarque est valable pour les bassins de la Boutonne (81-84) et de l'Antenne (84-87). On présente dans le tableau 5.1 les paramètres obtenus lors du calage du modèle hydrologique sur la plupart des sous-bassins de la Charente et dans le tableau 5.2 les paramètres optimisés de la Tardoire et de la Touvre, sous-bassins totalement influencés par le karst de La Rochefoucauld.

Les valeurs obtenues pour le paramètre A (capacité du réservoir sol) se situent entre 150 et 600 mm, soit deux à sept fois inférieures à la valeur obtenue sur le bassin du Ruiné (avec une fonction de production différente). Si l'on reporte les valeurs du paramètre A sur une carte pédologique simplifiée (figure 5.2) on observe que:

- les valeurs faibles (170 à 260 mm) concernent les terres de groies;
- les valeurs moyennes (260 à 580 mm) s'observent sur les terres de champagne et les terres de brandes. Les valeurs des capacités de rétention sur terres de groies et de champagne sont, en valeur relative, conformes aux données de la pédologie (*chapitre 2*) mais notablement plus élevées que les RFU;
- les valeurs fortes (supérieurs à 580 mm) se situent sur les marnes et sur les terrains karstiques.

Bassin	Surf. (km ²)	Perio. calage	A (mm)	B (mm)	C (j)	PD (mm/j)	VG	Cp	Nash
Amont	466	75-78	295	86	1,37	0,00	,000	1,00	0,91
Argent'or	467	75-78	416	402	1,77	8,15	,017	1,07	0,81
Bonnieure	207	75-78	506	308	1,40	4,29	,000	1,00	0,91
H. Boutonne	595	75-78	174	1040	1,28	3,86	,019	1,06	0,92
Boutonne	1322	81-84	260	863	2,22	2,65	,003	1,00	0,90
Né	732	75-78	359	604	2,06	2,36	,000	0,97	0,89
Seugne	890	75-78	461	560	1,86	8,63	,000	0,96	0,91
Antenne	433	84-87	583	1176	0,97	5,76	,093	1,00	0,82

Tableau 5.1 Paramètres optimisés sur les sous-bassins de la Charente

Bassin	Surf. km ²	Période calage	Modèle GR5					pertes ou résurgences				Nash
			A mm	B mm	C j	PD mm/j	VG	Q0 mm	μ	f_r j ⁻¹	Wk m ³	
Tardoire	1079	75-78	599	856	1,61	28	,004	14,7	1,19	-	-	0,86
Touvre	218	80-84	350	420	1,28	14	,003	-	-	,08	22	

Paramètres de pertes: μ (adimensionnel); Q0 (seuil au-dessous duquel le débit est nul, en mm)

Paramètres de résurgences: f_r (coef. de routage); Wk (réserve d'eau karstique, en m³)

Tableau 5.2 Paramètres optimisés sur les sous-bassins influencés par le karst de La Rochefoucauld.

Les valeurs optimisées pour la capacité du réservoir de routage (B) présentent des écarts beaucoup plus importants que ceux observés pour le paramètre A. Sur les bassins de la Haute Boutonne et de l'Antenne, le paramètre B dépasse 1000 mm alors qu'il n'atteint pas 90 mm sur le bassin Amont.

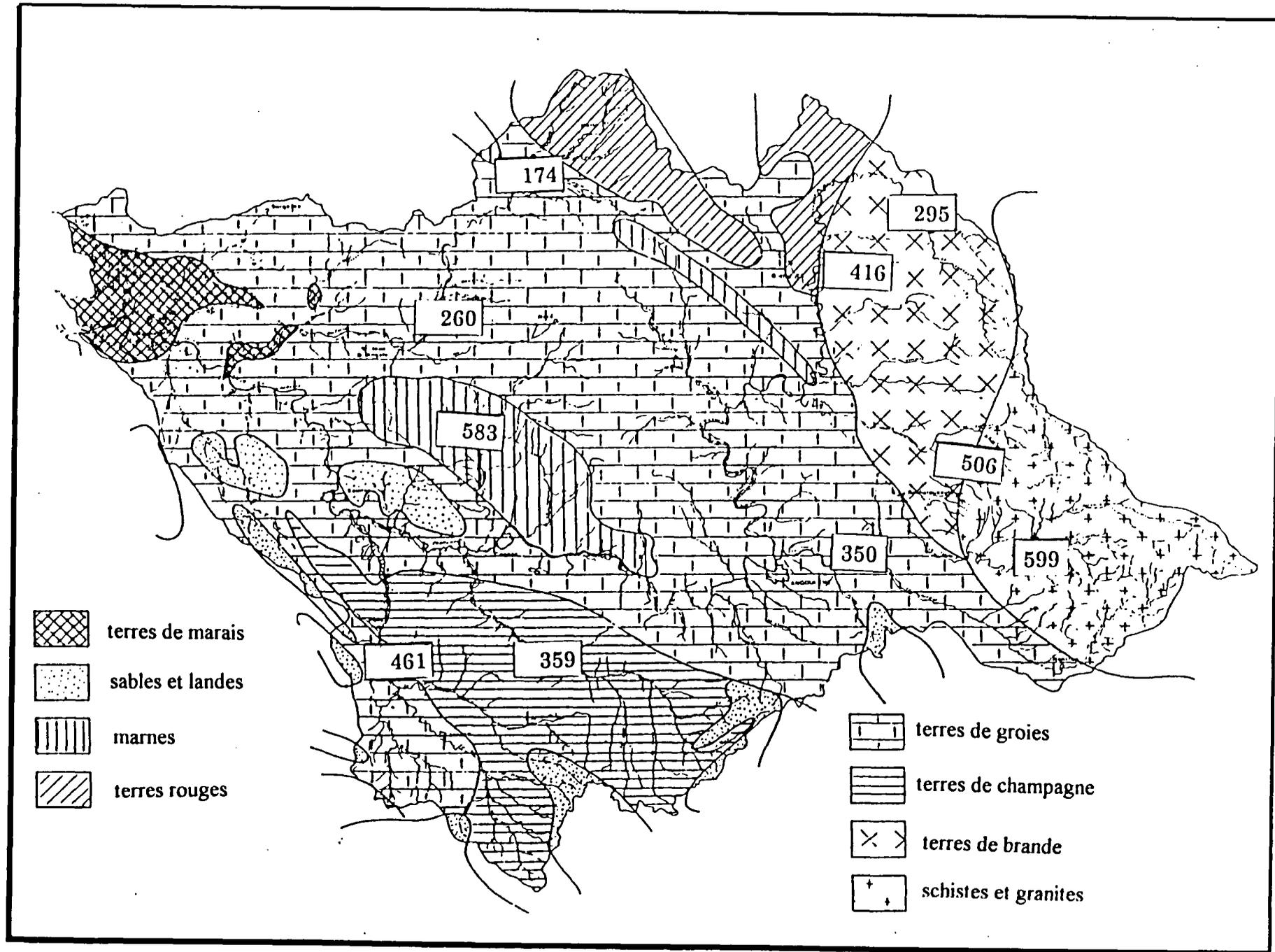


Figure 5.2 Spatialisation du paramètre A sur l'esquisse pédologique du bassin de la Charente

Aucune relation ne s'établit clairement entre le paramètre B du modèle hydrologique et les caractéristiques pédologiques des bassins. Cependant on peut, beaucoup plus facilement, en faire ressortir une sur un carte géologique (figure 5.3), qui détermine dans ses grandes lignes, la pédologie. Nous remarquons en effet que:

- les valeurs fortes ($B > 650$ mm) se trouvent sur des terres du Jurassique ou sur le karst;
- les valeurs moyennes se situent sur le Crétacé et le Tertiaire ($250 \text{ mm} < B < 650 \text{ mm}$);
- les valeurs faibles ($B < 250$ mm) se rencontrent sur les granites, où les écoulements souterrains sont peu développés.

La variabilité du paramètre C (temps de concentration) peut être liée à la surface des bassins. En effet, ce paramètre semble être une fonction linéaire de la surface du bassin (figure 5.4, $C=2,22$ sur le bassin de la Boutonne, $C=1,4$ sur le bassin de la Bonnieure, $r = 0,70$), excepté pour le sous-bassin de l'Antenne qui présente le temps de concentration le plus faible ($C=0,97$).

Cette différence est peut-être due à la période de calage qui n'est pas identique à celles des autres sous-bassins; ne prenant pas en compte la sécheresse de 1975 et 1976. Cette remarque est aussi valable pour le bassin de la Boutonne (calage sur la période 81-84). Cependant, dans nos premiers essais, la période de calage était la même que pour les autres sous-bassins et la valeur de C était proche de la valeur obtenue par Ma, 1991 ($C = 2,48$).

La valeur du paramètre PD (percolation à saturation vers la nappe) sur le bassin Amont est nulle. Ceci se présente uniquement sur ce sous-bassin. Il est intéressant de constater les répercussions de ce paramètre sur le modèle: dans ce cas, le niveau du réservoir A est uniquement fonction de la pluie et de l'ETP (pas de percolation profonde vers le réservoir souterrain).

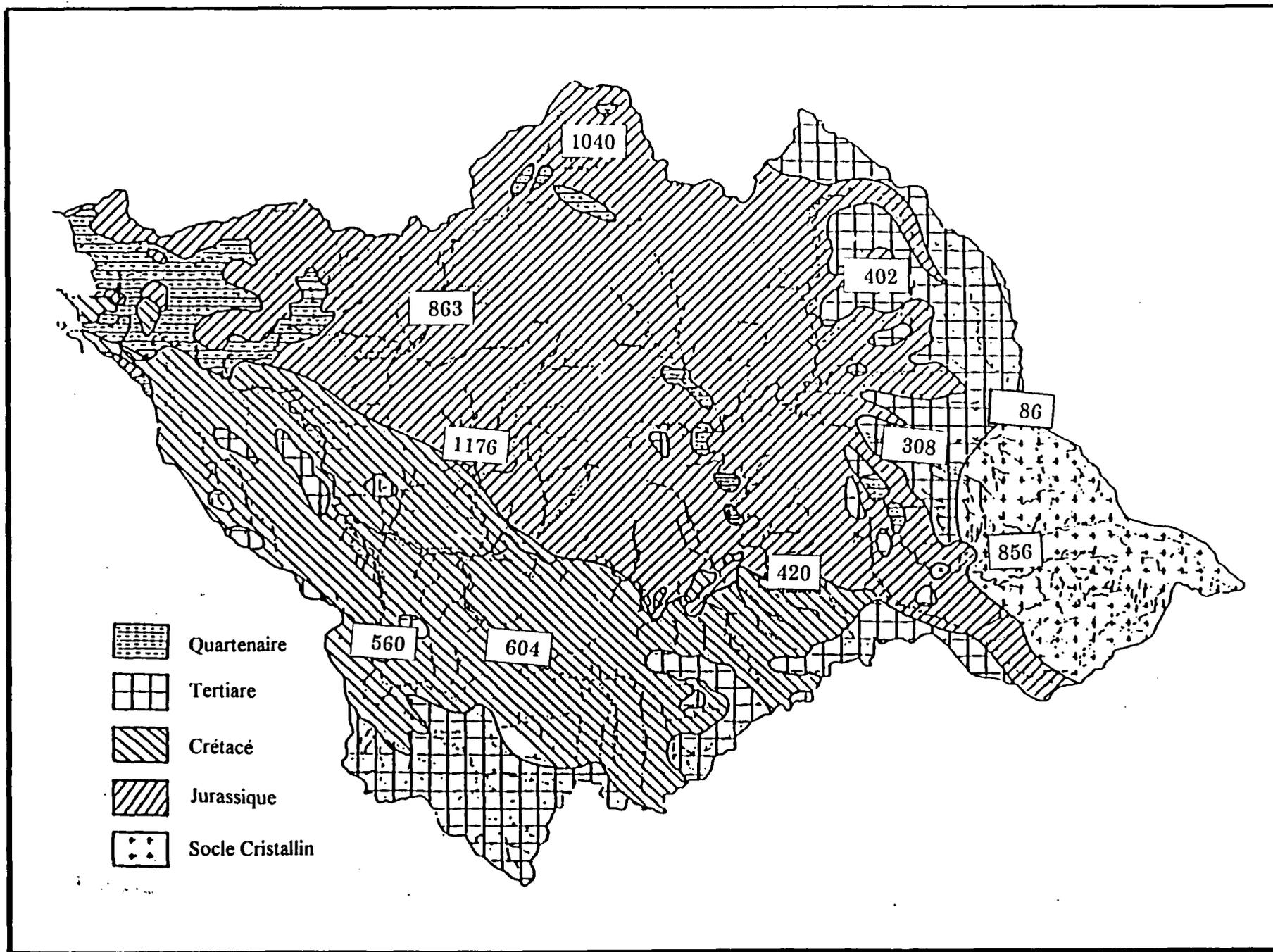


Figure 5.3 Spatialisation du paramètre B sur l'esquisse géologique du bassin de la Charente

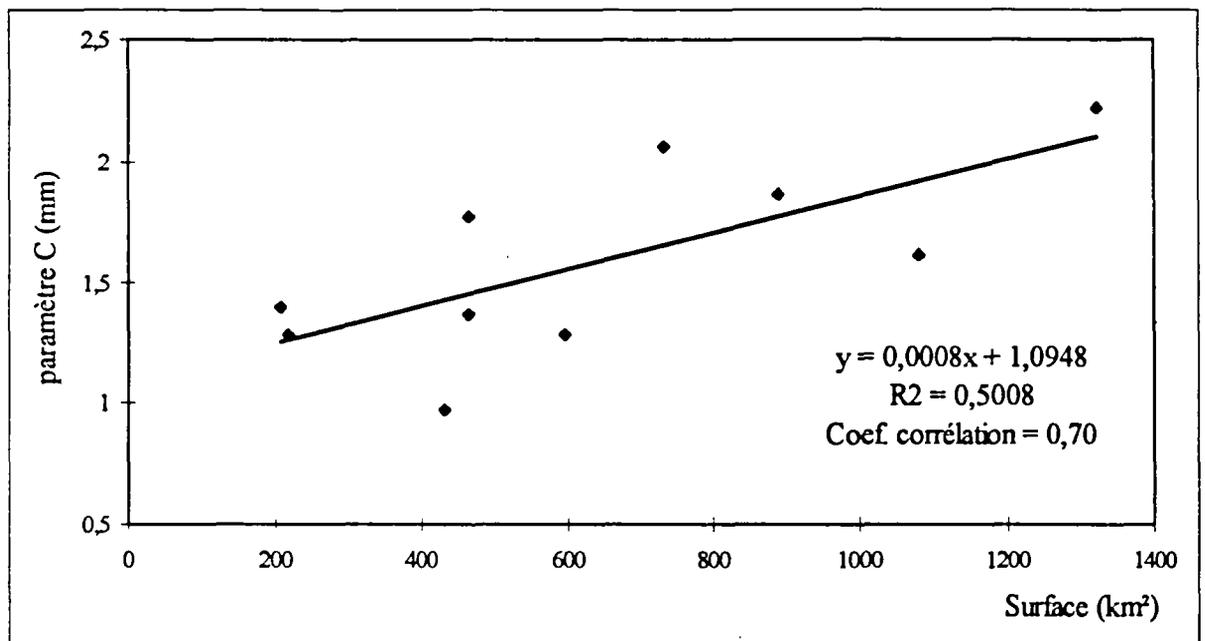


Figure 5.4. Corrélation entre les surfaces des bassins et le paramètre C

Une partie de la Bonniere (rivière pérenne) traverse le karst de La Rochefoucauld (figure 5.5) et son fonctionnement est influencé par ce karst, même si l'on n'a pris explicitement en compte les débits de la Tardoire et du Bandiat dans les pertes karstiques. Le paramètre *PD* indique qu'il existe une percolation assez importante vers la nappe (4,29 mm/j) mais elle ne contribue pas au débit total jaugé à l'exutoire du bassin (Villebette).

Les pertes de la Bonniere ont été mises en évidence par comparaison avec le débit spécifique du Bandiat (Torelli, 1989). Les deux rivières ont leurs bassins versants sur le socle cristallin avec des caractéristiques assez proches; mais le débit de la Bonniere, jaugé à Villebette et rapporté à la surface drainée, est très inférieur à celui du Bandiat, jaugé avant ses premières pertes. Si l'on considère que les débits spécifiques des deux bassins sont équivalents, le débit moyen annuel de la Bonniere présente un déficit de $1\text{m}^3/\text{s}$ (Coyne et Bellier, 1982), soit 45% du débit d'entrée calculé. Les limites hydrodynamiques du karst sont précisées au nord-est par la crête piezométrique entre la Bonniere et le Son. Par contre, les limites ouest et nord-ouest ne sont pas bien définies et, à l'aval de la Bonniere, la contribution du bassin versant du Son-Sonnette n'est pas complètement exclue. La Bonniere participe à l'alimentation de la Touvre.

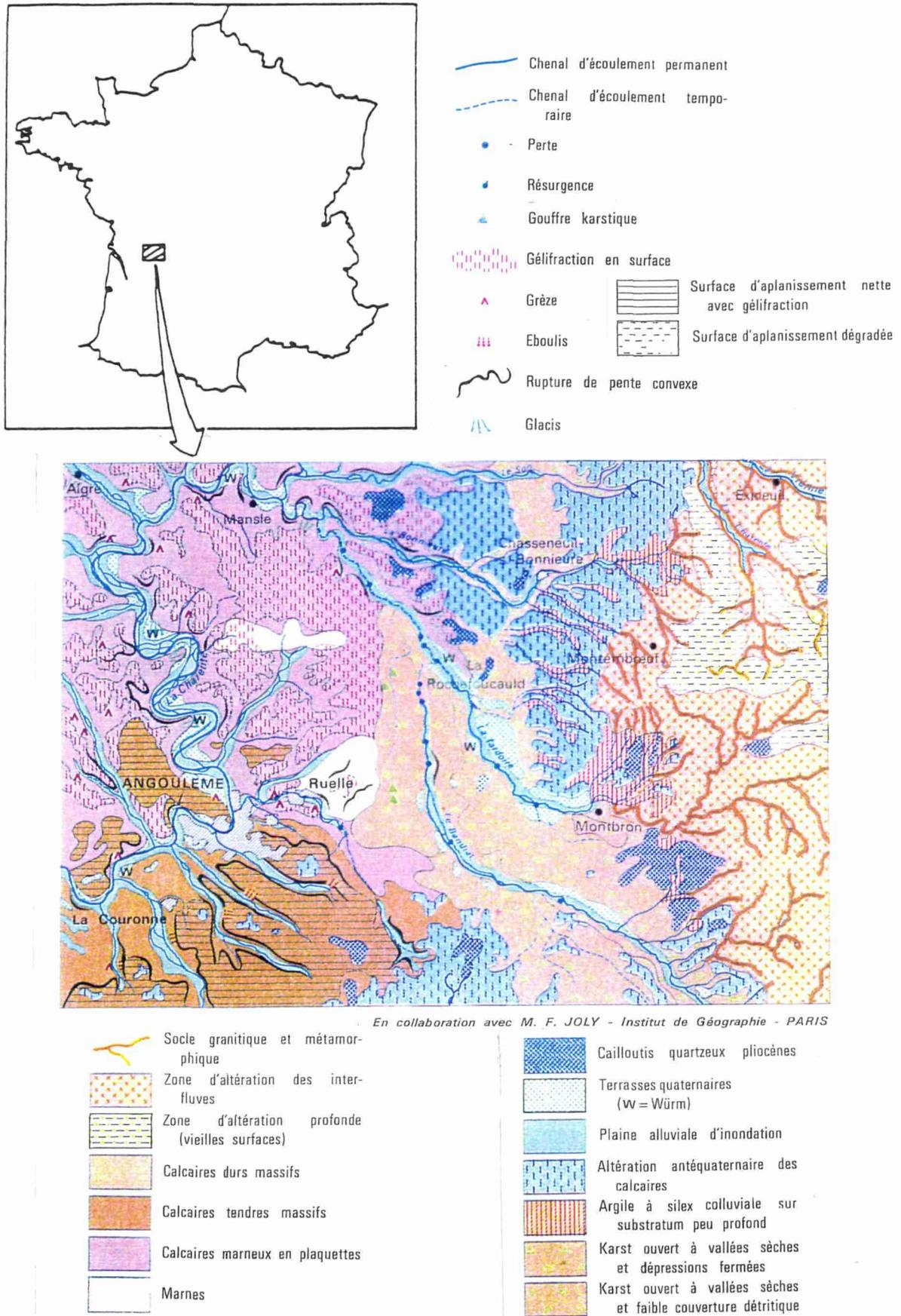


Figure 5.5 Localisation et carte lithographique du karst de la Rochefoucauld (document IGN).

Le paramètre VG (coefficient de routage du réservoir souterrain) a une valeur nulle sur les sous-bassins de l'Amont, Bonnieure, Né et Seugne; ce qui signale l'inexistence d'apport de la nappe au débit à l'exutoire. Il est intéressant de constater que les paramètres PD et VG présentent des valeurs nulles sur le bassin Amont. Il est important de rappeler que le bassin Amont présente des caractéristiques pédologiques et hydrogéologiques différentes de la plupart des autres bassins. Le bassin de l'Argent'or et le bassin de la Bonnieure sont situés sur le même type de sol. Toutefois, comme l'Argent'or est un sous-bassin jaugé de manière indirecte et, comme il prend en compte les apports latéraux d'un petit sous-bassin rive droite, on ne peut pas conclure que son comportement soit le même que celui du bassin Amont.

Les sous-bassins du Né et de la Seugne sont des bassins à forte exploitation agricole où les prélèvements d'eau pour l'irrigation, lors des étiages, sont assez importants. Ceux-ci, faute de données, n'ont pas été pris en compte. D'autre part, on observe que le paramètre VG présente une valeur très forte sur le sous-bassin de l'Antenne, ce qui révèle l'importance de l'apport de débit provenant de la nappe.

Il faut noter que le modèle pluie-débit, $GR5$, utilisé pour notre étude n'est pas le plus performant de ceux que nous avons testés. En effet, le modèle $GR4$ (Makhlouf, 1994) et le modèle récursif (MHR , Leviandier, 1994) simulent mieux les débits pendant les périodes d'étiage. Néanmoins, étant donné que les transferts souterrains ne sont pas conservatifs dans le modèle $GR4$ et que le modèle MHR utilise des pertes dans les biefs amont et des restitutions dans les biefs aval sans que le bilan soit nécessairement équilibré, le modèle $GR5$ nous a semblé être le plus compatible avec les transferts de nitrates. Par ailleurs, ces modèles ayant été développés de façon parallèle à notre travail, nous n'avons pu, faute de temps, les essayer et trouver un couplage mieux adapté avec le modèle de transfert de nitrates.

On présente dans le tableau 5.3 les résultats numériques de calage et de contrôle pour toute la période d'étude, uniquement pour les bassins de la Seugne, du Né et Charente-Amont (Saint Saviol). Une partie des résultats graphiques est présentée sur les figures 5.6 à 5.14.

D'après les graphiques et les coefficients de Nash obtenus, le débit observé est bien modélisé. Si l'on analyse les résultats de façon ponctuelle, on observe que les erreurs de simulation sont communes aux sous-bassins étudiés: surestimation pendant les trois premières années, sous-estimation des crues sur les bassins aval en 1978 et 1979 et surestimation en 1986. Cependant, on peut conclure que la simulation pluie-débit est satisfaisante, malgré des erreurs de bilan assez importantes sur la Seugne et sur le Né. Nous remarquons que les débits observés sont très faibles les années où l'erreur de bilan est importante.

Année	Bassin Amont			Bassin du Né			Bassin de la Seugne		
	Nash	R ²	Bilan	Nash	R ²	Bilan	Nash	R ²	Bilan
*1975	0,86	0,86	4,6	0,55	0,74	56,2	0,72	0,80	11,4
*1976	0,93	0,94	6,3	0,88	0,97	57,6	0,92	0,97	14,4
*1977	0,93	0,93	6,9	0,92	0,93	1,9	0,94	0,96	-16,8
*1978	0,87	0,90	-20,6	0,61	0,75	-33,9	0,92	0,95	-18,3
1979	0,88	0,88	-1,7	0,81	0,89	30,8	0,92	0,93	-1,5
1980	0,88	0,89	6,7	♦0,20	0,26	6,1	0,83	0,85	-7,5
1981	0,85	0,87	8,3	0,89	0,90	1,55	0,87	0,93	-24,4
1982	0,92	0,93	5,2	0,91	0,92	17,4	0,90	0,95	-19,9
1983	0,82	0,84	16,2	♦-0,4	0,12	-11,6	0,81	0,87	-19,7
1984	0,89	0,92	-7,4	0,88	0,91	-10,1	0,70	0,83	-23,2
1985	0,64	0,67	4,3	0,30	0,62	-35,1	0,79	0,87	-22,5
1986	0,85	0,89	-0,2	0,70	0,74	13,6	0,56	0,82	47,7
1987	0,30	0,72	20,1	0,79	0,80	-1,7	0,86	0,86	-1,8
1988	0,87	0,93	-3,1	0,86	0,86	2,7	0,90	0,93	-5,4
1989	0,79	0,92	4,4	♦0,50	0,83	13,1	0,35	0,87	14,1

* Période de calage du modèle hydrologique ♦ Nombre d'observations inférieur à 60

Tableau 5.3 Résultats numériques du modèle hydrologique

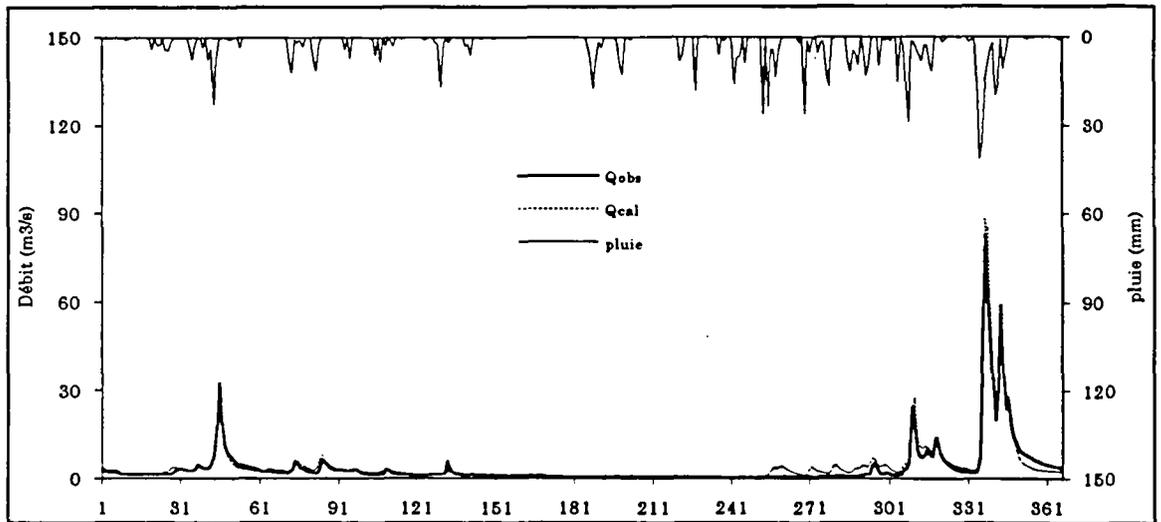


Figure 5.6 Débits observés et simulés. Saint Saviol : 1976. Calage.

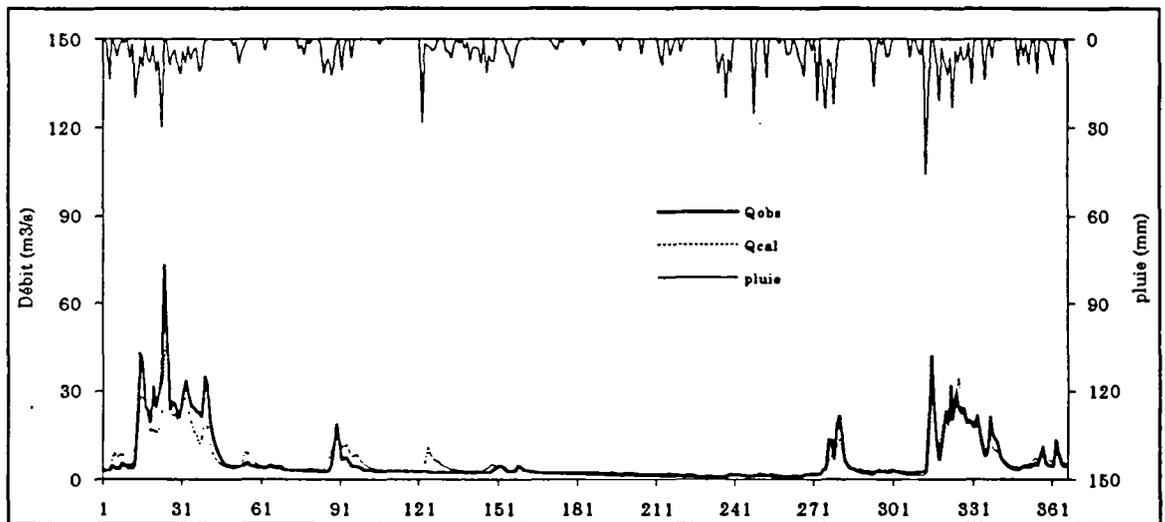


Figure 5.7 Débits observés et simulés. Saint Saviol : 1984. Contrôle.

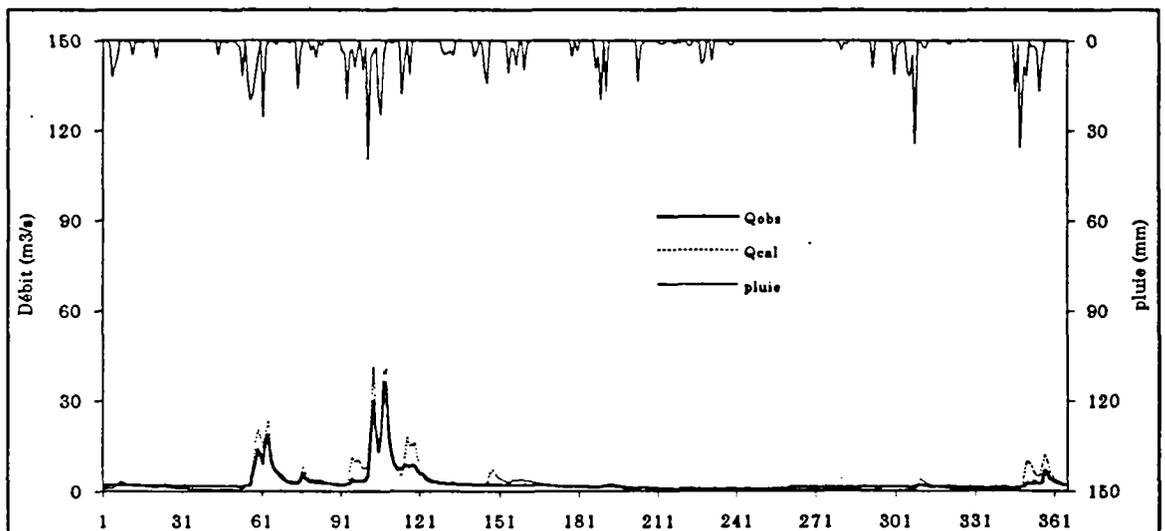


Figure 5.8 Débits observés et simulés. Saint Saviol : 1989. Contrôle.

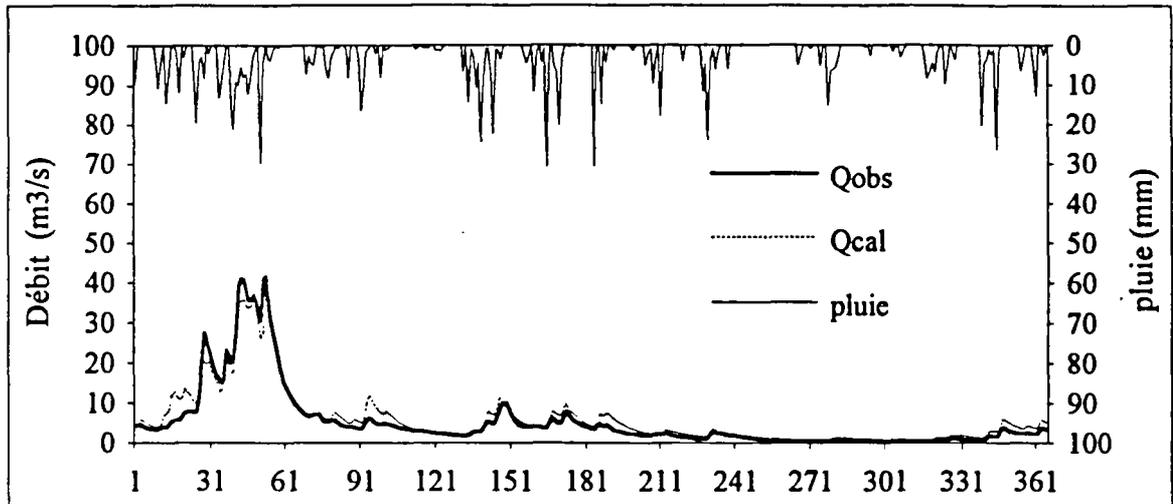


Figure 5.9 Débits observés et simulés. Né : 1977. Calage.

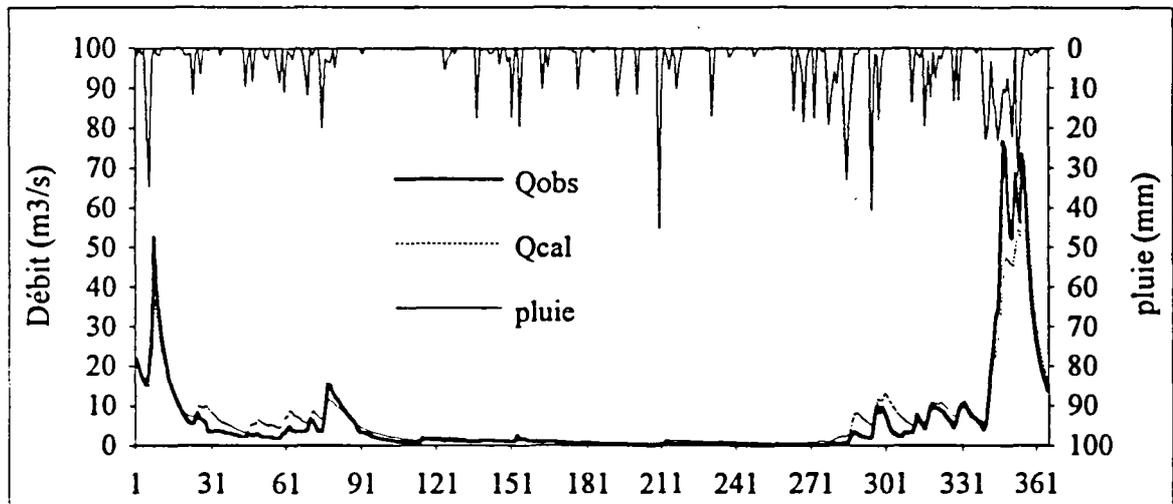


Figure 5.10 Débits observés et simulés. Né : 1982. Contrôle.

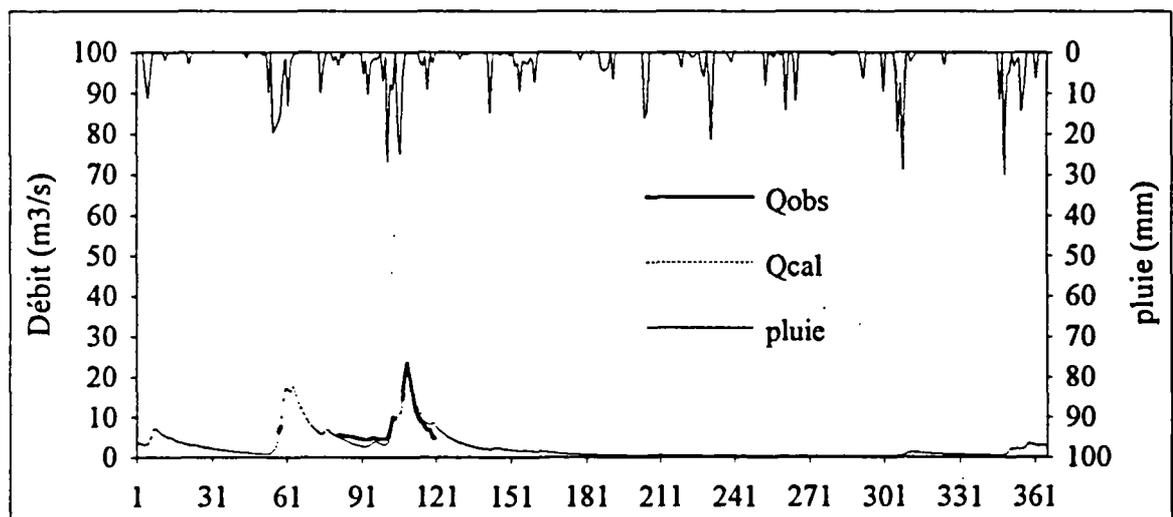


Figure 5.11 Débits observés et simulés. Né : 1989. Contrôle.

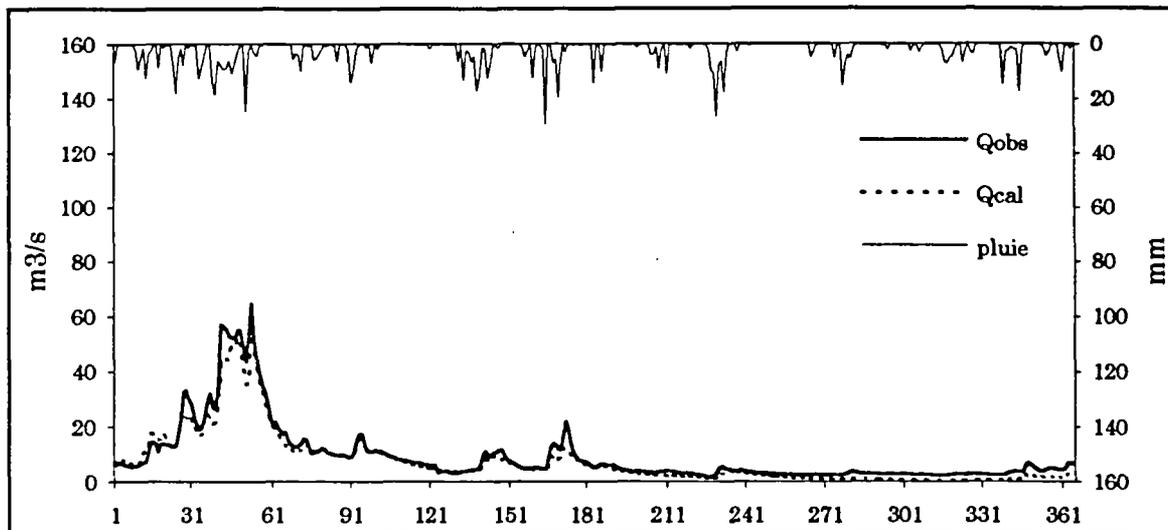


Figure 5.12 Débits observés et simulés. Seugne : 1977. Calage.

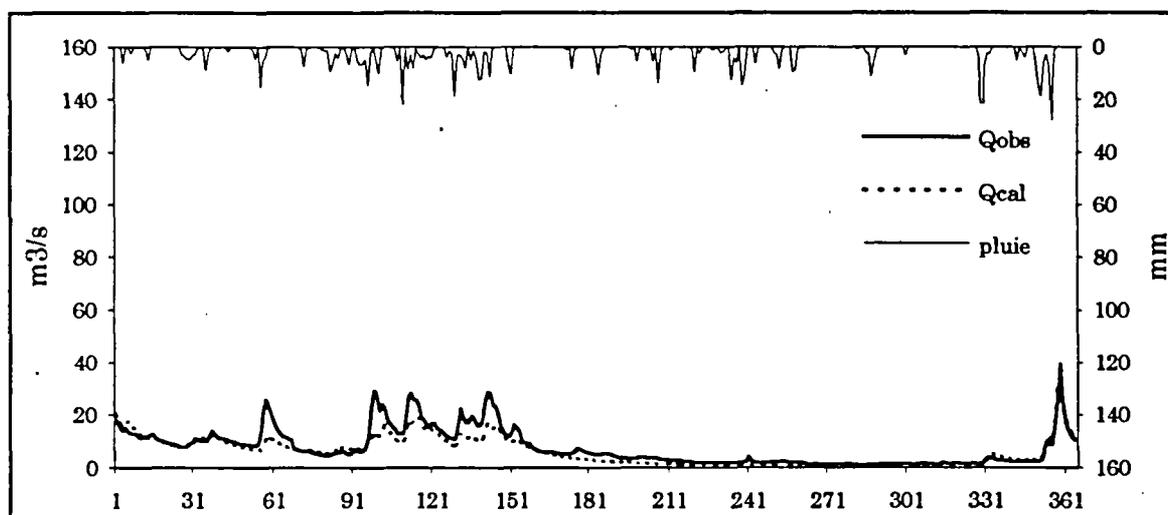


Figure 5.13 Débits observés et simulés. Seugne : 1983. Contrôle.

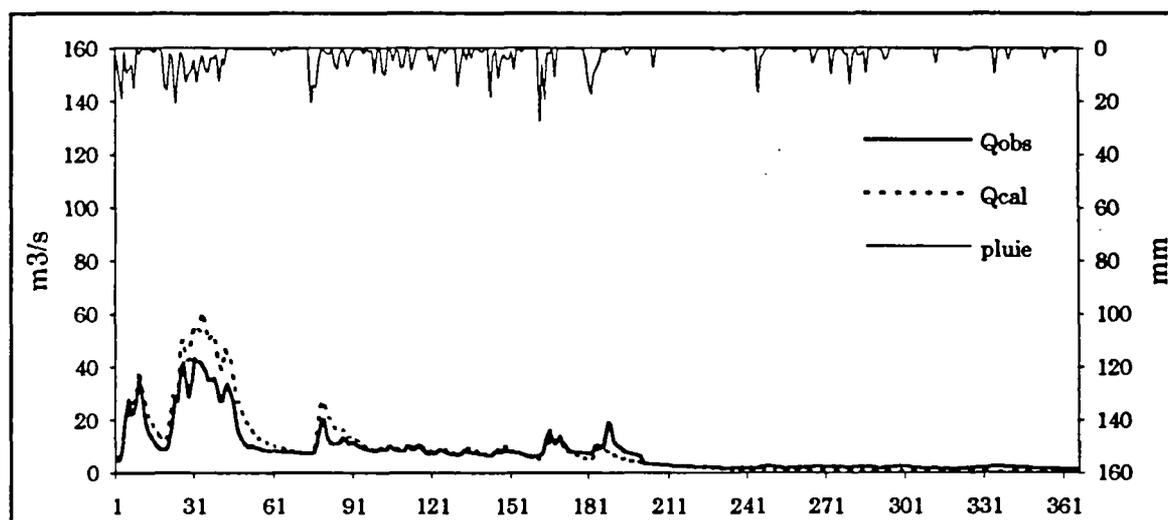


Figure 5.14 Débits observés et simulés. Seugne : 1988. Contrôle.

5.4 Modèle nitrates

Le modèle nitrates a subi différentes modifications au cours de nos travaux. La conception originale du modèle de dénitrification et la définition de la vitesse de dénitrification s'appuyaient sur les travaux effectués sur la Tamise (Whitehead, 1984). En utilisant ces données, la simulation restait très médiocre. Parmi les phénomènes biochimiques simulés, la dénitrification dans la rivière a été le premier à être mis en cause. En effet, la vitesse de dénitrification (k) utilisée est une valeur moyenne observée pendant la période d'été et pour une hauteur d'eau moyenne (p) de 2 m, tandis que dans la plupart des sous-bassins qui composent le bassin de la Charente, la hauteur d'eau moyenne dépasse rarement 1,5m. Par ailleurs, des expériences *in situ* ont eu lieu pour quantifier le taux de dénitrification sur deux secteurs différents de la Charente (Javrezac et Nerzac).

D'autre part, le modèle de production de nitrates a été aussi révisé car la concentration observée sur les sous-bassins est relativement stable tandis que la concentration fournie par le modèle était trop "nerveuse" par rapport aux valeurs observées. Il faut à nouveau remarquer qu'il s'agit de concentrations instantanées mesurées seulement quatre à douze fois par année.

5.4.1 Production de nitrates

Les courbes de simulation obtenues avec le modèle d'origine (Ma, 1991) montraient que la réponse du modèle était trop accentuée par rapport aux observations sur l'ensemble des stations de mesure de la qualité de l'eau sur les sous-bassins de la Charente. Ceci indique que la réponse des bassins est moins immédiate et moins forte à chaque épisode pluvieux.

Dans notre démarche, on considère que les niveaux des réservoirs racinaire (\mathcal{A}) et intermédiaire (\mathcal{B}) ne sont pas les seuls à intervenir dans le calcul de la concentration en nitrates et qu'il existe une autre variable intrinsèque au système qui provoque un amortissement de cette concentration. Nous avons essayé de trouver une variable intermédiaire

ayant une explication plus ou moins "physique" qui puisse être reliée à l'humidité du sol ou aux réservoirs du modèle hydrologique.

Tout d'abord, nous avons essayé d'utiliser l'humidité du sol calculée. Les résultats de cet essai ont montré que la voie choisie était correcte mais les variations des concentrations dans les réservoirs étaient encore très importantes. Dans une deuxième démarche nous avons utilisé la valeur correspondant à la capacité de chaque réservoir ($SA+A$, $SB+B$). Ensuite nous avons testé la valeur de la capacité du réservoir de routage (B) puis la valeur de la capacité du réservoir sol (A). Ces tests ont été effectués sur tous les bassins étudiés, car les valeurs des paramètres A et B sont assez différentes.

Conformément aux résultats obtenus dans la simulation de chaque schéma testé, nous avons conservé la troisième option. On peut considérer que la valeur du paramètre B peut être reliée à la quantité d'eau interstitielle ou à l'eau "adsorbée" sur les particules qui forment le sol. Ainsi, nous considérons que les concentrations dans les réservoirs sont calculées de la façon suivante :

$$CA = \frac{100 \cdot MA}{SA + B} \quad (5.1)$$

$$CB = \frac{100 \cdot MB}{SB + B} \quad (5.2)$$

où,

CA : concentration de nitrates dans le réservoir racinaire (\mathcal{A}), en mg/l

CB : concentration de nitrates dans le réservoir intermédiaire (\mathcal{B}), en mg/l

MA : réserve de nitrates dans le réservoir racinaire, en kg N/ha

MB : réserve de nitrates dans le réservoir intermédiaire, en kg N/ha

SA : niveau du réservoir racinaire, en mm

SB : niveau du réservoir intermédiaire, en mm

B : capacité du réservoir de routage, en mm

D'autre part, l'humidité du sol affecte de façon importante le lessivage rapide et la diffusion entre les réservoirs racinaire et intermédiaire. Elle est alors utilisée comme une fonction en puissance quatre. Ainsi, les équations de transfert sont les suivantes:

$$CH = DW^4 \quad (5.3)$$

où,

$$DW = \frac{s}{A} \quad (5.4)$$

- Lessivage du réservoir \mathcal{A} (lessivage rapide):

$$LA = \frac{PL \cdot \frac{r}{R0} \cdot e^{(\min \frac{r-R0}{R0}, \rho)} \cdot CA \cdot CH}{100} \quad (5.5)$$

- Diffusion entre les réservoirs \mathcal{A} et \mathcal{B} :

$$MD = DF \cdot \frac{CA - CB}{100} \cdot CH \quad (5.6)$$

où,

LA : lessivage rapide du réservoir racinaire, en kg N/ha

PL : paramètre de lessivage rapide

r : niveau du réservoir de routage (R), en mm

$R0$: seuil minimal pour que le lessivage rapide puisse avoir lieu, en mm

CA : concentration dans le réservoir racinaire, en mg/l

MD : masse diffuse entre les réservoirs racinaire et intermédiaire, en kgN/ha

DF : paramètre de diffusion entre les réservoirs racinaire et intermédiaire

Le lessivage du réservoir intermédiaire (LB) est uniquement fonction de la concentration et du débit de routage du réservoir R . Dans le modèle développé par Ma, le réservoir souterrain reçoit la percolation comme entrée et subit un lessivage par convection, avec toutefois l'hypothèse que la concentration des eaux souterraines est constante. Dans notre approche, la concentration des eaux souterraines est en équilibre avec la concentration du réservoir intermédiaire ($CG=CB$).

En effet, plusieurs essais nous ont permis de constater que la variation de la concentration du réservoir intermédiaire est assez faible et il nous a paru possible d'extrapoler cette observation au réservoir souterrain. On considère donc qu'au niveau d'un sous-bassin versant de taille importante, il existe un effet tampon provoqué par le niveau du réservoir intermédiaire. Le lessivage du réservoir souterrain est alors uniquement fonction de l'écoulement du réservoir R (QR):

$$LB = \frac{CB \cdot QR}{100} \quad (5.6)$$

$$LG = \frac{CB \cdot QG}{100} \quad (5.7)$$

L'évolution des masses dans les réservoirs est donc:

$$MA_{i+1} = MA_i - LA - MD \quad (5.8)$$

$$MB_{i+1} = MB_i - MD - LB \quad (5.9)$$

où,

MA : réserve de nitrates dans le réservoir \mathcal{A} , en kg N/ha

MB : réserve de nitrates dans le réservoir \mathcal{B} , en kg N/ha

La perte de nitrates dans la rivière est exprimée comme suit :

$$M = LA + LB + LG \quad (5.10)$$

$$C_f = 100 \cdot \frac{M}{Q_i} \quad (5.11)$$

où,

M : masse perdue dans la rivière, en kg N/ha

C_f : concentration dans la rivière, en mg/l

Q_i : débit total à l'exutoire, en mm

5.4.2 Dénitrification dans la rivière

Le modèle de dénitrification dans la rivière a évolué au cours de nos travaux. La première démarche a consisté, tout en conservant la formulation initiale, en l'optimisation du paramètre $\frac{k}{p}$, car il n'est pas possible de calculer la hauteur de l'eau dans chacun des biefs (absence de données relatives à la géométrie des rivières). Les valeurs de vitesse de dénitrification ainsi calculées ont été inférieures à la valeur utilisée dans les travaux précédents ($\frac{k}{p} = 0,05 d^{-1}$; Ma, 1990).

L'étude expérimentale de la dénitrification in situ a remis totalement en question le modèle de dénitrification utilisé car, contrairement à la plupart des travaux antérieurs concernant la dénitrification, les résultats montrent que la vitesse de dénitrification à l'interface eau-sédiment peut être considérée comme constante et indépendante des variations de température, de teneurs en nitrates et

oxygène dissous à l'interface (Torre et al, 1984). On rappelle que la plupart des travaux concernant la dénitrification ont été effectués en laboratoire ou sur des plans d'eau (lacs, gravières) et en utilisant des techniques issues de la microbiologie du sol, tandis que cette étude a été menée au niveau du lit de la Charente.

La valeur moyenne du taux de dénitrification sur un cycle annuel (mai 1991 – avril 1992) dans la Charente est $k = 682 \text{ mgNO}_3 / \text{m}^2 / \text{j}$ ($k = 154 \text{ mgN-NO}_3 / \text{m}^2 / \text{j}$). La variation de la concentration en nitrates dans l'eau est:

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{k}{1000 \cdot p} \quad (5.12)$$

avec p en mètres et $\frac{dC}{dt}$ en mg/l/j . Il faut signaler que la valeur de k a été obtenue pendant un cycle annuel (mai 1991 à avril 1992) qui ne présente pas une grande variation de paramètres environnementaux. La variation de la concentration en nitrates dans l'eau se formule de la façon suivante:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{(Q_i \cdot C_i - k \cdot Sf - Q_{i-1} \cdot C_{i-1})}{Ve} \quad (5.13)$$

où,

Ve : volume du bief, en m^3

Sf : surface "efficace" de sédiments, en m^2

La surface "efficace" de sédiments est la surface occupée par les sédiments sur le fond de la rivière.

5.5 Calage et analyse des résultats

Les paramètres du modèle de transfert ont été optimisés par une méthode automatique. Cependant, dans le cas de données ponctuelles peu fréquentes, il s'est révélé nécessaire, après contrôle, d'effectuer des corrections manuelles, faute de quoi le modèle a tendance à simuler une concentration constante.

Le premier essai de modélisation de la concentration de nitrates sur la Charente a été effectué en utilisant uniquement les données issues du Recensement Général Agricole de 1979 (Ma, 1990). Dans notre travail,

on considérera également le Recensement Général Agricole de 1988 afin de mieux cerner l'évolution des cultures et des apports d'engrais sur les bassins. Si l'on pose l'hypothèse que le premier recensement est valable de 1975 à 1982 et le deuxième de 1983 à 1989, il convient donc de caler notre modèle sur la période de 1981 à 1984 pour pouvoir prendre en compte les deux recensements.

Notre première approche a consisté à réutiliser le modèle sans modifications ($\frac{k}{p}=0,05d^{-1}$; vitesse de disparition de nitrates, comme une fonction de la température de l'eau et de la concentration de nitrates). Dans l'Annexe V, on présente quelques exemples de résultats obtenus avec cette démarche. En général, on observe un très fort décalage des concentrations simulées par rapport aux concentrations observées.

Lors de notre deuxième essai de modélisation, on a considéré que le rapport $\frac{k}{p}$ était une autre variable à optimiser. Pour la plupart des sous-bassins, on a constaté que le rapport $\frac{k}{p}$ était inférieur à celui proposé par Whitehead ($0,0 d^{-1} \leq \frac{k}{p} \leq 0,065 d^{-1}$). La dénitrification, transposée d'une rivière plus polluée, était donc assez logiquement surestimée dans le modèle initial, ce qui conduisait à sous-estimer les concentrations dans la rivière.

Le modèle de dénitrification issu des travaux effectués par Torre (1994), présente l'avantage d'être réalisé dans des conditions propres au bassin de la Charente et d'être beaucoup plus simple que celui proposé par Whitehead. En effet, cette formulation est indépendante de la température de l'eau et de la hauteur d'eau. La seule variable qui reste à déterminer est la surface "efficace" des sédiments S_f (eq. 5.13). Faute de données réelles disponibles lorsque l'on a commencé les essais de modélisation, nous avons considéré que cette surface "efficace" était la même sur tout les sous-bassins de la Charente et égale à 4 m² par mètre linéaire. On présente les résultats de cette optimisation sur le tableau 5.4.

Bassin	Période de calage	Superf (km ²)	R0 (mm)	PL	AL	DI (mg/l)	k (mg/m ² /l)	a	NO ₃ moy [*] (mg/l)	
									obs	cal
Amont	81-84	466	4,2	0,38	0,10	59	0	0,010	24	22
Bonnieure	81-84	207	8,5	0,63	0,39	29	30	0,028	16	17
Boutonne	81-84	1322	9,8	0,37	0,07	32	0	0,012	23	22
Né	81-84	732	10,3	0,64	0,10	11	0	0,017	21	22
Seugne	81-84	890	7,7	0,42	0,10	24	70	0,022	14	13
Antenne	81-84	433	9,4	2,57	0,62	24	50	0,011	24	24
Boème(*)	81-84	589	21,4	0,75	0,12	18	50	0,015	21	20

(*) : bassin non jaugé

(♣) : période 75 - 89

Tableau 5.4 Paramètres optimisés du modèle nitrates

Le paramètre de diffusion (*DF*) entre les réservoirs superficiel et racinaire ne figure pas dans le tableau 5.4 car il se cale sur une valeur très proche de 1 mm sur l'ensemble des sous-bassins modélisés, sans que ceci présente une signification particulière, puisque le paramètre a une dimension. Notons que cette particularité ne se présentait pas avant d'avoir considéré le rapport s/A comme intervenant à la puissance quatre. Ceci autorise une simplification du modèle de production de nitrates en fixant le paramètre *DF* à une valeur constante sur l'ensemble des sous-bassins. Dans cette démarche, il est en effet inutile de conserver des paramètres trop peu variables, qui ne font qu'alourdir l'estimation des autres.

Les valeurs de seuil initial du lessivage rapide ($7 \text{ mm} < R0 < 11 \text{ mm}$) présentent des valeurs très stables. Seuls le bassin Amont et le bassin de la Boème ont des valeurs assez différentes (Amont: $R0 = 4,2 \text{ mm}$; Boème: $R0 = 21,4 \text{ mm}$). En général, ces deux bassins présentent des paramètres qui diffèrent des autres sous-bassins.

En ce qui concerne le bassin Amont, ceci pourrait s'expliquer par la nature du sol qui est différente des autres sous-bassins (granites et schistes, figure 5.2). Le cas du bassin de la Boème est plus difficile à juger car il s'agit d'un bassin non jaugé. Sur ce sous-bassin, nous avons utilisé la moyenne des valeurs optimisées de chaque paramètre du modèle hydrologique pour faire une simulation des débits.

Le paramètre de lessivage rapide (PL) présente une valeur très importante sur le bassin de l'Antenne. On remarque que ce sous-bassin est le seul situé sur des marnes, sols très argileux. Pour les autres sous-bassins, les valeurs optimisées de ce paramètre sont assez stables ($0,35 < PL < 0,75$).

En ce qui concerne le coefficient AL (paramètre de division entre les réservoirs A et B), il présente des valeurs très faibles sur les bassins de la Boutonne, de la Seugne et du Né. Sur ces bassins, le réservoir intermédiaire est beaucoup plus important que le réservoir racinaire. Ces bassins se trouvent pratiquement sur l'aval de la Charente. Quant à la valeur du paramètre de dilution d'engrais (DI), elle est assez stable. Il faut noter que ce paramètre n'a pas de raison d'être lié aux caractéristiques physiques du bassin, sauf au climat, mais qu'il peut varier avec les pratiques culturales. Notons simplement que sur le bassin Amont il présente une valeur supérieure à celle des autres sous-bassins.

Les valeurs obtenues pour la vitesse de dénitrification (k) sont très faibles par rapport à celle mesurée sur la Charente ($k = 154 \text{mgN-NO}_3 / \text{m}^2 / \text{j}$). Il est intéressant de constater qu'elle est nulle sur trois sous-bassins: le Né, la Boutonne et l'Amont. D'autre part, la valeur la plus forte se situe sur le bassin de la Seugne. Il faut remarquer que le calcul de la surface des sédiments S_f est uniquement une estimation assez grossière qui devrait être, en premier lieu, corrigée en fonction de la largeur réelle, alors que nous avons pris une valeur forfaitaire de 4m^2 de sédiments par mètre linéaire de bief.

Malgré les contraintes observées, on peut considérer que les paramètres sont peu variables entre les différents sous-bassins. Dans l'ensemble, la simulation est acceptable pour tous les sous-bassins (figures 5.15 à 5.35). En général, on constate une légère surestimation pendant les deux ou trois premières années (1975-1978), peut-être due à la forte sécheresse observée en 1975 et 1976. Si l'on considère les valeurs moyennes (observées et calculées) de toute la période étudiée, il se confirme que la simulation est très satisfaisante pour l'ensemble des sous-bassins modélisés (figure 5.36)

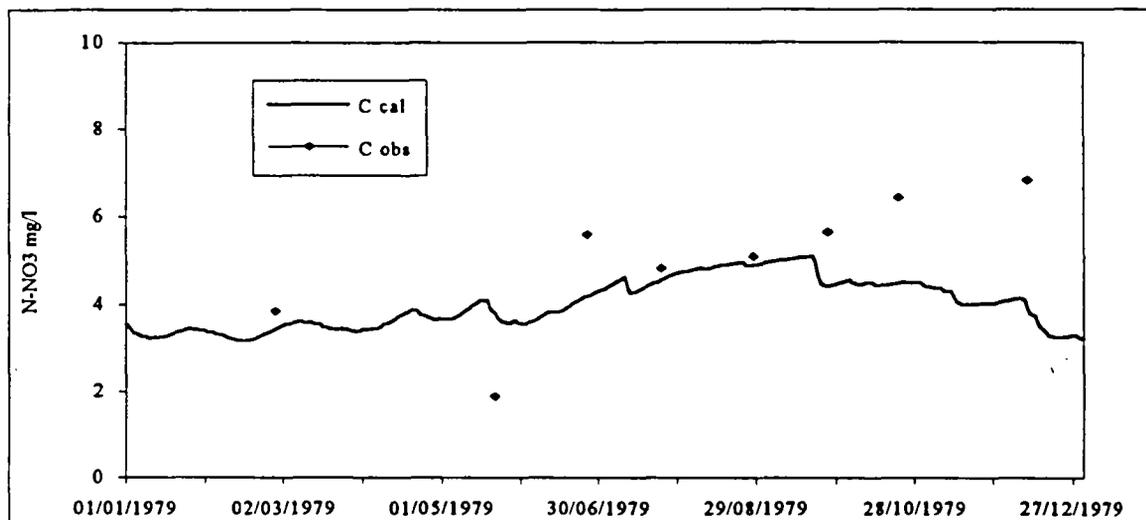


Figure 5.15 Concentrations observées et simulées. Amont : 1979. Contrôle.

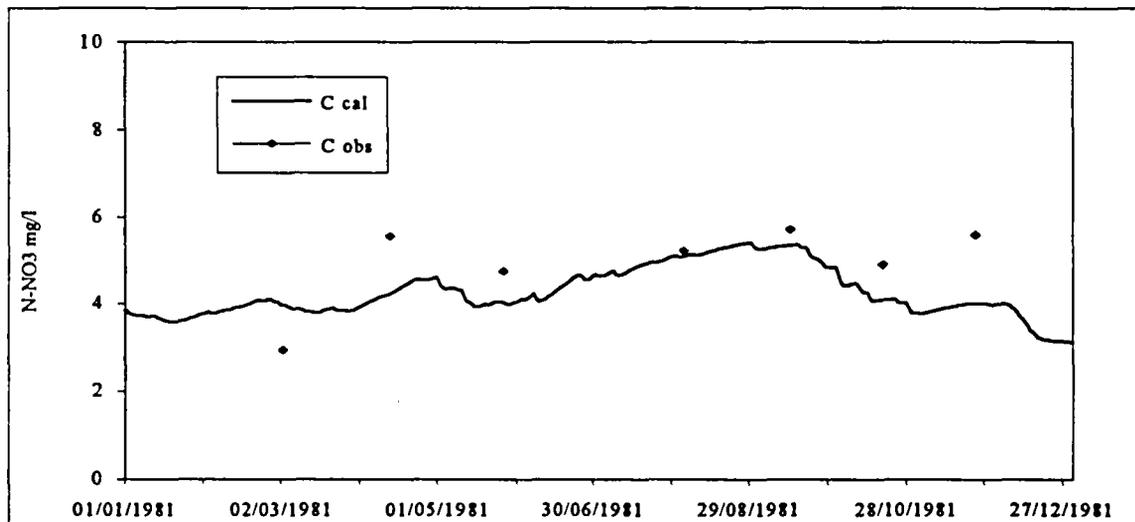


Figure 5.16 Concentrations observées et simulées. Amont : 1981. Calage.

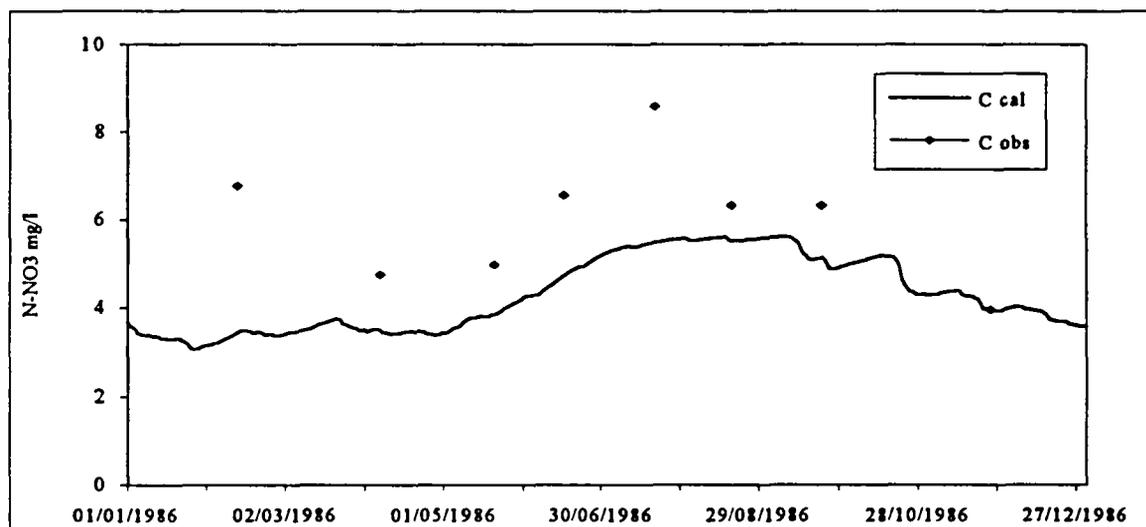


Figure 5.17 Concentrations observées et simulées. Amont : 1986. Contrôle.

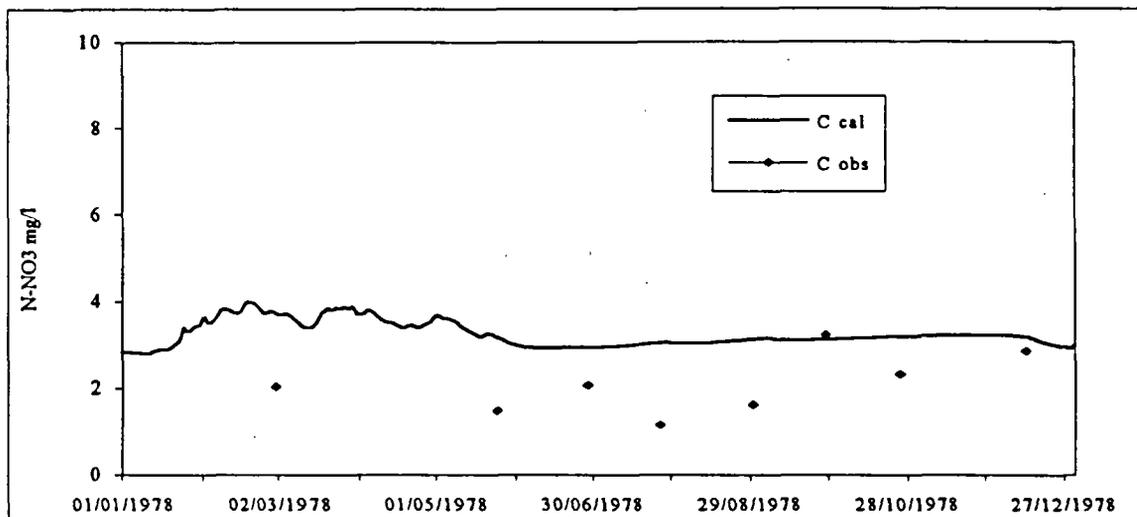


Figure 5.18 Concentrations observées et simulées. Bonniere : 1978. Contrôle.

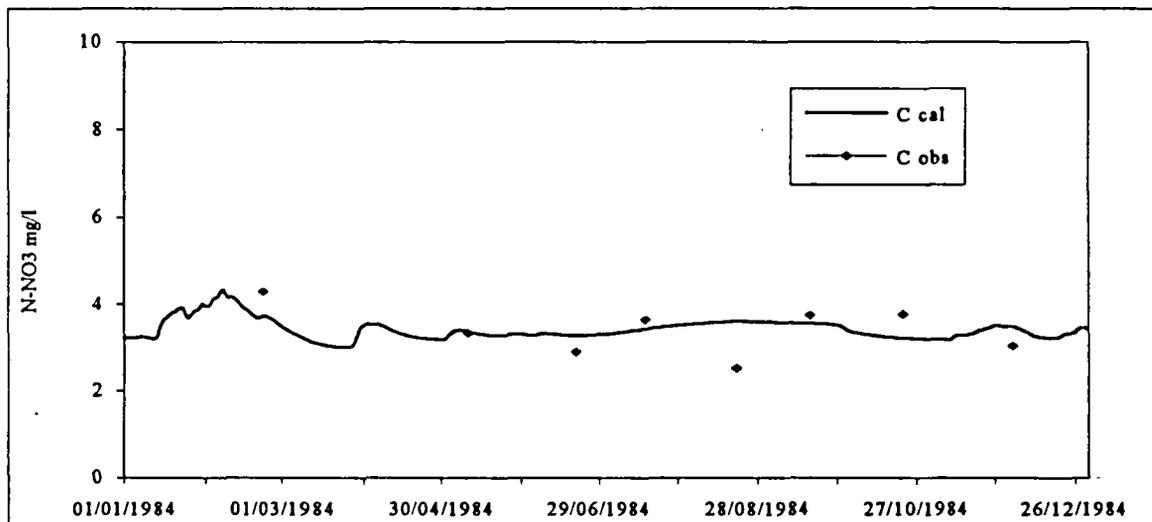


Figure 5.19 Concentrations observées et simulées. Bonniere : 1984 . Calage.

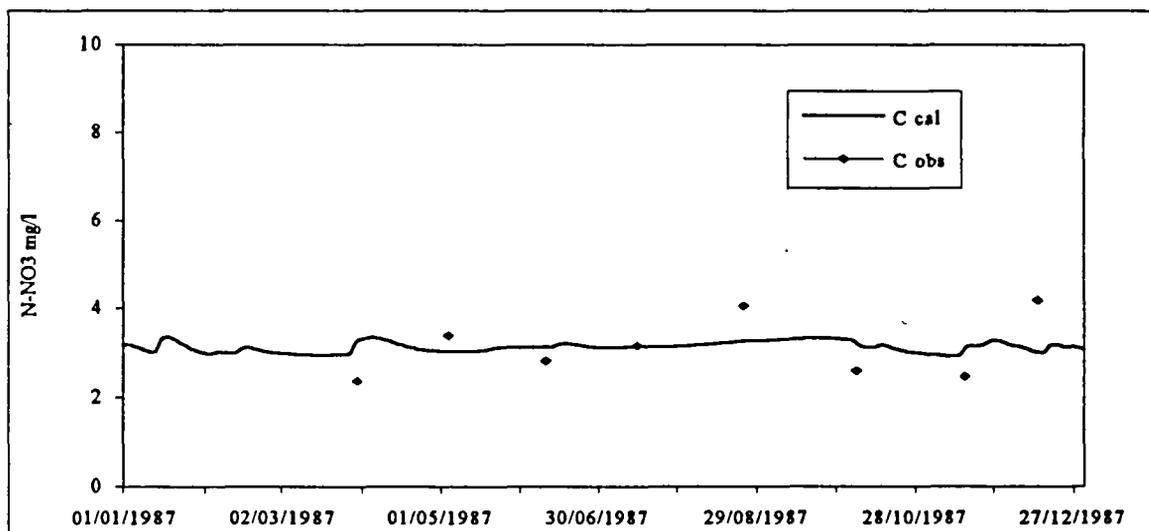


Figure 5.20 Concentrations observées et simulées. Bonniere : 1987. Contrôle.

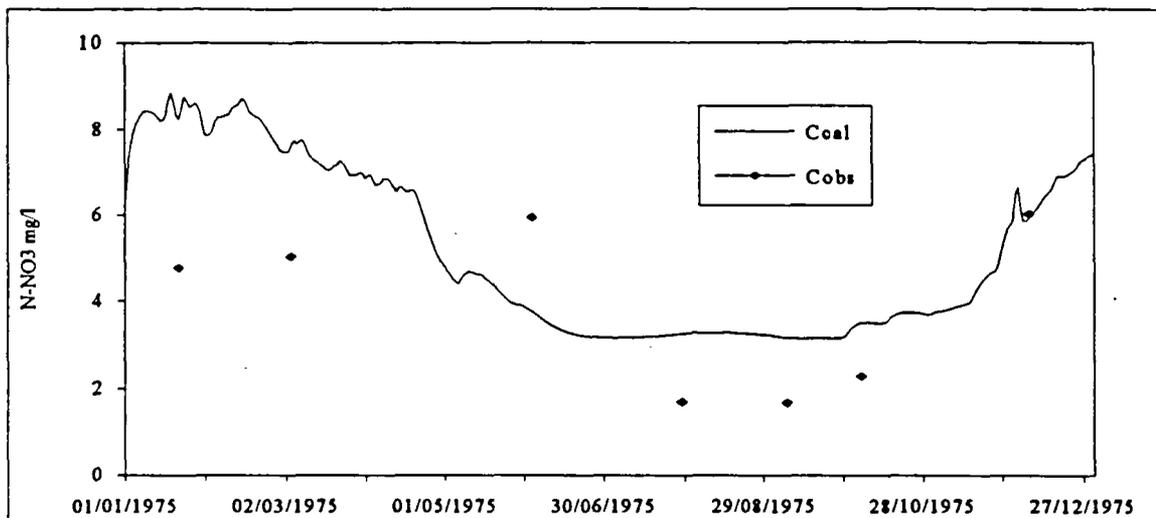


Figure 5.21 Concentrations observées et simulées. Boutonne : 1975. Contrôle.

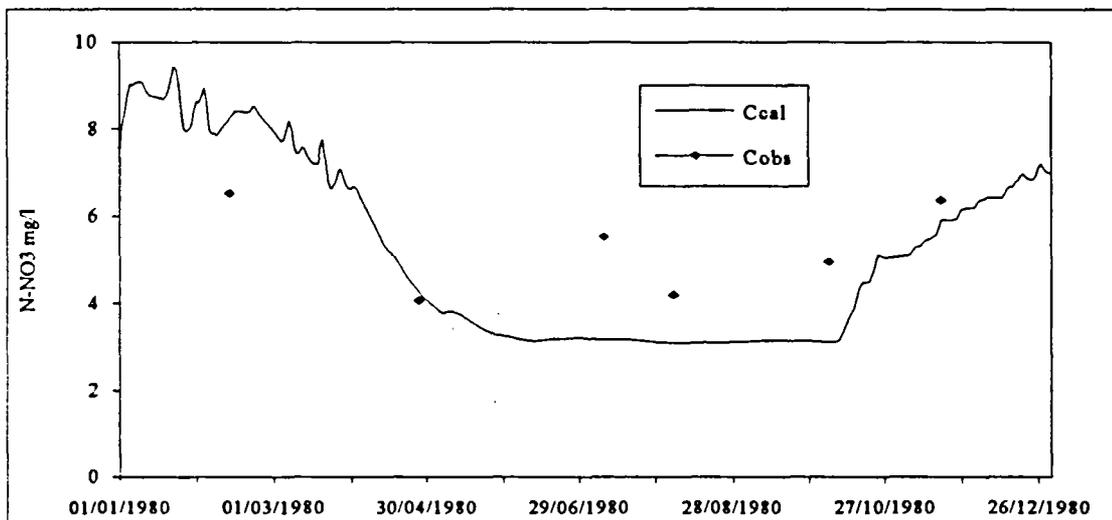


Figure 5.22 Concentrations observées et simulées. Boutonne : 1980. Contrôle.

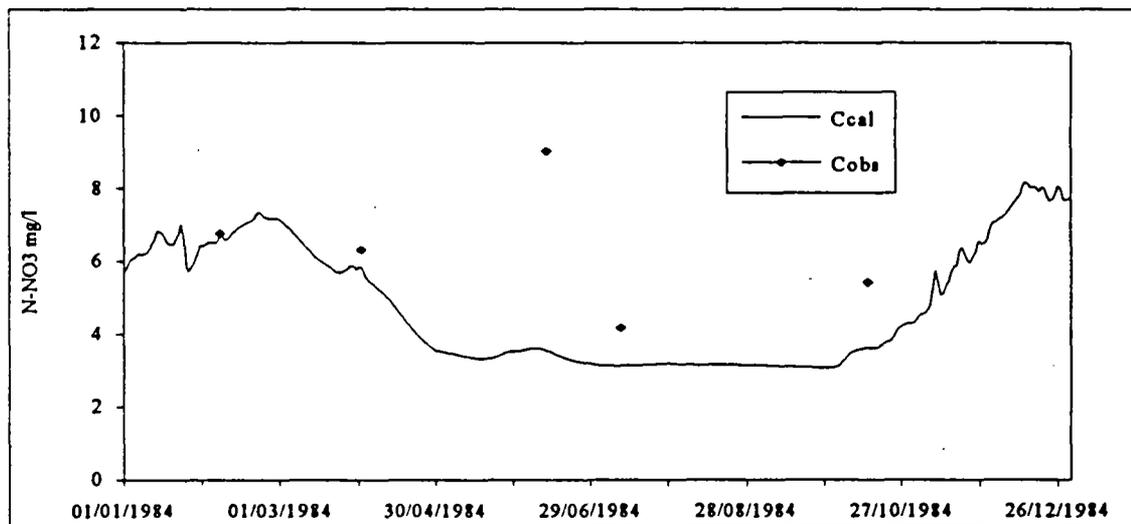


Figure 5.23 Concentrations observées et simulées. Boutonne : 1984. Calage.

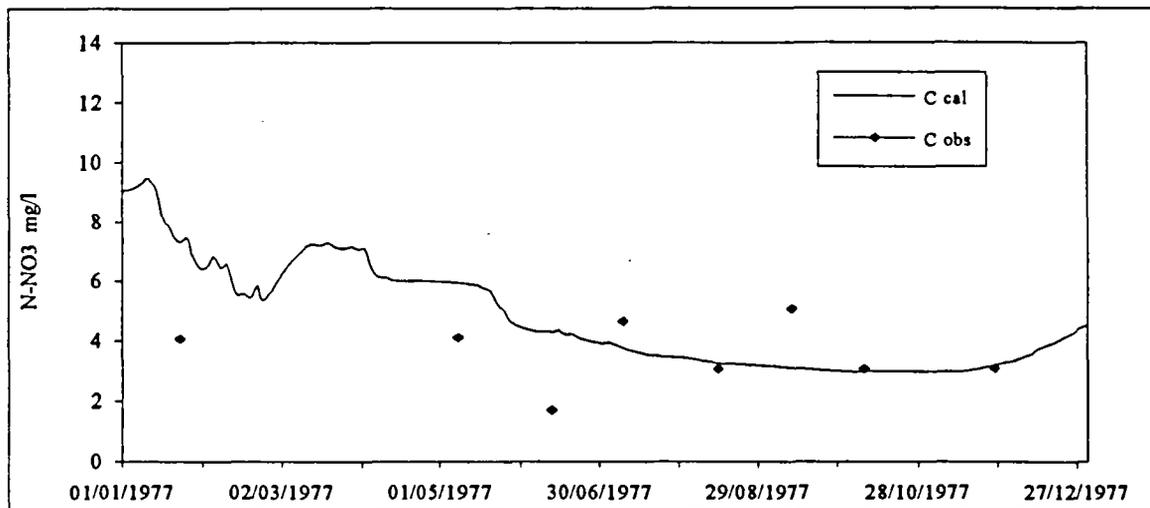


Figure 5.24 Concentrations observées et simulées. Né : 1977. Contrôle.

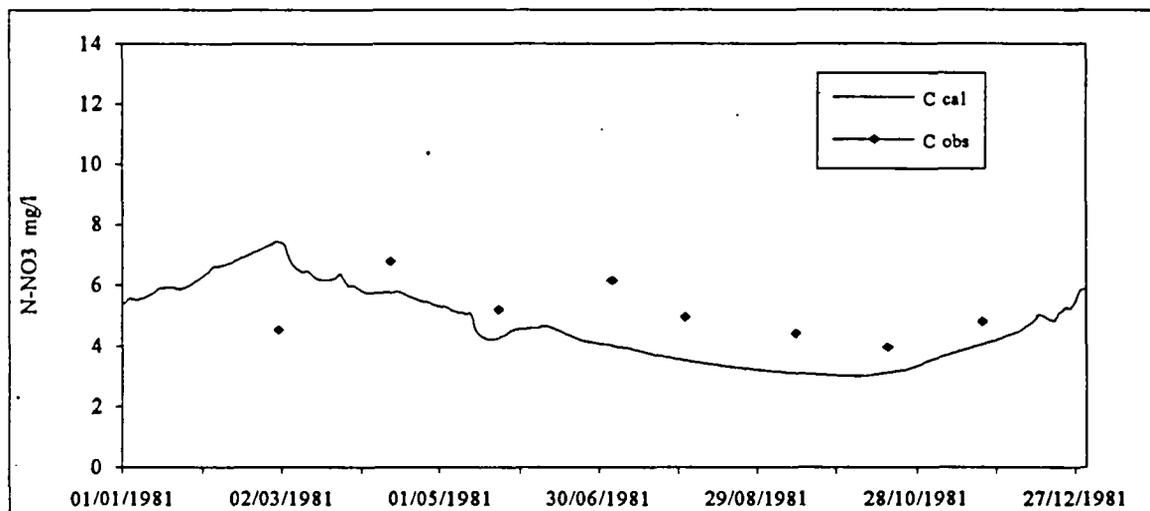


Figure 5.25 Concentrations observées et simulées. Né : 1981. Calage.

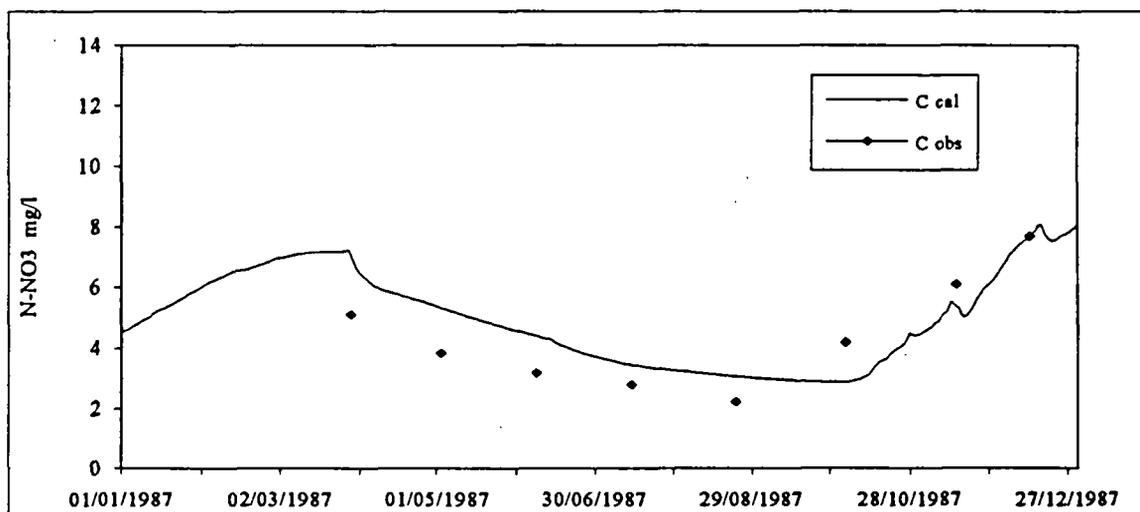


Figure 5.26 Concentrations observées et simulées. Né : 1987. Contrôle.

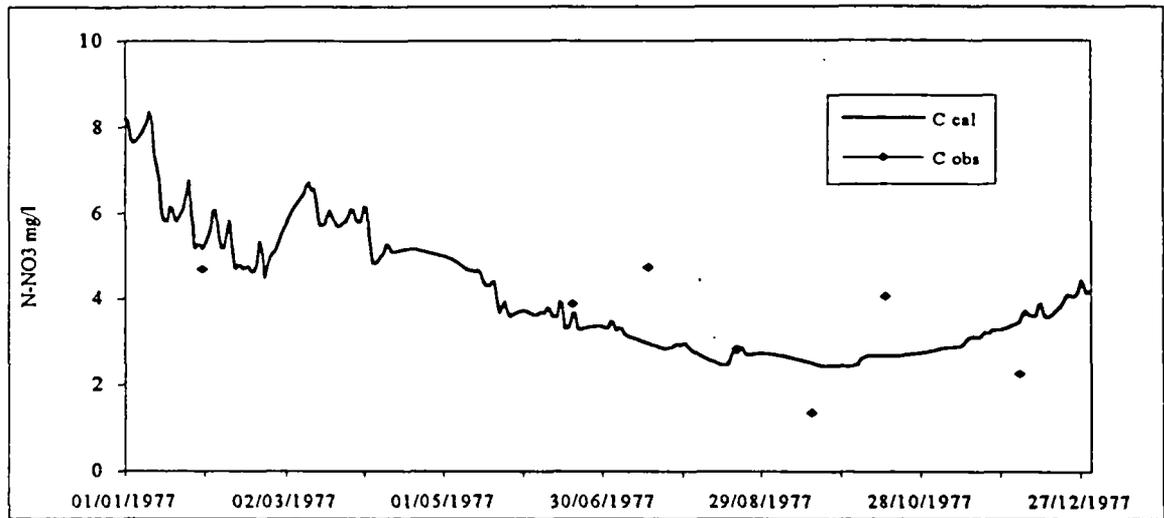


Figure 5.27 Concentrations observées et simulées. Seugne : 1977. Contrôle.

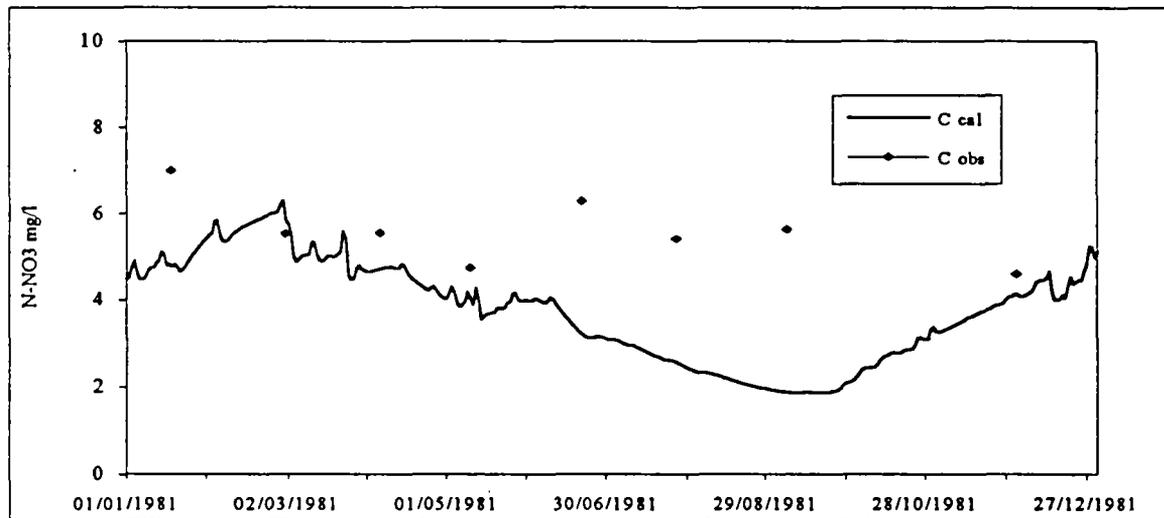


Figure 5.28 Concentrations observées et simulées. Seugne : 1981. Calage.

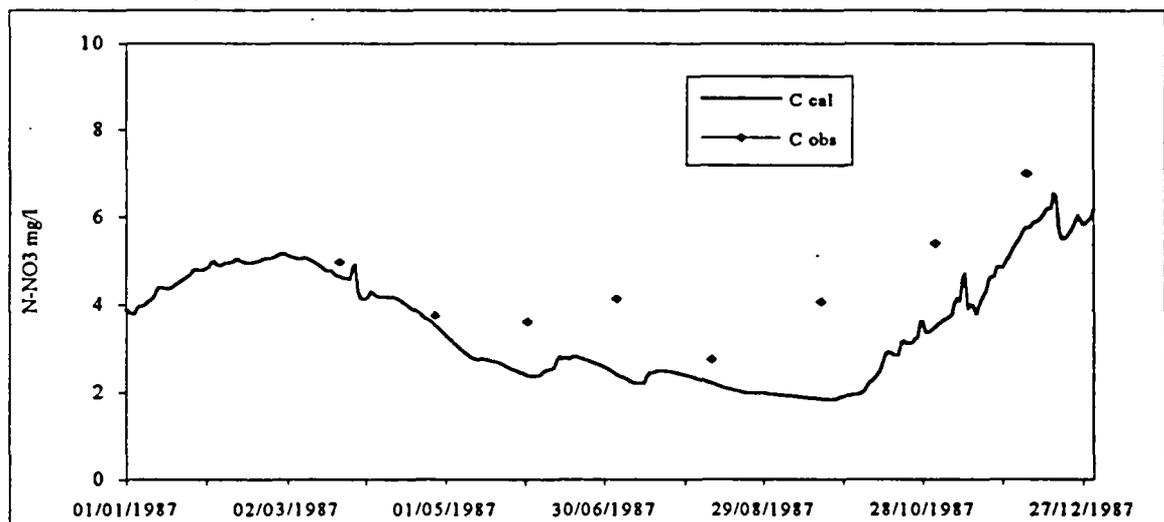


Figure 5.29 Concentrations observées et simulées. Seugne : 1987. Contrôle.

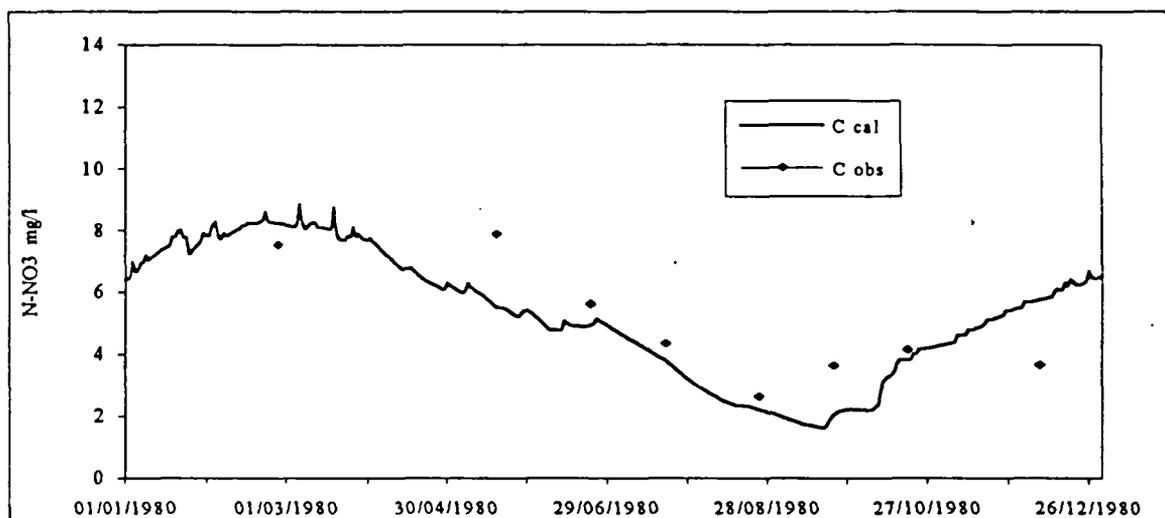


Figure 5.30 Concentrations observées et simulées. Antenne : 1980. Contrôle.

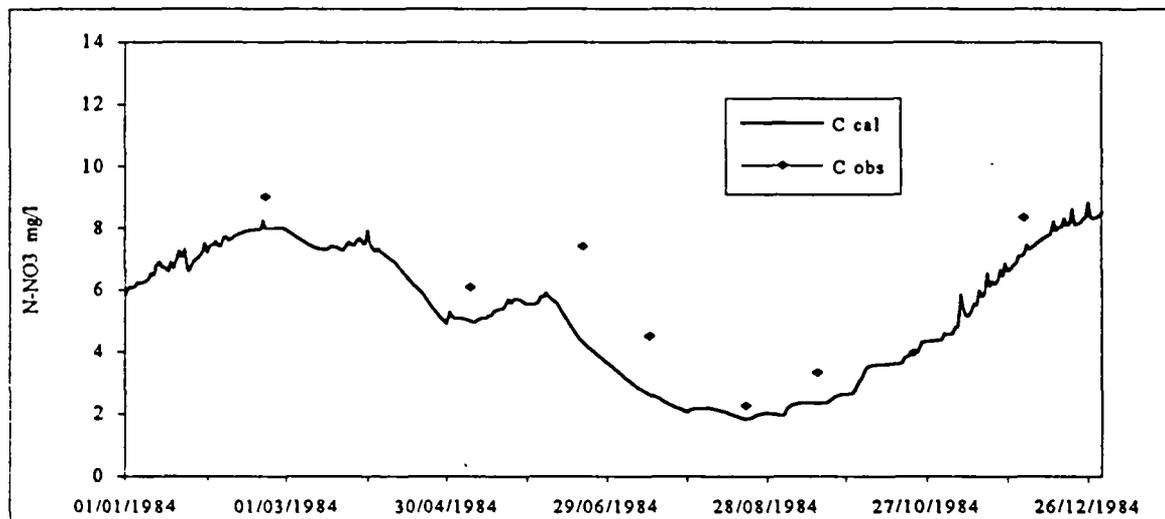


Figure 5.31 Concentrations observées et simulées. Antenne : 1984. Calage.

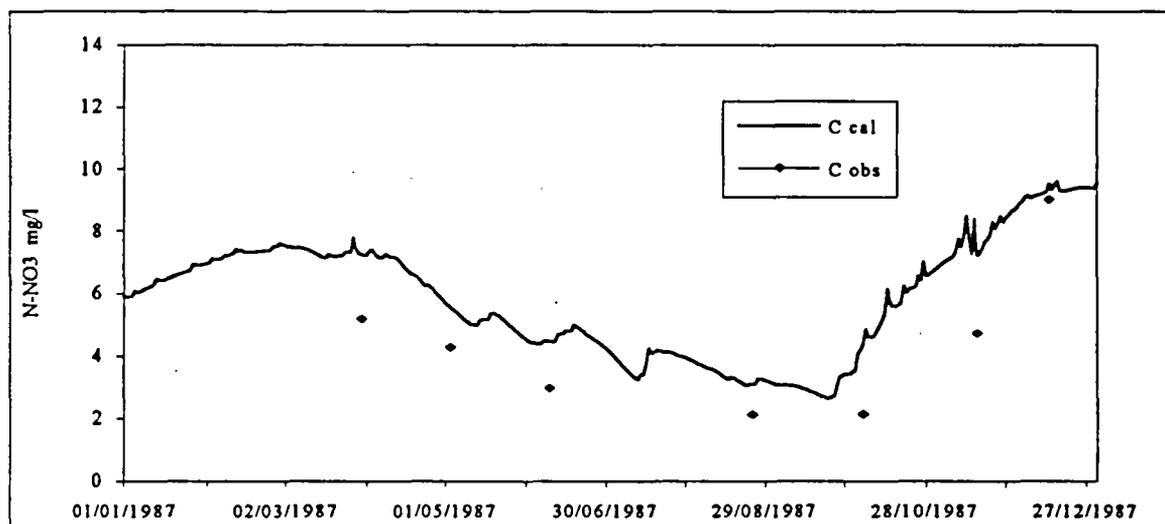


Figure 5.32 Concentrations observées et simulées. Antenne : 1987. Contrôle.

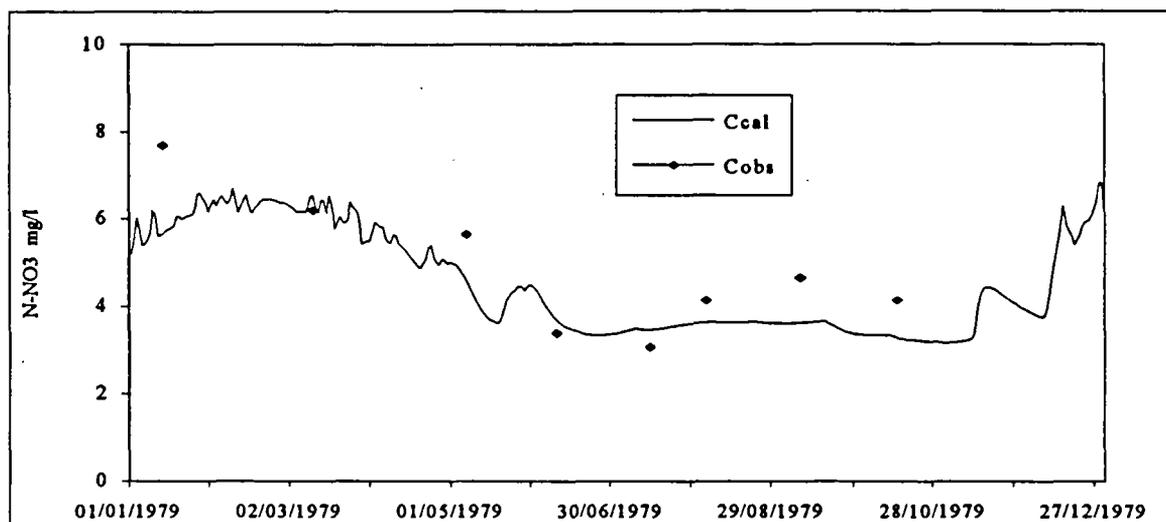


Figure 5.33 Concentrations observées et simulées. Boème : 1979. Contrôle.

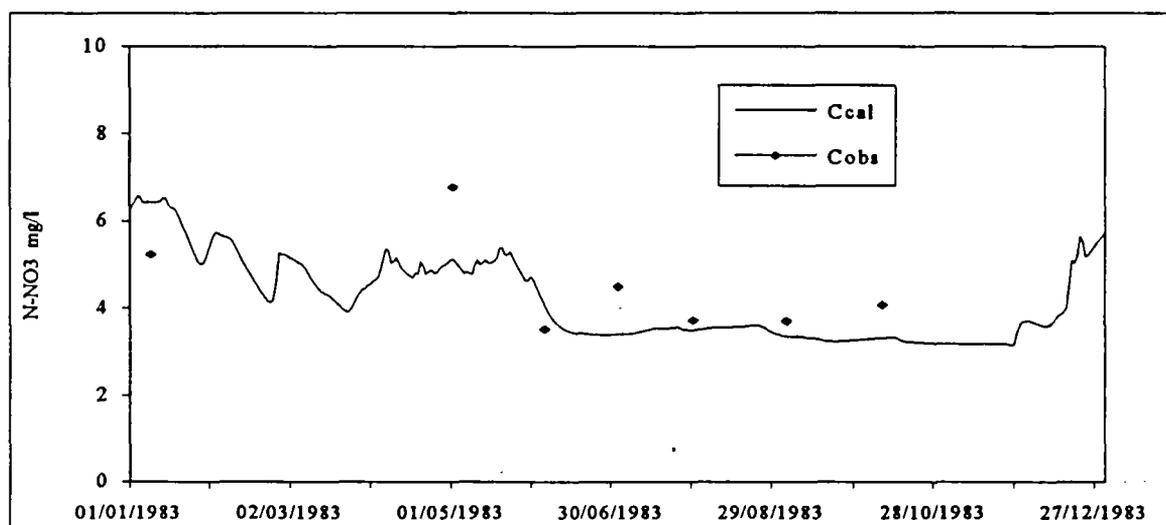


Figure 5.34 Concentrations observées et simulées. Boème : 1983. Calage.

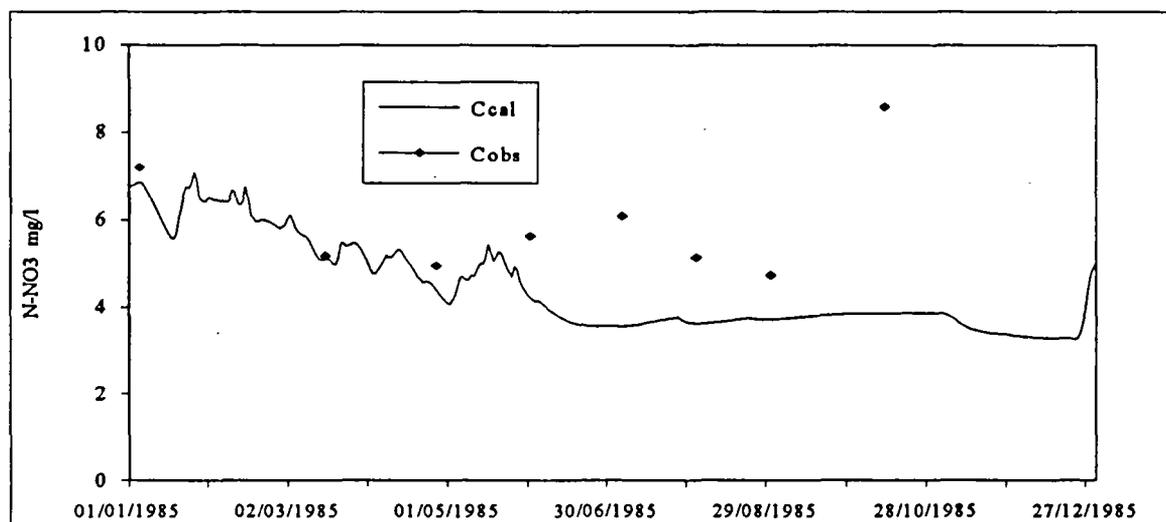


Figure 5.35 Concentrations observées et simulées. Boème : 1985. Contrôle.

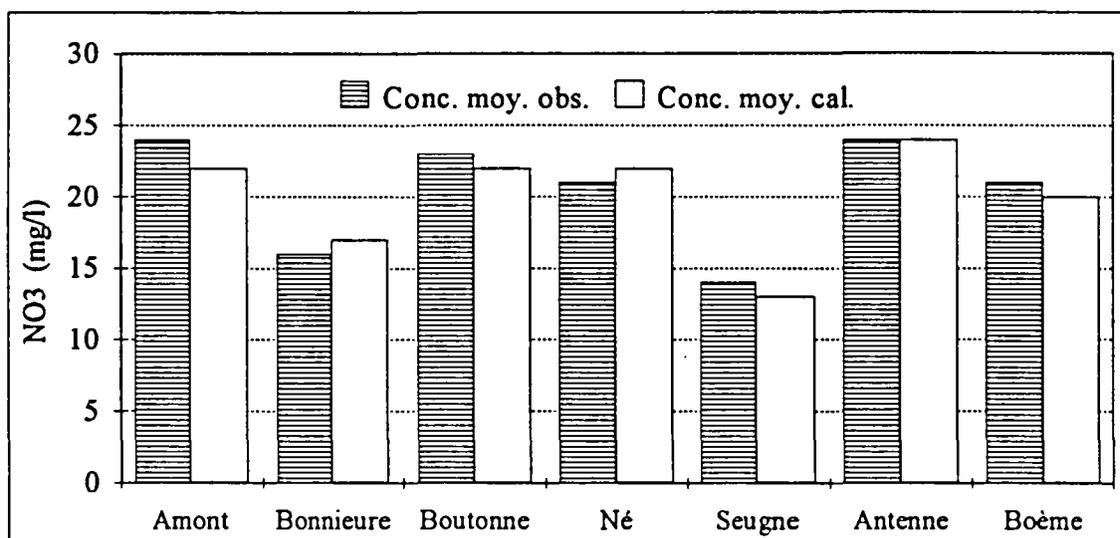


Figure 5.36 Concentrations moyennes sur les sous-bassins de la Charente (1975-1989).

Nous avons remarqué que la concentration en nitrates sur les bassins de la Bonnieure et de la Seugne est sensiblement inférieure à celle enregistrée sur les autres sous-bassins. Ceci peut s'expliquer en considérant l'occupation du sol. En effet, on observe (figure 5.37), sur le bassin de la Seugne, que le pourcentage de SAU par rapport à la surface totale est le plus faible. En ce qui concerne le bassin de la Bonnieure, le rapport entre la surface occupée par le blé et le maïs (cultures qui reçoivent une fertilisation azotée très importante) et la surface totale est également le plus faible.

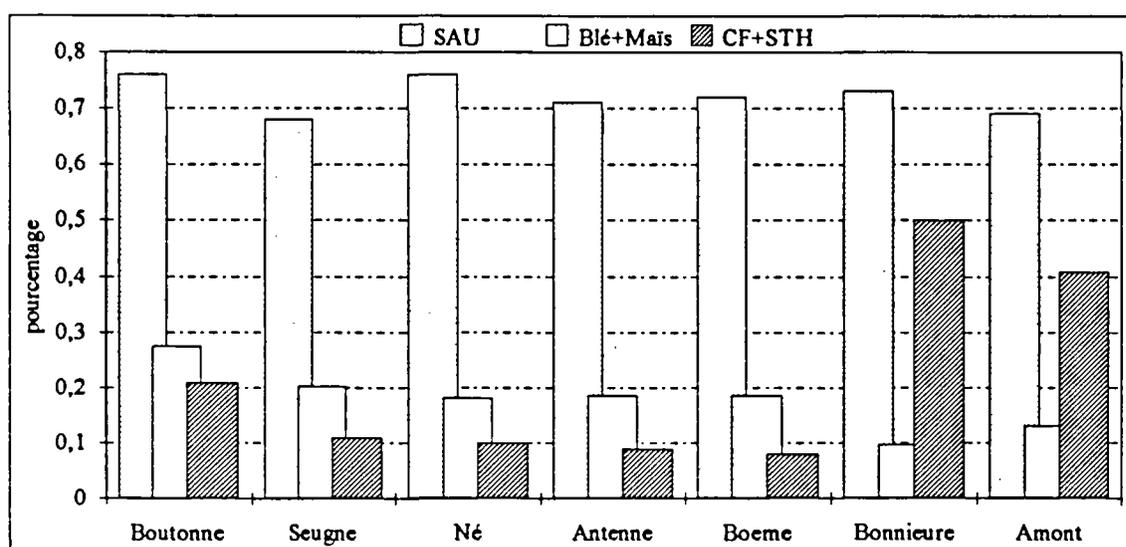


Figure 5.37 Pourcentage des surfaces par rapport à la surface totale

5.6 Régionalisation des paramètres du modèle de transfert

L'évaluation des paramètres d'un modèle conceptuel autrement que par calage est encore plus nécessaire pour les modèles de transfert de nitrates que pour les modèles pluie-débit en raison de la moindre quantité de chroniques observées. On doit tenter de relier les paramètres optimisés à des caractéristiques géophysiques et climatiques des bassins modélisés pour essayer, par la suite, de les généraliser sur des sous-bassins non jaugés et / ou sans données de qualité.

Un des objectifs de ce travail était de calculer les flux en nutriments (nitrates) à l'exutoire du bassin de la Charente. Cette estimation requiert la connaissance des paramètres du modèle sur l'ensemble du bassin. Dans la plupart des cas, il nous est impossible d'effectuer le calage du modèle sur chaque sous-bassin, faute de mesures de débit ou de qualité de l'eau.

Les paramètres du modèle peuvent être classés en deux groupes: ceux qui concernent la fonction de production des nitrates et ceux qui concernent le transfert des nitrates. Nous considérons que les paramètres propres aux transformations biochimiques sont constants ou que leur variation est dépendante des facteurs bioclimatiques, facteurs sur lesquels on ne peut pas agir. En ce qui concerne les paramètres de transfert, nous avons analysé la variation des quatre paramètres sur le sous-bassin du Né. Nous avons testé une variation de $\pm 30\%$ sur les valeurs optimales (*V.O.*) et nous avons observé la répercussion pendant la période de calage.

Les figures 5.38, 5.39 et 5.40 présentent la variation des paramètres *RO*, *PL* et *AL* pour la période de calage. Les variations les plus significatives s'observent pour les paramètres *RO* et *PL* (figures 5.38 et 5.39). Elles sont appréciables pendant les crues tandis que, lors des étiages, ces différences s'estompent considérablement. En ce qui concerne les paramètres *AL* et *DI*, la variation de $\pm 30\%$ ne provoque pas de changement significatif dans le calcul de la concentration en nitrates (figure 5.40).

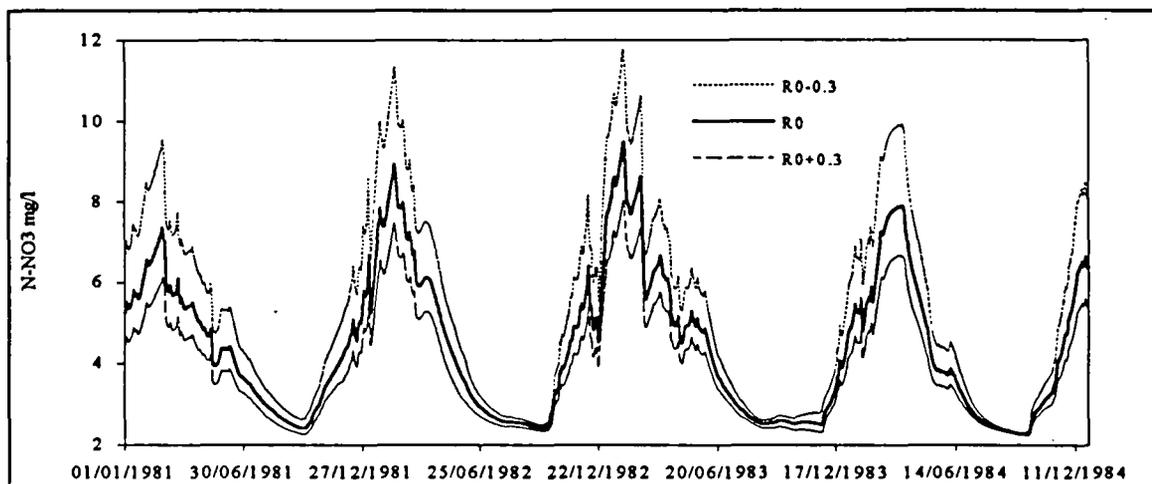


Figure 5.38 Variation de la concentration simulée par rapport à la variation du seuil de lessivage (*R0*)

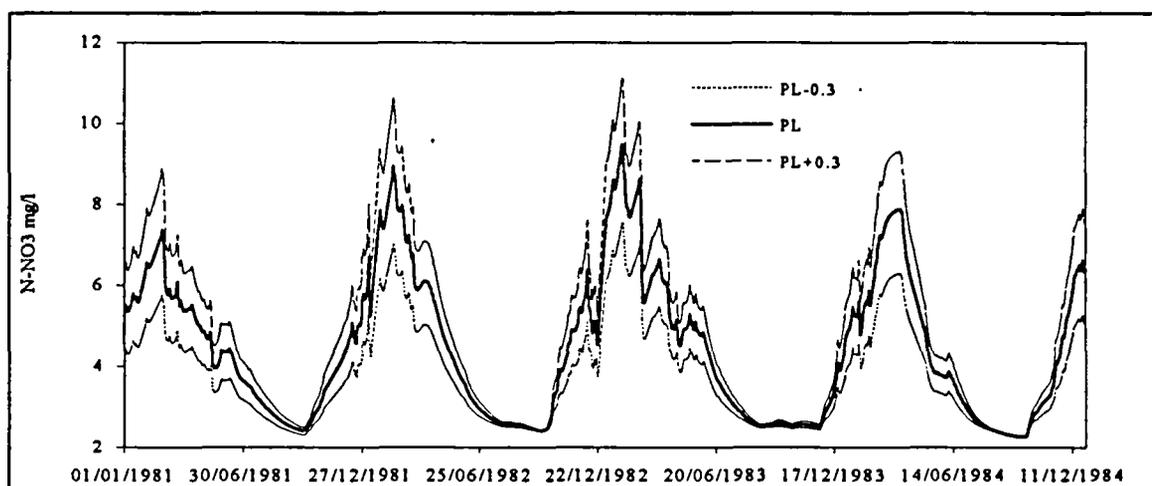


Figure 5.39 Variation de la concentration simulée par rapport à la variation du paramètre de lessivage rapide (*PL*)

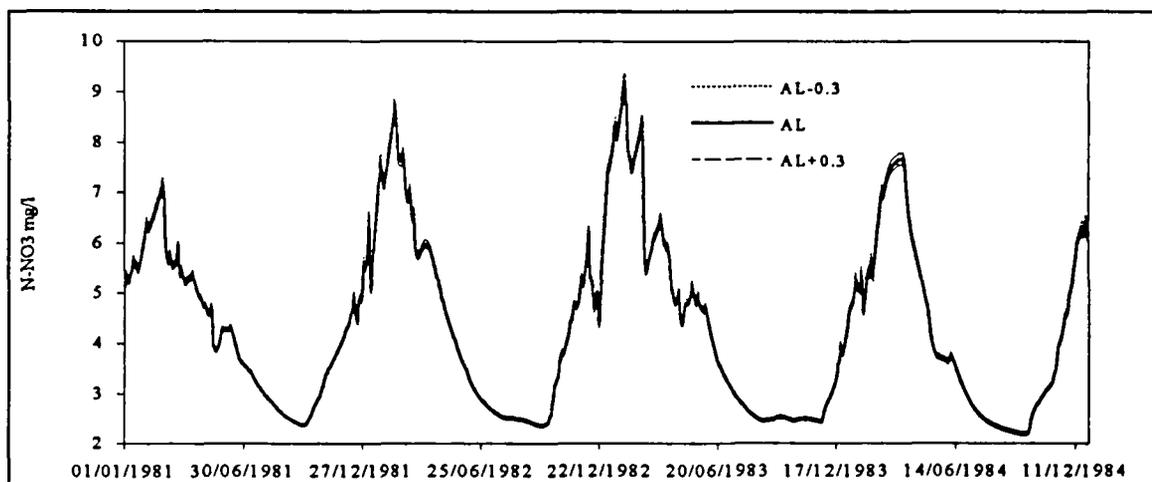


Figure 5.40 Variation de la concentration simulée par rapport à la variation du coefficient de division entre les réservoirs (*AL*)

D'autre part, nous avons essayé d'établir des relations entre les paramètres A et B du modèle hydrologique et les variables de transfert du modèle nitrates. Nous présentons dans le Tableau 5.5 les valeurs des coefficients de corrélation (obtenues par différentes régressions simples) entre chacun des trois paramètres $R0$, PL et AL comme variables expliquées et la capacité du réservoir sol (A) et la capacité du réservoir de routage (B) comme variables explicatives.

type	linéaire		logarithmique		multiplicative		réciproque	
	r	R^2	r	R^2	r	R^2	r	R^2
$AL \rightarrow A$	0,85	0,73	0,88	0,78	0,84	0,72	-0,89	0,80
$PL \rightarrow A$	0,72	0,52	0,78	0,60	0,73	0,54	-0,81	0,66
$R0 \rightarrow A$	0,23	0,05	0,29	0,09	0,28	0,08	-0,35	0,12
$AL \rightarrow B$	0,47	0,22	0,32	0,10	0,23	0,05	-0,16	0,02
$PL \rightarrow B$	0,71	0,50	0,66	0,44	0,51	0,26	-0,56	0,32
$R0 \rightarrow B$	0,72	0,52	0,72	0,51	0,90	0,81	-0,70	0,50

Tableau 5.5 Coefficients de corrélation des régressions entre les paramètres du modèle nitrates et les paramètres du modèle hydrologique.

D'après le Tableau 5.5, on constate que les paramètres AL et PL peuvent être expliqués en fonction de la capacité du réservoir sol (A) tandis que le paramètre $R0$ s'explique en fonction de la capacité du réservoir de routage (B). Les équations qui donnent les meilleures corrélations entre les paramètres concernés sont présentées dans le tableau 5.6 (figures 5.41 à 5.43). Seules les deux premières corrélations sont significatives (coefficients calculés avec un seuil de confiance de 95%), le critère de student (t) étant supérieur à 2,5.

	r	R^2	$E.S.$	t
$R0 = 0,118 \cdot B^{0,32}$	0,90	0,81	0,16	4,14
$\log(AL) = -4,38 \cdot A + 0,006$	0,88	0,78	0,47	3,75
$\log(PL) = -2,31 \cdot A + 0,004$	0,78	0,60	0,52	2,47

Tableau 5.6 Equations des paramètres du modèle nitrates.

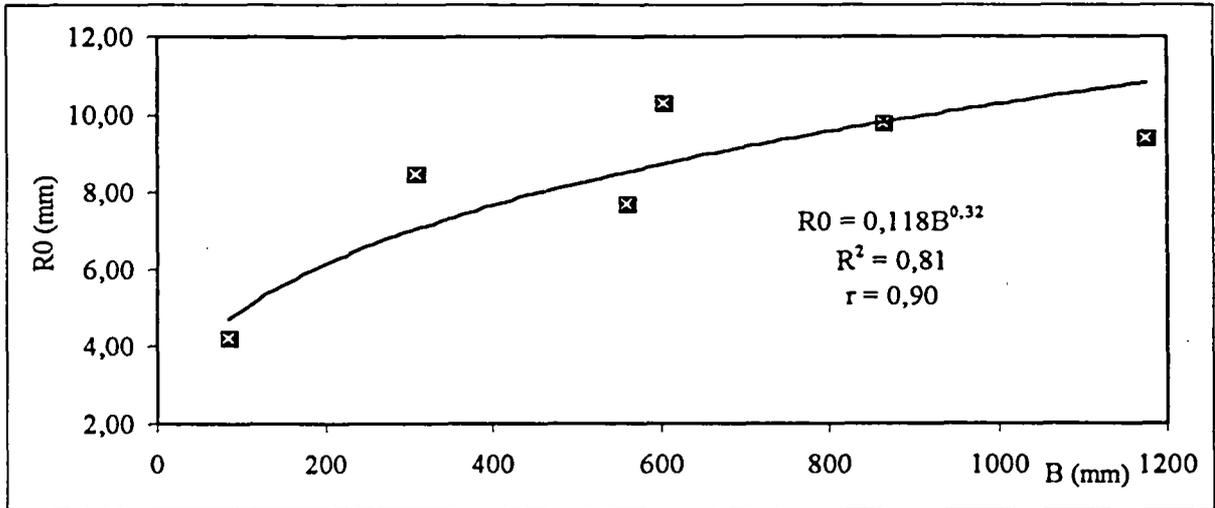


Figure 5.41 Corrélation entre le seuil $R0$ et la capacité du réservoir intermédiaire B

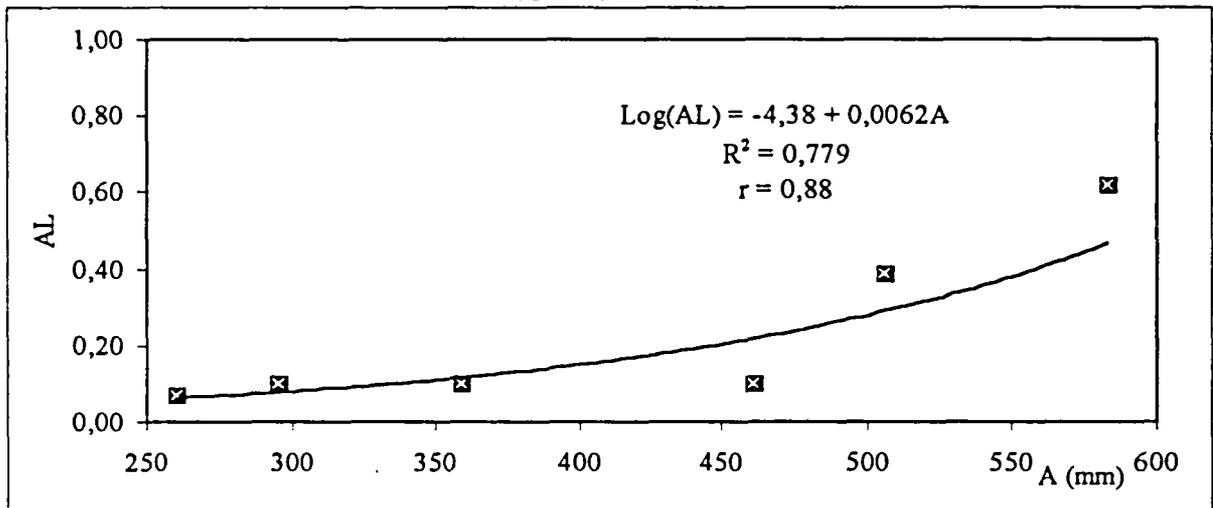


Figure 5.42 Corrélation entre le paramètre de division AL et la capacité du réservoir sol A

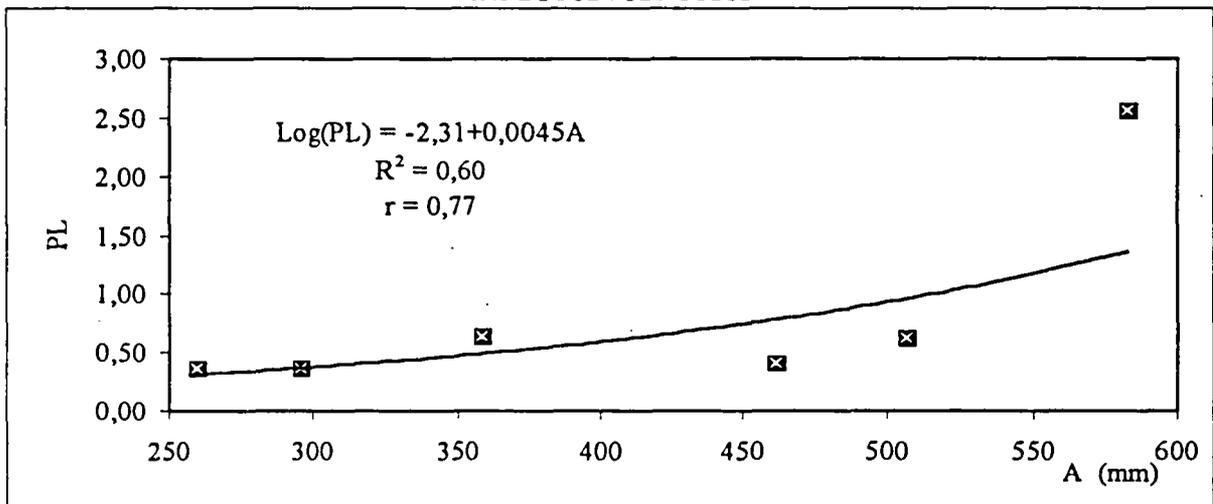


Figure 5.43 Corrélation entre le paramètre de lessivage PL et la capacité du réservoir sol A

Cette généralisation des paramètres a été obtenue uniquement avec 6 sous-bassins. Ceci peut nous permettre de généraliser les paramètres à des sous-bassins jaugés mais sans suivi de qualité. C'est le cas concret des sous-bassins de la Tardoire et de l'Aume, uniquement. Néanmoins, étant donné le faible nombre de données pour établir ces équations, il nous semble que seule le paramètre $R0$ est susceptible d'être calculé à partir de cette relation.

D'autre part, la plupart des sous-bassins du bassin de la Charente ne sont pas jaugés et par conséquent, les valeurs des paramètres A et B sont inconnues. Nous avons donc utilisé, pour les bassins non jaugés, les valeurs moyennes des paramètres optimisés sur les bassins où il existe un suivi de qualité des eaux. En outre, on n'a pas trouvé de corrélation entre les valeurs des paramètres de transfert du modèle nitrates, ni avec les apports de fertilisants, ni avec les cultures. Nous n'avons pas réussi à établir de relations entre les paramètres de transfert et les caractéristiques des bassins.

5.7 Modélisation de la propagation sur les biefs

La propagation d'un polluant sur un bief dépend non seulement des caractéristiques de la crue, mais aussi des caractéristiques du bief, souvent très difficiles à identifier lorsqu'il s'agit d'un fleuve naturel. Dans ce type de situation, on est amené à utiliser des résultats approximatifs. Dans notre étude, la modélisation est faite au pas de temps journalier. Une des utilisations immédiates du modèle est le calcul du flux à l'estuaire (baie de Marennes-Oléron). Les données dont on dispose ne nous permettent pas une grande finesse dans les résultats: il est donc inutile d'utiliser des approches complexes et exhaustives. Il existe deux catégories de modèles:

- les modèles basés sur les équations hydrodynamiques de l'écoulement (équations de Saint-Venant);
- les modèles basés sur la loi de continuité et dont la dynamique est assurée par des transferts entre réservoirs, qui peuvent être considérés comme une approximation des précédents.

Le modèle de propagation proposé par Whitehead (*chapitre 3, eq. 3.46 à 3.52*) est basé sur la loi de continuité. Il a une structure simple et ne demande pas de données hydrauliques propres aux biefs, mais seulement leur longueur. Sur le réseau hydrologique de la Charente, le modèle est employé dans sa version complète et les paramètres a et b sont déterminés par calage avec les débits observés à la station aval. La propagation de crue sur l'aval du bief est traduite par un temps de transfert dépendant de la vitesse de transmission de l'onde de crue (paramètre a) et par un effet d'amortissement de la pointe de crue (paramètre b). Ces deux paramètres interviennent directement dans le calcul du volume d'eau efficace. Les paramètres du modèle de propagation ont été optimisés sur trois biefs de la Charente:

- Charente + Amont (Saint Saviol - Chenon),
- Charente + Aume (Chenon - Angoulême),
- Charente + Nouère (Angoulême - Cognac).

On présente dans le Tableau 5.7 les valeurs des paramètres a et b sur le réseau de la Charente. Le paramètre a présente des valeurs décroissantes de l'amont vers l'aval, en relation directe avec la pente de chacun des biefs (*figure 2.2, chapitre 2*). Le paramètre b , par contre, présente une tendance croissante vers l'aval. On présente dans le Tableau 5.8 les résultats numériques de la simulation du débit sur les trois biefs optimisés.

bief	a	b
Charente + Amont	0,010	0,82
Charente + Aume	0,076	0,85
Charente + Nouère	0,072	0,90

Tableau 5.7 Valeurs optimisées des paramètres du modèle de propagation

On présente dans les figures 5.44 à 5.49 quelques résultats graphiques. La simulation de la propagation du débit est satisfaisante. Nous remarquons une surestimation du débit pour les années 1975 et 1976 et une sous-estimation pour 1982 et 1983. Pour les stations d'Angoulême, les données s'arrêtent en 1983 et pour Cognac, elles s'arrêtent en 1976.

	Chenon			Angoulême			Cognac		
	Nash	R ²	Bilan	Nash	R ²	Bilan	Nash	R ²	Bilan
1975	0,79	0,81	5,4	0,93	0,94	7,2	0,86	0,88	5,2
1976	0,94	0,96	7,6	0,92	0,95	5,6	0,94	0,96	6,3
1977	0,96	0,96	2,8	0,90	0,95	10,2			
1978	0,89	0,92	-7,2	0,92	0,93	-5,4			
1979	0,95	0,95	2,1	0,89	0,91	-5,9	♣	♣	♣
1980	0,93	0,93	-3,4	0,91	0,93	-10,2	♣	♣	♣
1981	0,87	0,89	-4,2	0,75	0,84	-15,4	♣	♣	♣
1982	0,94	0,95	-10,2	0,93	0,95	-9,6	♣	♣	♣
1983	0,88	0,90	-11,4	0,87	0,91	-8,6	♣	♣	♣
1984	0,86	0,90	5,2	♣	♣	♣	♣	♣	♣
1985	0,89	0,92	3,8	♣	♣	♣	♣	♣	♣
1986	0,91	0,94	-2,1	♣	♣	♣	♣	♣	♣
1987	0,94	0,95	4,3	♣	♣	♣	♣	♣	♣
1988	0,92	0,94	3,2	♣	♣	♣	♣	♣	♣
1989	0,88	0,91	-3,7	♣	♣	♣	♣	♣	♣

Tableau 5.8 Résultats numériques du modèle de propagation sur les biefs.

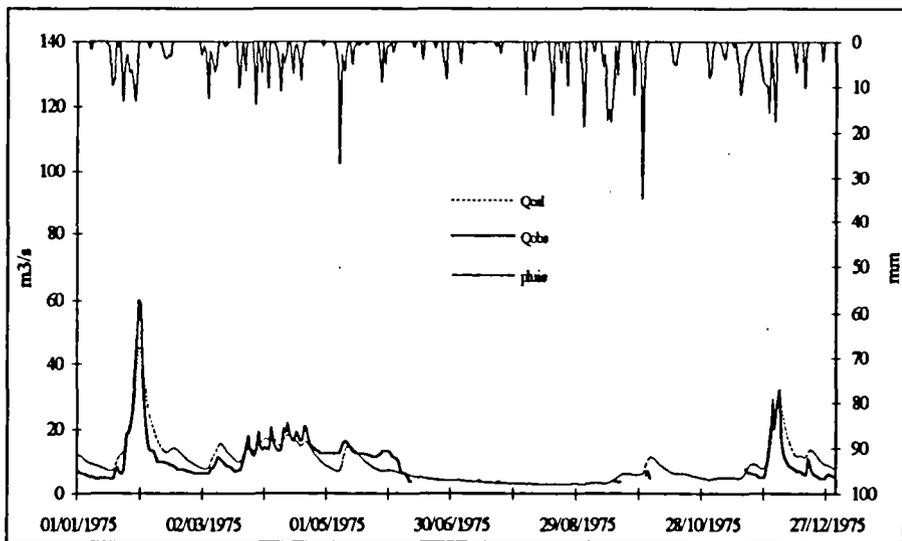


Figure 5.44 Chenon 1975 : calage.

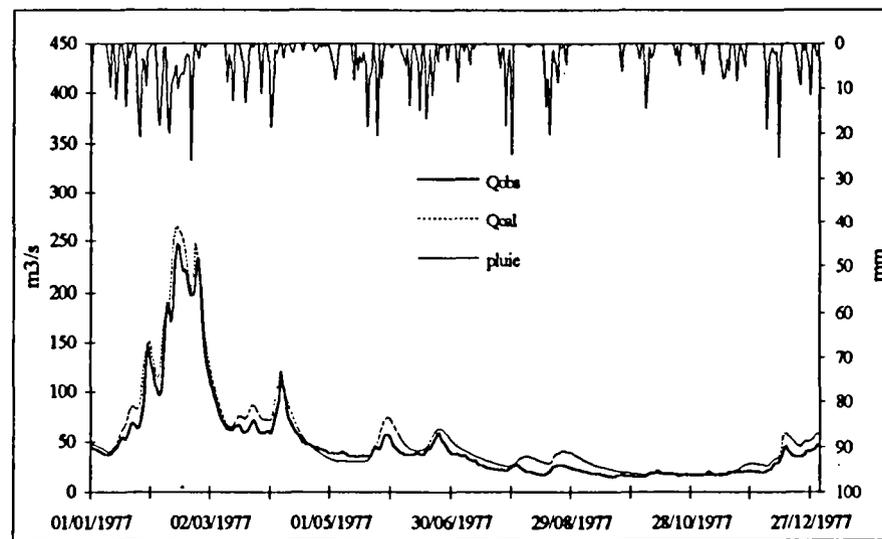


Figure 5.46 Angoulême 1977 : calage.

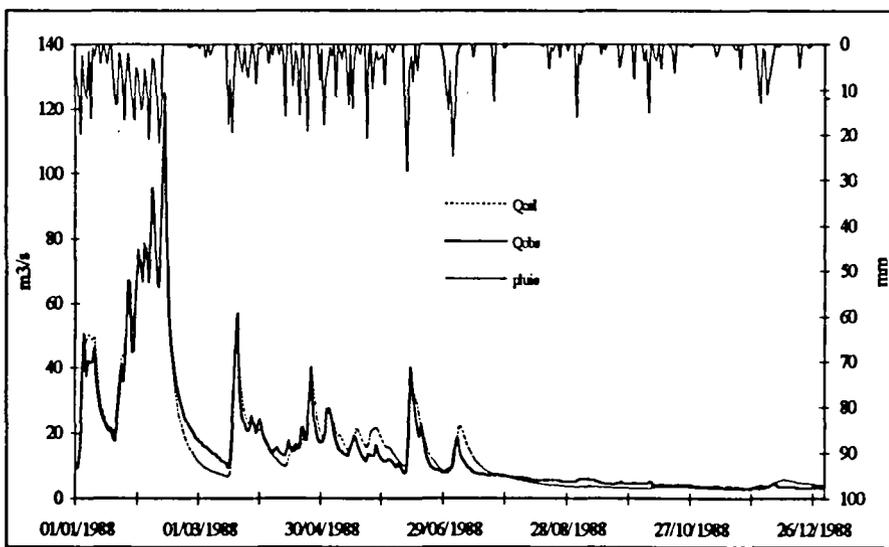


Figure 5.45 Chenon 1988 : contrôle.

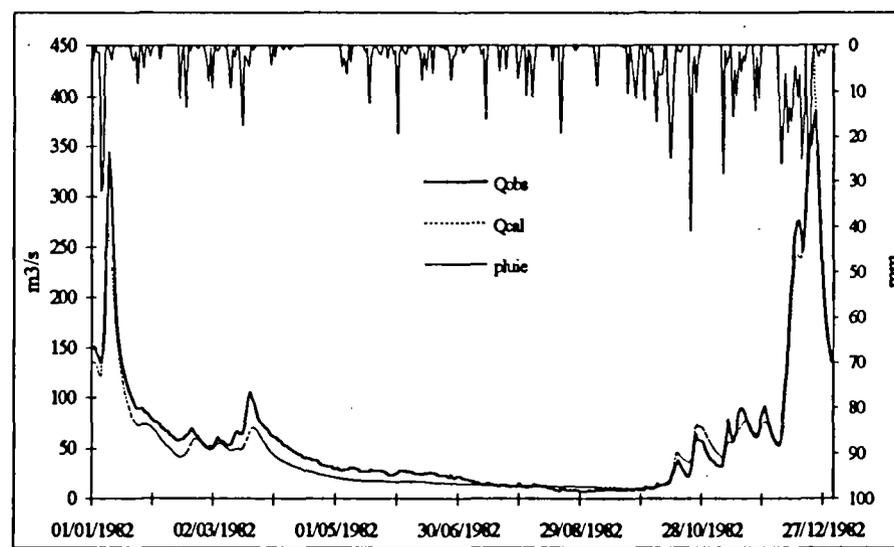


Figure 5.47 Angoulême 1982 : contrôle.

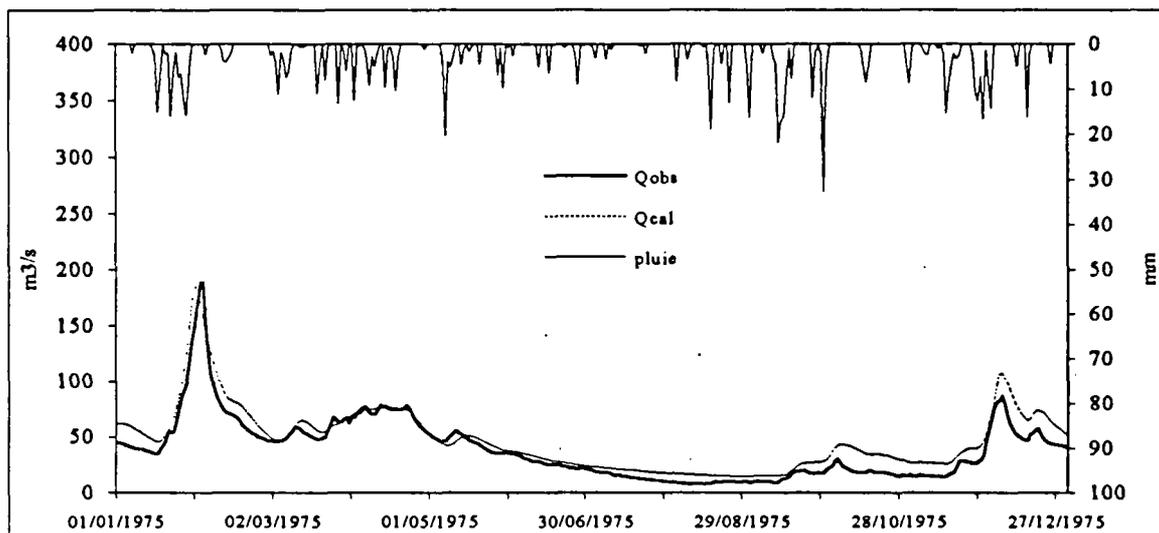


Figure 5.48 Débits observés et calculés. Cognac : 1975 : calage.

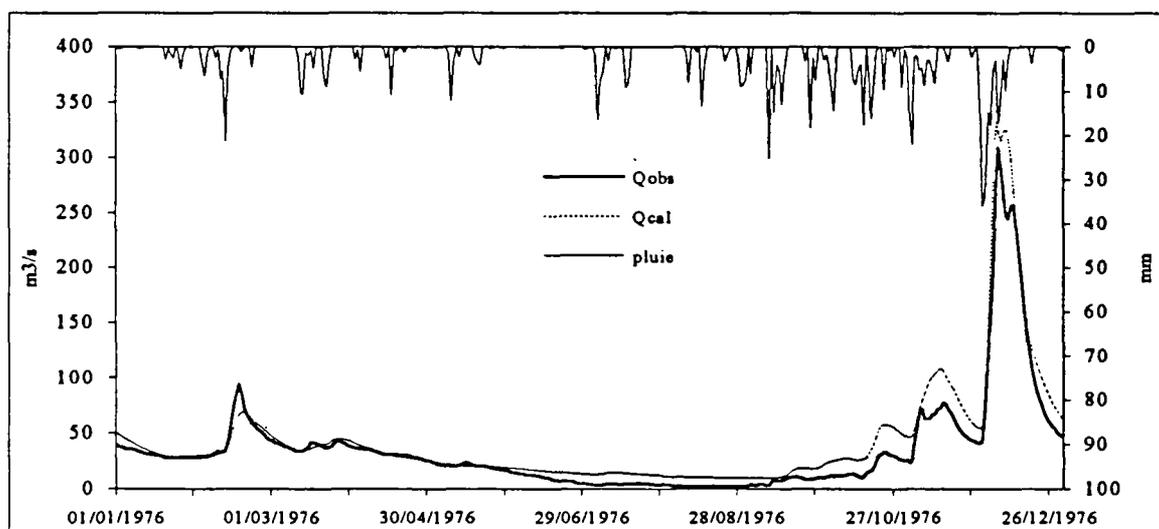


Figure 5.49 Débits observés et calculés. Cognac 1976 : contrôle.

En ce qui concerne la simulation de la concentration en nitrates, nous avons optimisé la vitesse de dénitrification sur chaque bief. Faute de données précises, nous avons gardé la même méthode que pour les sous-bassins: nous avons considéré la surface "efficace" de sédiments de la Charente comme constante sur tout son cours. Les résultats de l'optimisation montrent que la vitesse de dénitrification est croissante de l'amont jusqu'à l'aval de Cognac puis diminue sensiblement jusqu'à l'embouchure de la Charente (figure 5.50, Tableau 5.9). Nous constatons que la valeur numérique correspondant au bief situé entre Angoulême et Cognac semble cohérente avec la valeur expérimentale trouvée par Torre (1990, $k = 682 \text{ mgNO}_3 / \text{m}^2 / \text{j}$), même si elle semble faible en aval du réseau hydrographique. Toutefois, la valeur numérique du taux de dénitrification restera arbitraire tant que la surface réelle occupée par les sédiments ne sera pas connue.

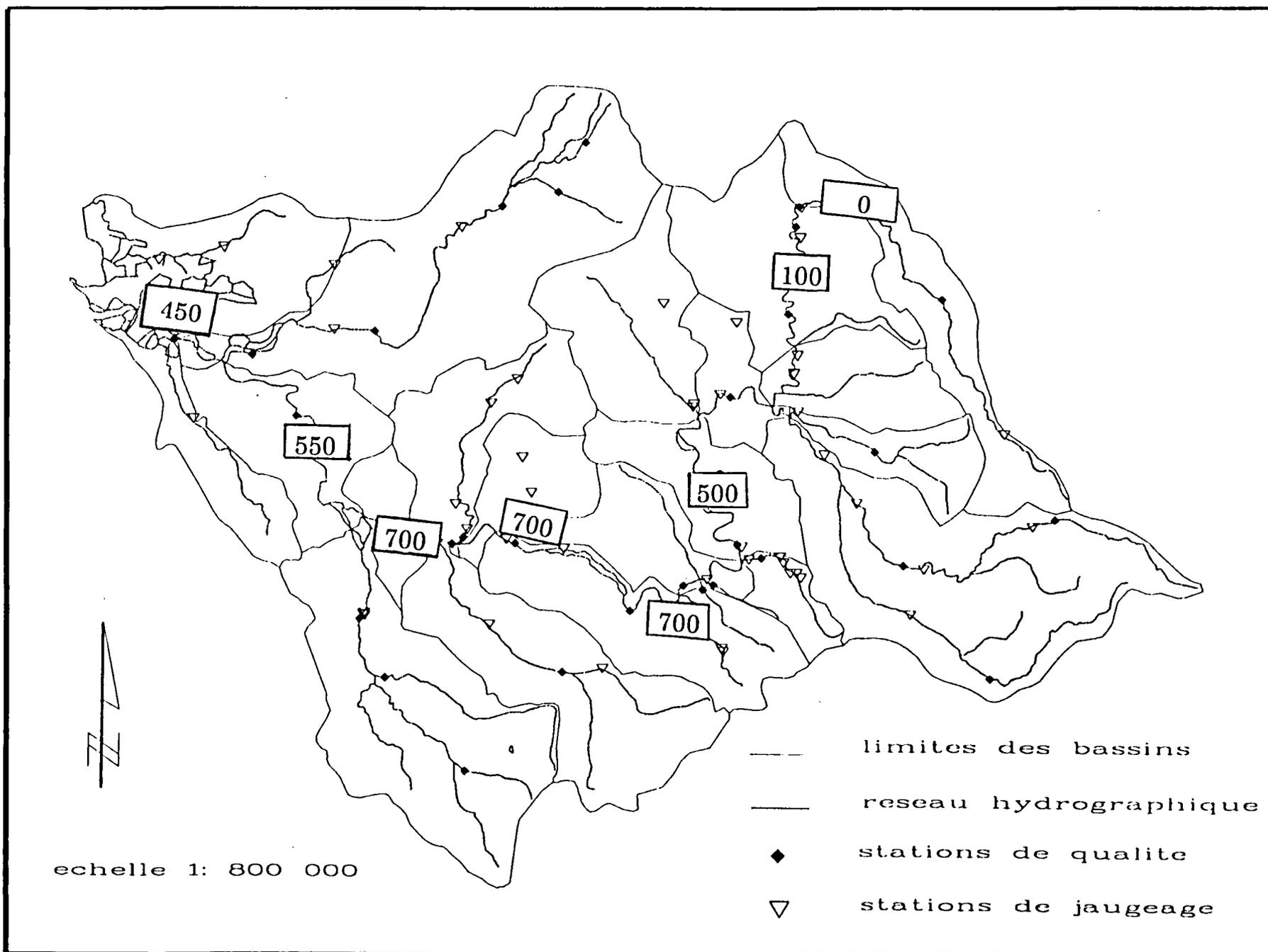


Figure 5.49 Valeurs optimisées de la vitesse de dénitrification sur le cours de la Charente

bief	Station de contrôle	vitesse de dénitrification optimisée (mgNO ₃ /m ² /j)
Charente+Amont	Saint Saviol	0
Charente+Argent'or	Ruffec	100
Charente+Argence	Amont Touvre	500
Charente+Boème	Chateauneuf	700
Charente+Soloire	Amont Cognac	700
Charente+Né	Aval Cognac	700
Charente+Bramerit	Taillebourg	550
Charente+Gères (estuaire)	Rochefort	450

Tableau 5.9 Vitesse de dénitrification optimisée pour les différents biefs

Lors d'une étude simplifiée de la granulométrie de fond sur quatre biefs de la Charente (observation visuelle), Mary (1994) signale que la classe granulométrique "vase" est relativement peu représentée (fréquence inférieure à 10%, Tableau 5.10). Dans ce travail, la fréquence relative d'observation de la classe granulométrique "vase" est assimilée à un pourcentage de surface de sédiments par rapport à la surface totale du bief.

Station	Largeur (m)	Largeur moyenne (m)		écart-type station	Longueur étudiée (km)	Pourcentage de vase par rapport à la surface totale du fond (%)
		bief	station			
Chalonne	29 - 45	37	36,0	4,5	5,0	8
Angoulême	27 - 89	64	60,4	12,7	3,5	2
Nersac	52 - 66	51	58,6	4,2	2,5	4
Jarnac	50 - 60	47	45,5	3,3	3,0	4

Tableau 5.10 Caractéristiques générales des biefs (Mary, 1994)

Ces résultats constituent une première approche car ils ne sont pas représentatifs de l'ensemble du fleuve, mais ceci peut donner une certaine validité à la valeur de la surface de sédiments que l'on a utilisée, car elle représente une surface de dénitrification efficace réelle.

Les figures 5.51 à 5.62 présentent quelques résultats de la simulation de la concentration sur les stations de Chenon (aval de Ruffec), Angoulême, Cognac (amont), Taillebourg et Rochefort. D'après les graphiques, nous constatons que les résultats sont satisfaisants. Cependant, certaines années restent mal simulées. La non-prise en compte des prélèvements par l'irrigation et les erreurs intrinsèques liées à la simulation pluie-débit peuvent être l'origine des déficiences observées.

En outre, on remarque que le modèle reproduit de manière satisfaisante la teneur moyenne en nitrates sur la Charente (période 1975-1989) et l'évolution générale de cette concentration le long du cours de la Charente (figure 5.63).

5.8 Estimation du flux de nitrates à l'estuaire

Notre étude s'insère dans le cadre du programme "Charente-Marennes-Oléron", dont le but est d'améliorer la connaissance des transferts d'éléments depuis l'amont d'un bassin versant jusqu'au bassin maritime associé.

Le calcul du flux de nitrates vers l'estuaire est donc d'une grande importance. Il est calculé en effectuant le produit de la concentration moyenne annuelle (observée et calculée) et du débit moyen annuel (observé et calculé). Le modèle s'est avéré efficace dans l'estimation du flux.

En effet, malgré l'impossibilité de vérifier la simulation des débits sur le cours aval de la Charente (à l'heure actuelle, la dernière station fiable en étiage est Jarnac et la dernière station fiable en crue est Chalonne), le modèle restitue de façon acceptable le flux à Chenon (figure 5.64). En moyenne, nous constatons une diminution du flux annuel de nitrates à l'estuaire, surtout depuis 1985.

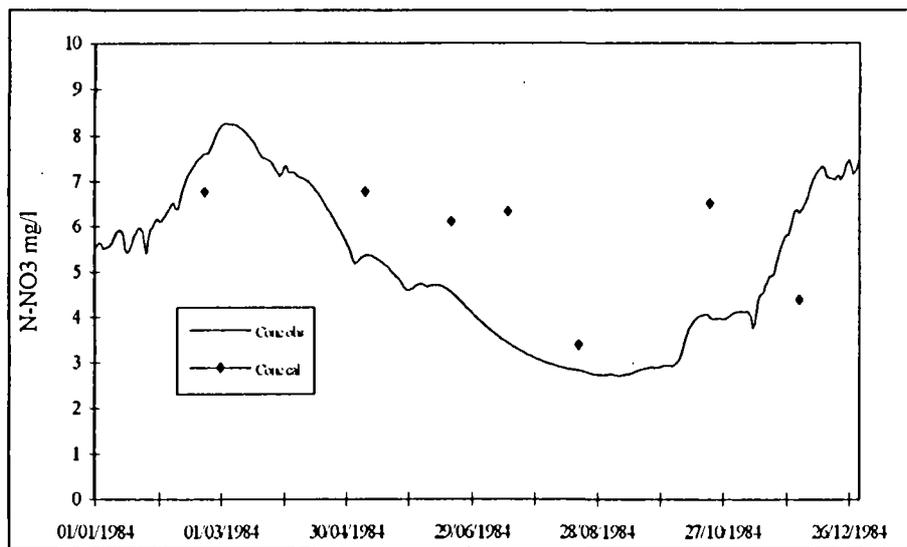


Figure 5.51 Chenon : calage.

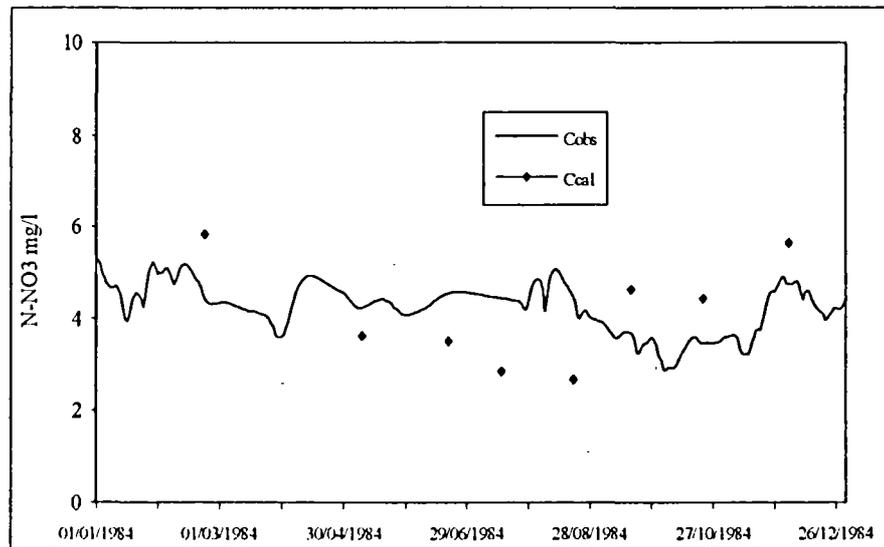


Figure 5.53 Angoulême : calage.

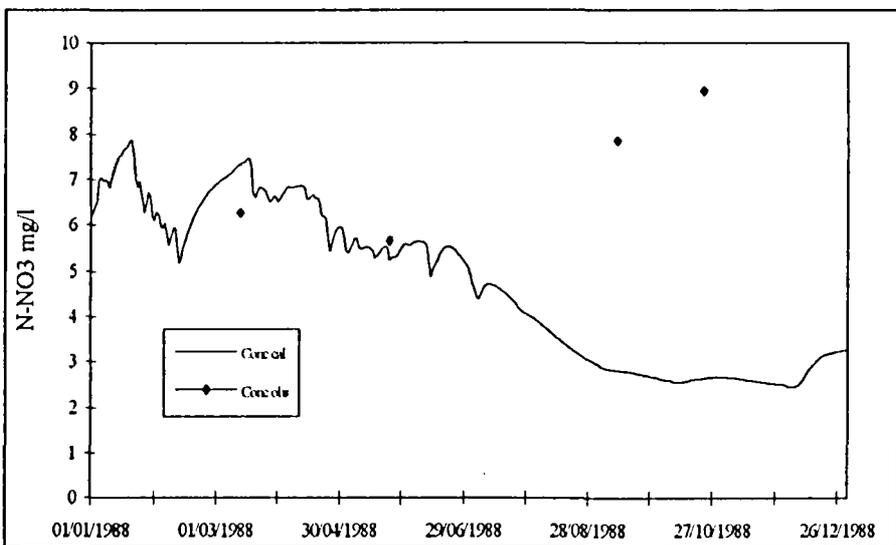


Figure 5.52 Chenon : contrôle.

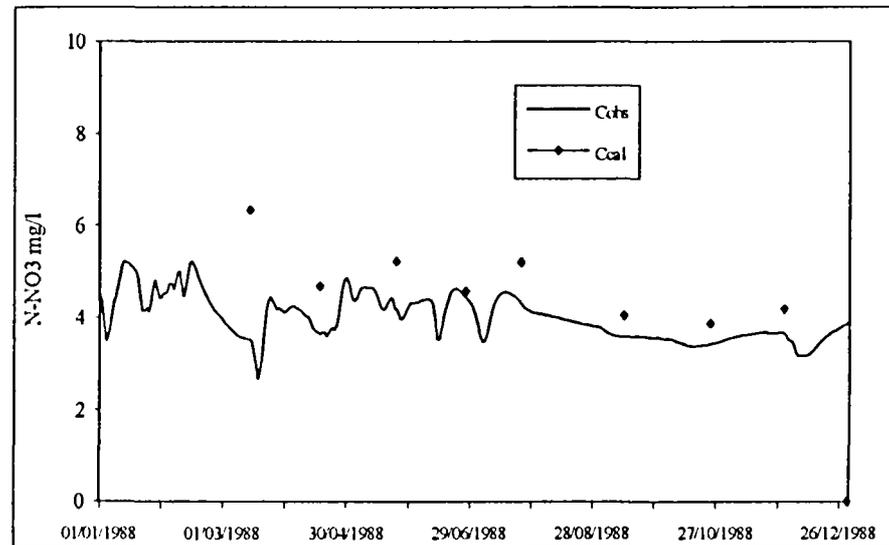


Figure 5.54 Angoulême : contrôle.

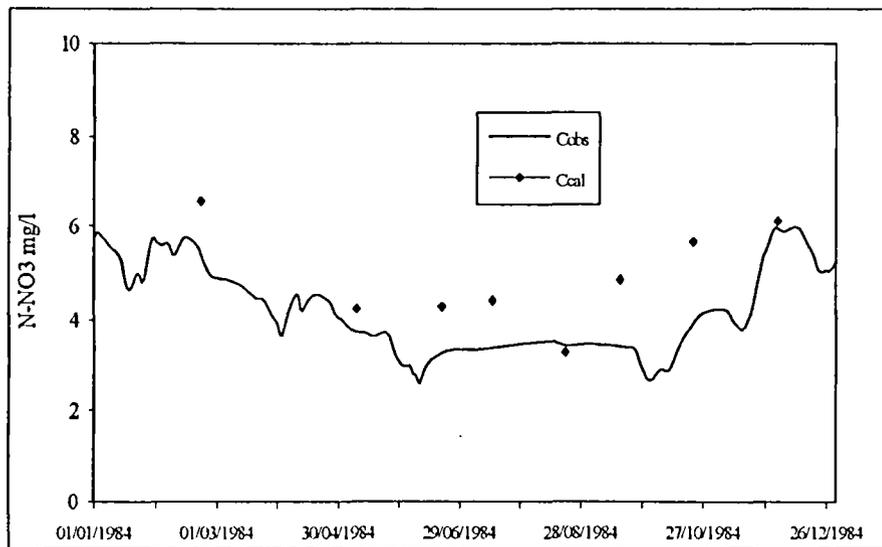


Figure 5.55 Cognac : calage.

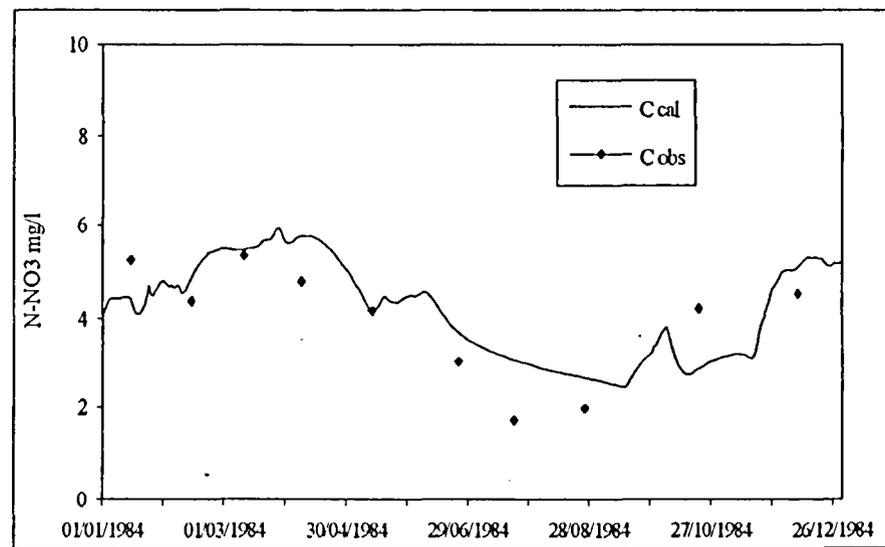


Figure 5.57 Taillebourg : calage.

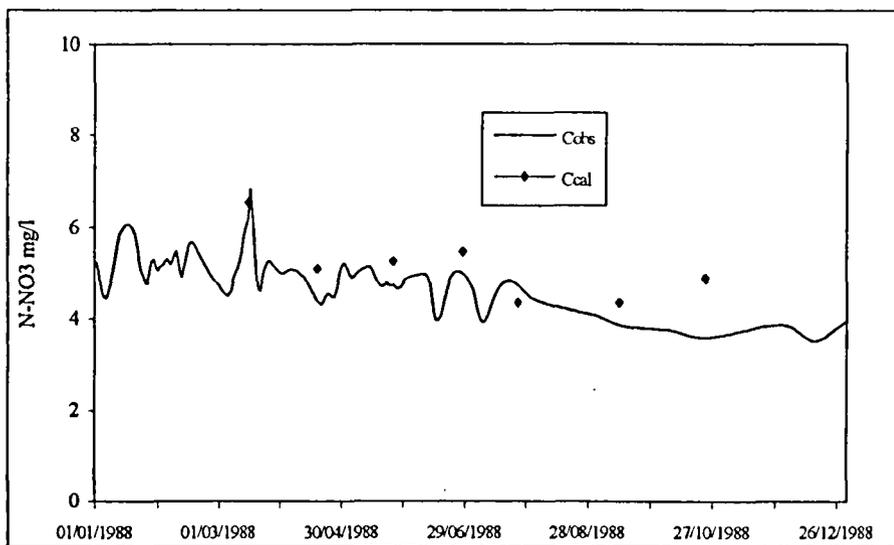


Figure 5.56 Cognac : contrôle.

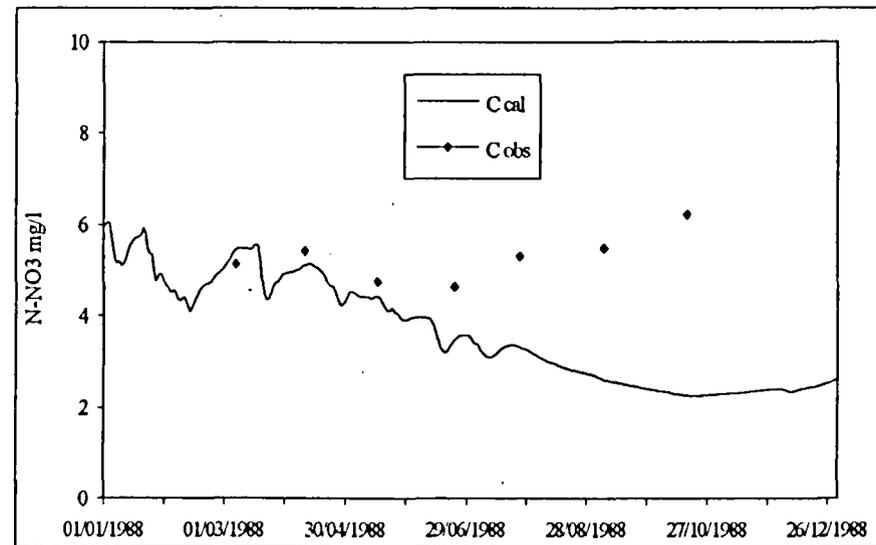


Figure 5.58 Taillebourg : contrôle.

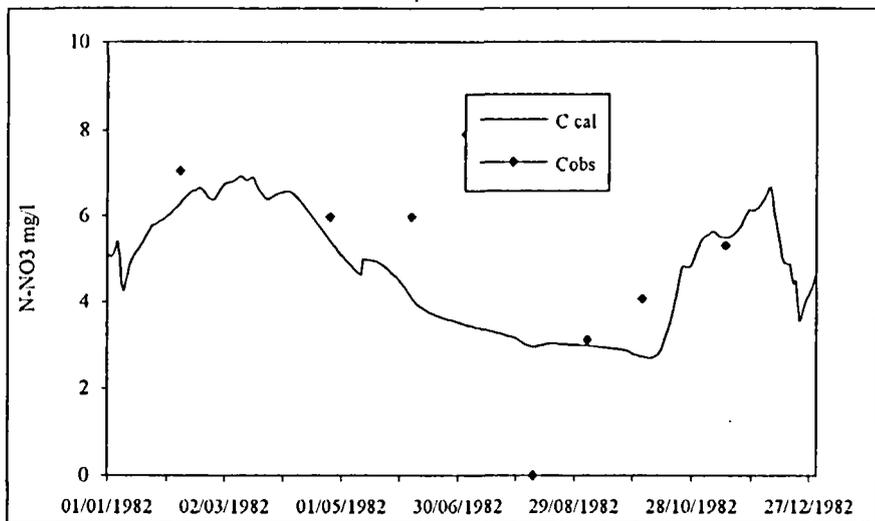


Figure 5.59 Rochefort : calage.

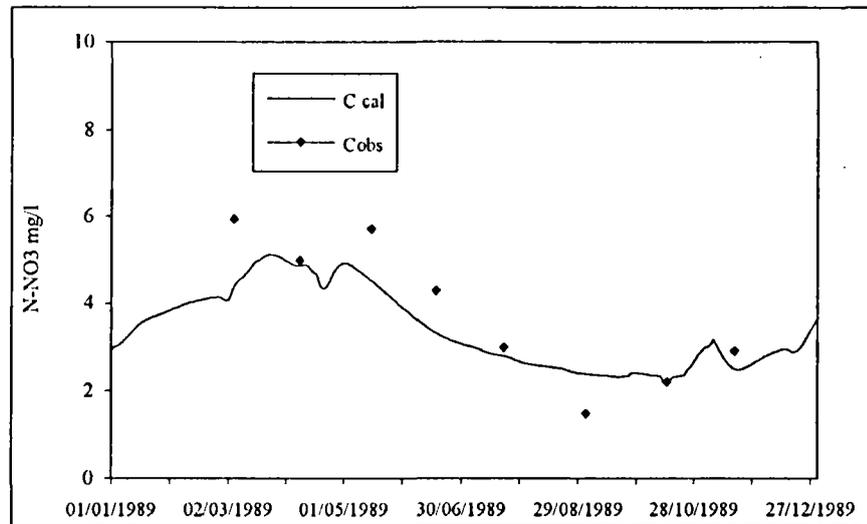


Figure 5.61 Rochefort : contrôle.

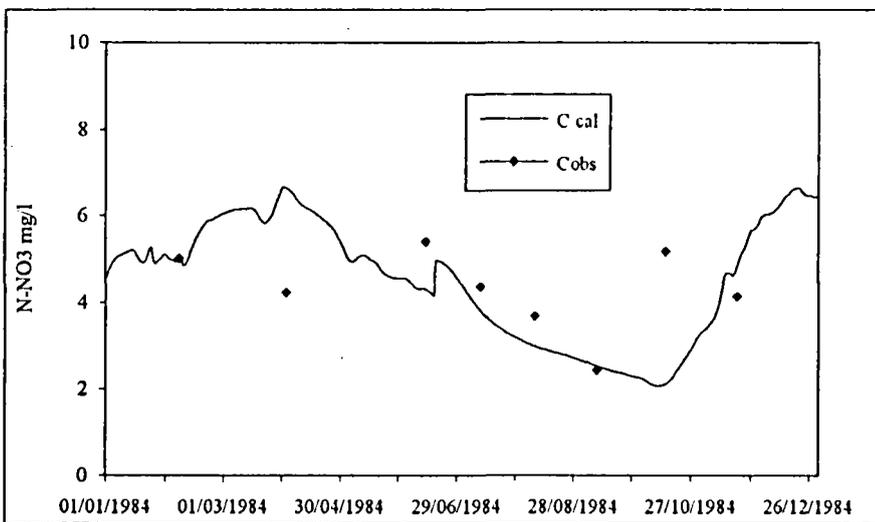


Figure 5.60 Rochefort : calage.

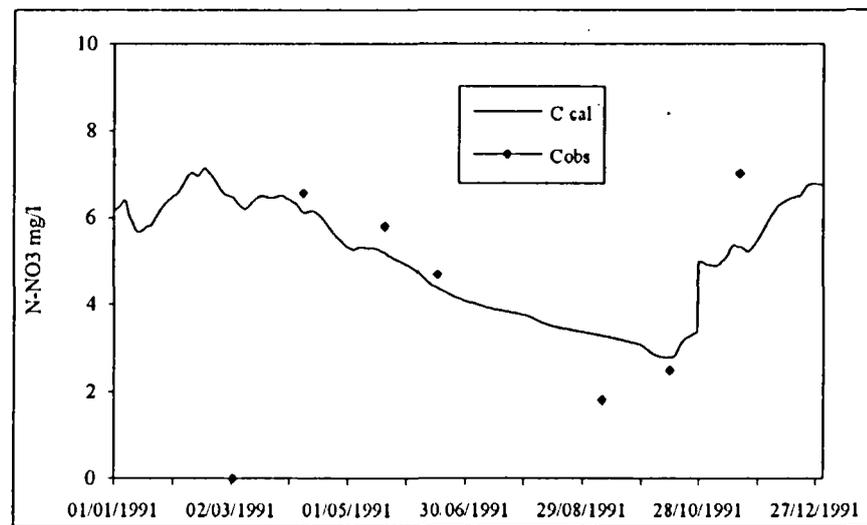


Figure 5.62 Rochefort : contrôle.

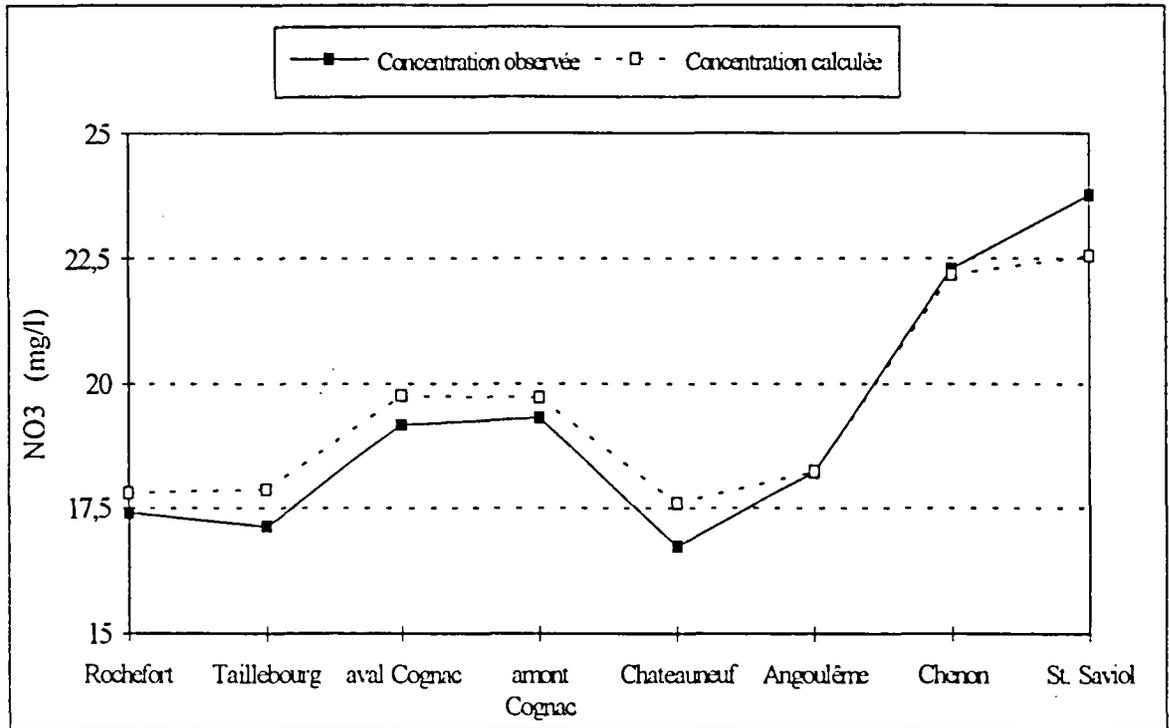


Figure 5.63 Profil en long de la concentration en nitrates sur la Charente. Moyennes observées et calculées pour la période 1975-1989.

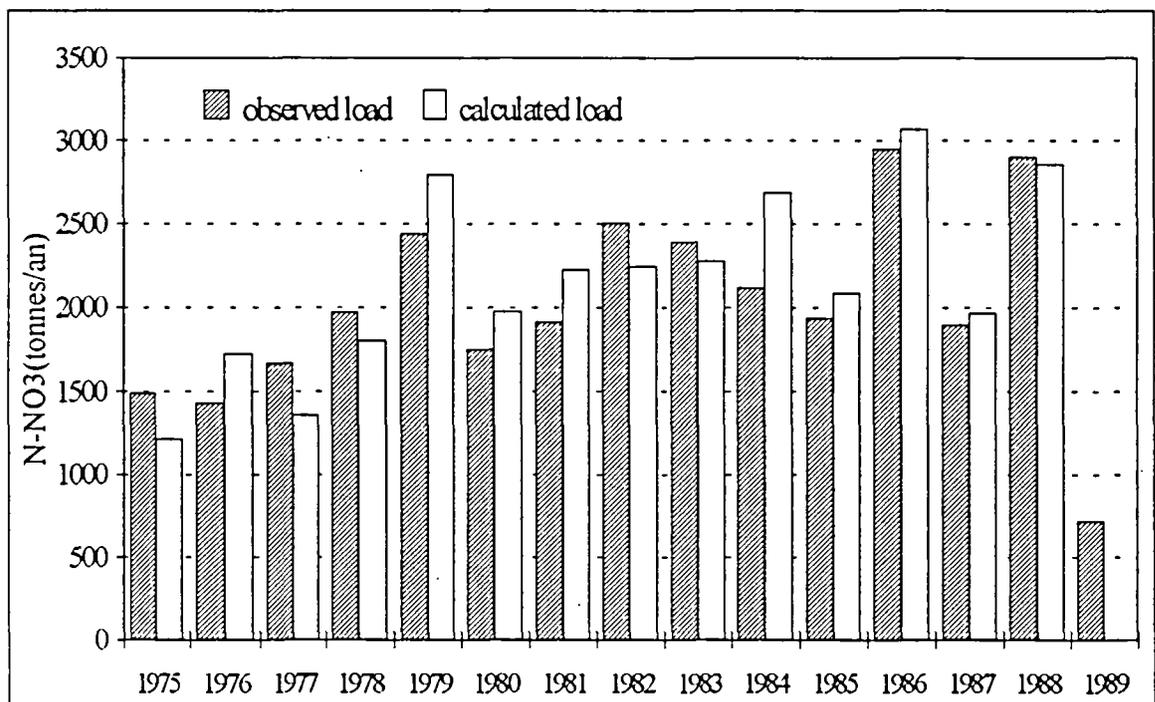


Figure 5.64 Evolution du flux annuel à Chenon

Le même phénomène se présente à la station de Rochefort (figure 5.65), où l'on observe une diminution très importante du flux à partir de l'année 1989. Même si celui-ci augmente l'année d'après, l'apport vers l'estuaire reste très faible. Ceci montre que malgré l'augmentation de l'usage des fertilisants azotés sur le bassin, les flux de nitrates à l'estuaire sont en baisse du fait de la diminution des débits (figures 5.66 et 5.67). Nous constatons que 1989 est une année moins pluvieuse que 1975 et 1976, pourtant réputées pour être des années sèches.

Ce déficit de pluie entraîne la diminution du débit moyen annuel (environ 50%). Même si la pluie annuelle a augmenté en 1990, il semblerait que le sol n'est pas suffisamment rechargé pour assurer un écoulement similaire à celui de 1983 ou même à ceux de 1975 et 1976. Pour les années 1991 et 1992, les précipitations sont aussi faibles et les débits moyens annuels n'atteignent pas le seuil de 60m³/s. Il est intéressant de souligner l'accroissement des concentrations moyennes en nitrates des eaux jusqu'au moins 1986, puis leur fluctuation (figures 5.68 et 5.69), tout en sachant que les apports sont croissants jusqu'à 1988 (*chapitre 2*, figure 2.8).

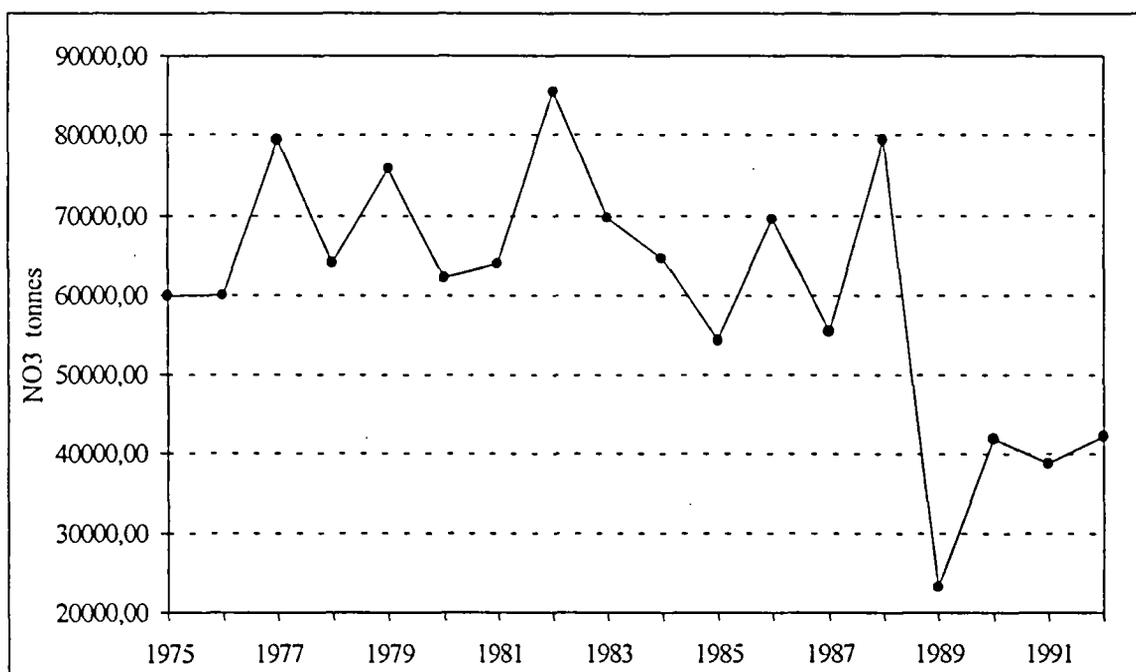


Figure 5.65 Evolution du flux annuel calculé à Rochefort

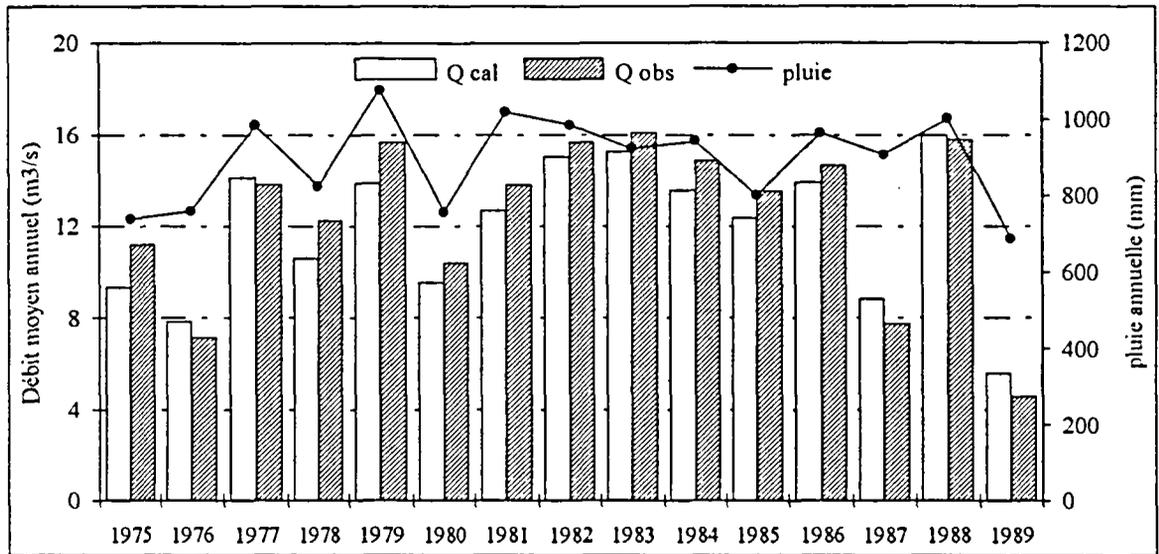


Figure 5.66 Evolution du débit annuel à Chenon

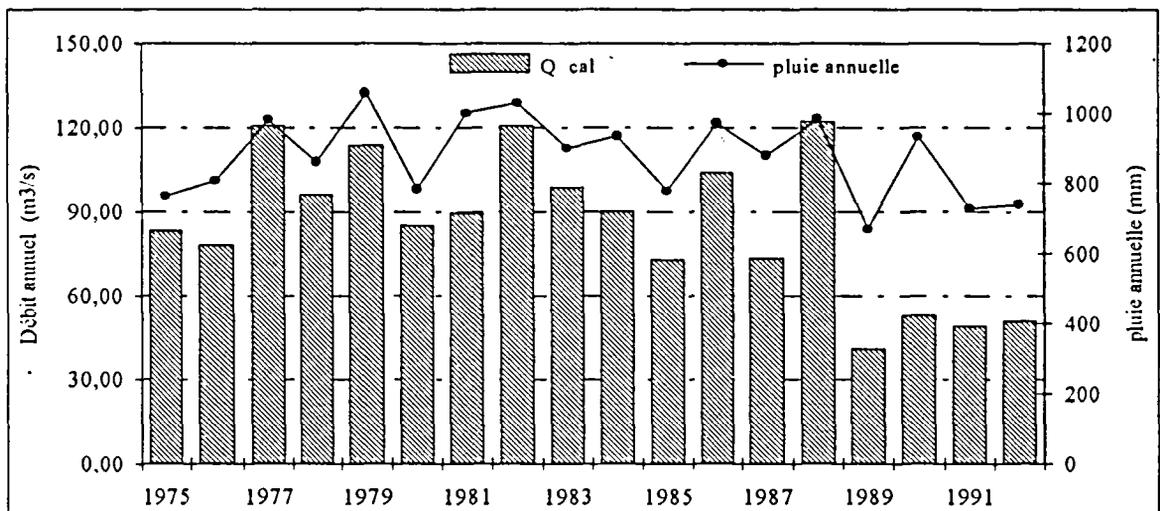


Figure 5.67 Evolution du débit annuel calculé à Rochefort.

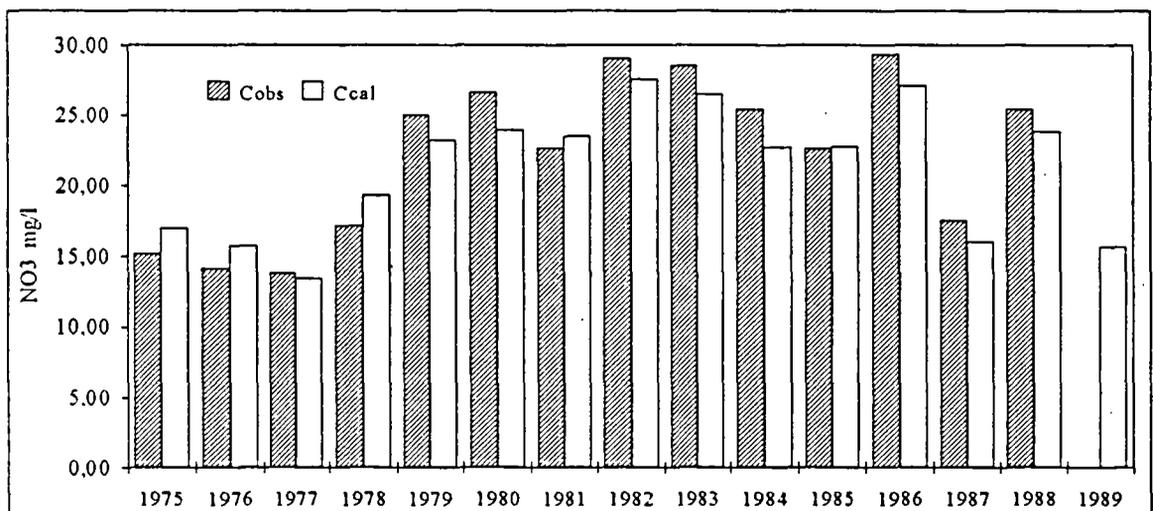


Figure 5.68 Evolution de la concentration moyenne à Chenon.

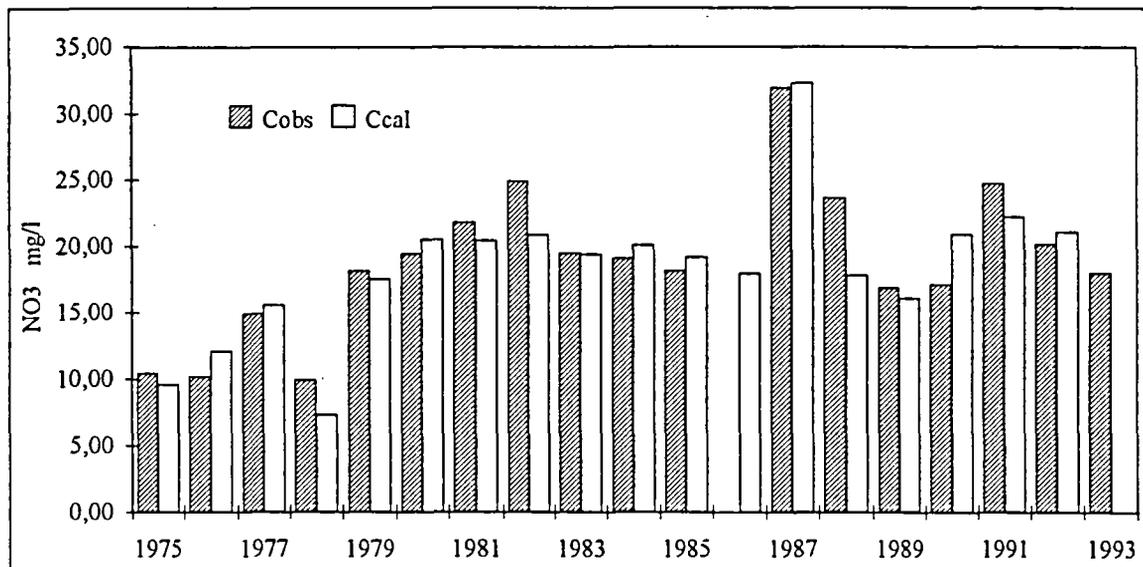


Figure 5.69 Evolution de la concentration moyenne à Rochefort

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

L'objectif principal de notre étude était d'améliorer un modèle conceptuel de transfert de nitrates, partie intégrante de la modélisation du flux et des concentrations, à l'exutoire d'un grand bassin versant (la Charente). Un second volet de notre recherche consistait à tester ce modèle et à le valider en utilisant un petit bassin versant représentatif et expérimental (le Ruiné) situé à l'intérieur de ce grand bassin.

Ce modèle prend en compte de manière simplifiée les mécanismes élémentaires de transfert des polluants azotés vers un système hydrographique: le transfert dans l'eau, les transformations biochimiques de l'azote dans le sol, l'absorption de l'azote par les plantes, la dénitrification dans la rivière. Il représente les grandes variations interannuelles et saisonnières des flux de nitrates sur ce bassin versant essentiellement agricole tout en intégrant les variations climatiques et culturelles.

Une modélisation de ce type fait appel à des disciplines aussi variées que la mécanique des fluides, la biologie, la chimie, l'agronomie. Le degré d'avancement des connaissances est assez inégal, ce qui se traduit par des modèles paradoxalement parfois simplistes, parfois extrêmement compliqués. La possibilité de couplage de ces différents processus a finalement été établie malgré certaines difficultés. Ainsi, le modèle pluie-débit choisi, *GR5*, n'est pas le plus performant de ceux que nous avons essayé pour simuler les débits, mais sa façon de prendre en compte les échanges souterrains nous a semblé la plus compatible avec les transferts de nitrates. Ce modèle a été testé sur huit sous-bassins de la Charente.

Les résultats obtenus montrent la capacité du modèle à simuler les différents cas de fertilisation et l'importance de la dénitrification sur chaque sous-bassin. La réponse assez rapide à la variation des apports (assez bien connus) nous permet de présumer un faible effet des écoulements souterrains. Des relations avec les paramètres du

modèle pluie-débit, la pédologie et la géologie du bassin ont été proposées malgré le faible nombre de cas étudiés.

Les concentrations observées sur les sous-bassins présentent des variations de plus faible amplitude que sur le bassin versant où le modèle a été conçu à l'origine (sous-bassin de Mélarchez, bassin versant de l'Orgeval, Seine-et-Marne). L'atténuation de la réponse du modèle nitrates sur les sous-bassins a été obtenue en provoquant un effet de mélange dans un réservoir fictif plus grand.

Lors de la vérification du calage du modèle avec ce mélange, nous avons obtenu, pour l'ensemble des sous-bassins, une valeur constante pour le paramètre contrôlant la diffusion entre les deux réservoirs composant le modèle. Le paramètre de dilution des engrais est presque dans le même cas car ses effets sont très peu sensibles. Ainsi, le modèle de transfert a pu être simplifié en passant de cinq à quatre paramètres (voire trois) en supprimant ceux qui ne faisaient qu'alourdir l'estimation des autres.

En outre, nous avons pu expliquer de façon satisfaisante le seuil de déclenchement du lessivage rapide en fonction de la capacité du réservoir de routage du modèle pluie-débit. Les paramètres du modèle nitrates sont difficiles à déterminer faute de données. En essayant de les rattacher à ceux du modèle pluie-débit, on a testé la même démarche sur le paramètre de lessivage rapide et le coefficient de division entre les réservoirs racinaire et intermédiaire, mais les résultats obtenus ne sont pas très significatifs. En cas de nécessité opérationnelle, il ne semble toutefois pas hors de portée de proposer un modèle de transfert de nitrates n'utilisant que des paramètres constants ou ne dépendant que des paramètres du modèle pluie-débit. Les caractéristiques du lessivage des nitrates seraient assez largement déterminées par la seule information sur le comportement hydrologique du bassin.

Pour la dénitrification dans la rivière, nous n'avons pas utilisé un modèle purement conceptuel, mais nous avons intégré une formulation découlant des études expérimentales mises en oeuvre à la suite des premiers travaux de modélisation effectués. Toutefois, la valeur numérique de la vitesse de dénitrification reste arbitraire tant

que la surface occupée par les sédiments n'est pas réellement connue le long de la Charente. Faible à première vue, cette valeur semble cohérente avec les résultats obtenus in situ par Mary (1994) sur quatre biefs de la Charente.

Le modèle reproduit bien la concentration moyenne en nitrates le long de la Charente (période 1975-1989). En général, les résultats fournis par le modèle s'accordent de façon très satisfaisante aux données observées. Certaines années restent cependant mal simulées. La non-prise en compte des prélèvements par l'irrigation et les erreurs intrinsèques de la simulation pluie-débit peuvent être à la base de ces problèmes.

Le suivi et la modélisation du bassin versant du Ruiné, implanté pour observer à une échelle fine les mécanismes de transfert, ont rencontré des difficultés qui ont suscité de nouvelles études de terrain et perturbé le schéma d'étude du changement d'échelle. Sur ce point, la conclusion pourrait être, en premier lieu, que la complexité n'est pas réduite mais accrue à cette échelle (ce qui explique qu'elle fasse finalement l'objet d'un chapitre spécifique). Une étude récente du BRGM (septembre 1994) a confirmé que le bassin présente, à l'aval, une capacité d'infiltration très forte de la pluie. Cette information avait en quelque sorte été détectée par le modèle (paramètre de percolation), mais sans être traduite de la façon la plus efficace.

Pour ce qui est des nitrates, le modèle mis au point sur le Ruiné fonctionne uniquement avec des jeux de paramètres annuels et la variation des concentrations observées est beaucoup plus importante que sur la Charente, étant donné l'échantillonnage plus fin des données de qualité (suivi hebdomadaire et même horaire pendant les crues). Nous n'avons pas réussi à éclaircir totalement le mécanisme interne du comportement de ce bassin.

Perspectives

L'acquisition de données complémentaires (chroniques pluie-débit-nitrates), afin d'effectuer une étude plus approfondie, devrait permettre de mieux comprendre les processus de transfert et le fonctionnement interne du bassin du Ruiné. Il serait également important de suivre les différents processus de transformation dans le sol, principalement la nitrification. Enfin, il nous semble que des efforts expérimentaux devraient se porter sur l'essai de quantification des sédiments sur le réseau de la Charente.

L'essai de couplage entre le modèle *GR4* et le modèle de transfert de nitrates devra être mis en route pour essayer de limiter les erreurs dues à la sous-estimation des débits pendant les étiages. Les relations entre les paramètres du modèle hydrologique et ceux du modèle de transfert devront être mieux analysées à l'aide d'un système d'information géographique. Cette démarche représente un domaine d'étude à exploiter en vue de l'application des modèles conceptuels sur des bassins non jaugés.

L'interaction entre la modélisation, d'une part, et l'expérimentation et l'observation, d'autre part a marqué ce travail personnel de modélisation ainsi que le programme dans lequel il s'est inséré. Même si les contingences d'organisation et les aléas climatiques en ont perturbé l'enchaînement logique, nous avons pu finalement incorporer et conforter mutuellement les résultats issus de ces différentes approches.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

ABOTT M.B., BATHURST J.C., CUNGE J.A., O'CONNELL P.E., RASMUSSEN J., 1986.
An introduction to the European Hydrological System : Système Hydrologique Européen "SHE", 1 : Hystory and phylosophy of a physically-based, distributed modelling system. J. Hydrol. N°87, pp.45-59.

ABOTT M.B., BATHURST J.C., CUNGE J.A., O'CONNELL P.E., RASMUSSEN J., 1986.
An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Européen "SHE", 2 : Structure of a physically-based, distributed modelling system. J. Hydrol. N°87, pp.61-77.

ABOUD I., FLORENTIN L., 1989.

Teneurs en nitrates des eaux de drainage : cas de deux sols lorrains soumis à une monoculture de maïs. Comptes rendus de l'académie d'agriculture de France, vol. 75, N°8. pp.69-77.

ADMIRAAL W., VAN DER VLUGT J.C., 1988.

High rates of denitrification in a storage reservoir fed with water of the river Rhine. Arch. Hydrobiol., 113, 4, pp. 593-605.

AKHMETIEVA N., 1992.

Pollution des eaux phréatiques par les engrais. Hydrogéologie, N°3. pp. 145-151.

ARLOT M.P., 1989.

Caractérisation et limitation de l'impact du drainage agricole sur la qualité des eaux : recensement des études, inventaire des méthodes et état des connaissances. Cemagref, Antony, Division Drainage/Direction de l'eau et de la prévention des pollutions et des risques. 79p.

ARLOT M.P., 1993

Etude des facteurs influençant les exportations azotées en parcelles drainées. 21ème journée nationale du drainage et journées nationales d'étude, La Rochelle, 21/22 juin, pp.45-48.

ARLOT M.P., ZIMMER D., 1990.

Drainage Agricole et lessivage des nitrates. "In Colloque" nitrates, agriculture, eau, PARIS, 7/8 novembre 1990, pp.263-268.

BELAMIE R., 1982.

Etudes des pollutions diffuses en territoire rural. Eléments de méthodologie - Applications à l'étude des bassins versants représentatifs. CEMAGREF. Colloque sur l'eutrophisation et la pollution du Léman.

BENTURA P.L.F., 1992.

Méthode hydrologique de propagation de crue. Mémoire de DEA-ENPC.

BERGSTRÖM L., BRANDT M., GUSTAFSON A., 1987.

Simulation of runoff and nitrogen leaching from two fields in southern Sweden. Hydrological Sci. J. 32, 2, 6/1987, pp. 191-205.

BERGSTRÖM L., JOHANSSON R., 1991.

Leaching of nitrate from monolith lysimeters of different types of agricultural soils. J. of environ. qual., vol.20, N°4, pp.801-807.

BERNHARD C., CARBIENER R., CLOOTSA R., FROEHLICHER R., SHENCK C., ZILLIOX L., 1992

Nitrate pollution of groundwater in Alsatian plain. A multidisciplinary study of an agricultural area: the central Ried of Ill river. *Environmental geology and water sciences*, vol. 20, N°2, pp.125-137.

BILLEN G., 1993

The Phison river system: a conceptual model of C, N and P transformations in the aquatic continuum from land to sea. *NATO ASI Series*, vol. 4. Interactions of C, N, P and S biogeochemical cycles and global change.

BILLEN G., 1988

N-budget of the major rivers discharging into the continental coastal zone of the North Sea: The nitrogen paradox. *E.E.C. Workshop on eutrophication and algal bloom in North Sea Coastal zones, the Baltic and adjacent areas: prediction and assesment of preventive actions*. Brussels, october 26-28, 1988.

BILLEN G., LANCELOT C., DEBECKER E., SERVAIS P., 1988

Modelling microbial processes (phyto and bacterioplankton) in the Schelde estuary. *Hydrobiological Bulletin* 22(1) : 43-45 - 1988

BILLEN G., DESSERTY S., LANCELOT C., MEYBECK M., 1989

Seasonal and inter-annual variations of nitrogen diagenesis in the sediments of a recently improuned basin. *Biogeochemistry* 8 : 73-100 - 1989

BILLEN G., LANCELOT C., DEBECKER E., SERVAIS P., 1986

The terrestrial-marine interface : modelling nitrogen transformations during its transfer through the Scheldt river system and its estuarine zone. *Marine interfaces ecohydrodynamics*. p.429-452. Elsevier Oceanography Series, 42.

BLEUTEN W., 1989.

Differences between the actual and natural water qual. in a small drainage area with a high level of groundwater dischage. *Hydrological sciences journal*, vol.34, N°5, pp.575-588.

BOCQUILLON C., 1992

La complexité et l'hydrologue. *Rencontres hydrologiques Franco-Roumaines. Programme Hydrologique International*. UNESCO, pp.315-335. 1992

BOWDEN W.B., VOROSMARTY C.J., MORRIS J.T., PETERSON B.J, HOBBIE J.E., STEUDELER P.A., MOORE B., 1991

Transport and processing of Nitrogen in a tidal freshwater wetland. *Water Resources Research*, vol.27, N°3, 389-408.

BRIAND C., 1990

Modélisation du transport de polluants en rivières. Etude des principaux paramètres. Mémoire de 3ème année. ENITRTS, (Strasbourg). Institut für Wasserbau (Universitat Stuttgart).

BULLETIN TECHNIQUE D'INFORMATION, 1992.

Le bilan de l'azote du Corpen : une démarche, un outil. N°8, pp.13-20.

CABAUD R., COLAS R., VIVIER P., 1968.

Dictionnaire technique de l'eau. 1968.

CALLOT G., 1975.

Carte pédologique de la France à 1/100 000 ANGOULEME H-16. INRA. Publication N°5 - Service d'étude des sols et de la carte pédologique de France.

CAUSSADE B., PRAT M., 1984.

Modèle conceptuel de transfert et transformation de l'azote à l'échelle d'un bassin versant. *Physio-Geo* N° 9, pp. 61-73.

CAUSSADE B., PRAT M., 1990.

Transport modelling in watersheds. *Ecological modelling*, 52, 135-179.

CEMAGREF Antony, HHAN/CEMAGREF Bordeaux, QEBX / CEMAGREF Bordeaux, PABX / CEMAGREF Lyon, GELY / IFREMER, 1989.

Programme Charente-Marennes-Oléron. Volet continental. 1989

CHALON E., 1979.

Modèle d'eutrophisation de la Loire Moyenne. *Bulletin Sciences Hydrologiques*, vol. 24, N°2, pp. 189-198.

CHATARPAUL L., ROBINSON J.B., KAUSHIK N.K., 1980

Effects of tubificid worms on denitrification and nitrification in stream sediment. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 37 : 656-663.

CHICHESTER F.W., SMITH S.J., 1978.

Disposition of ^{15}N -labeled fertilizer nitrate applied during corn culture in field lysimeters. *J. of Environmental Qual., USA*, vol.7, N°2. pp.227-233. 1978

COCKBORNE A.M., JAUZEIN M., STENGEL P., 1988.

Variation du coefficient de diffusion de NO_3 dans le sol : influence de la teneur en eau et de la porosité. *Agronomie*, vol. 8, N°10, pp.905-914, 1988

COLBOURN P., 1992.

Denitrification and N_2O production in pasture soil: the influence of nitrogen supply and moisture. *Agriculture, ecosystems and environment*, vol.39, pp.267-278.

CORPEN, 1992.

Actes de la Journée d'Etudes Interculture et Nitrates. (29 janvier 1992). Ministère de l'Agriculture et de la Forêt. Ministère de l'Environnement.

DAUTREBANDE S., POLARSKI M., DEWALSCHE J., 1990.

Essais de mobilité agricole des pesticides dans les sols agricoles. *J. of Hydrology*, N°117, pp. 301-321.

DILLAHA T.A., RENEAU R.B., MOSTAGHIMI S., LEE D., 1989.

Vegetative filter strips for agricultural non-point source pollution control. *Transactions of the ASAE USA*, vol.32, N°2, pp.53-519. 1989.

DILLOT P.J., 1989.

An analytical model of contaminant transport from diffuse sources in saturated porous media. *Water Resour. Res.*, vol. 25, N°6, pp. 1208-1218.

DUVOUX B., FERRY M., REDON S., 1991.

Modification de pratiques culturales en vue d'une réduction des pertes de NO_3 sur le bassin d'alimentation de la source de Mélarchez (Seine et Marne). CEMAGREF. Septembre 1991. Rapport interne.

EDIJATNO, 1989.

Un modèle pluie-débit journalier à trois paramètres. *La Houille Blanche* N°2, pp. 113-121.

EDIJATNO, 1991.

Mise au point d'un modèle élémentaire pluie-débit au pas de temps journalier. Mémoire de Doctorat des Sciences et Techniques de l'Eau. Université Louis Pasteur de Strasbourg. Institut de Mécanique des Fluides, 242 p.1991.

ELLIOTT P.W., KNIGHT D., ANDERSON J.M., 1991.

Variables controlling denitrification from earthworm casts and soil in permanent pastures. *Biol. fertil. soils*, 11, pp.24-29.

EVEN S., POULIN M., 1990

Modèle de simulation de l'écosystème Seine : schéma conceptuel adopté. Rapport PIREN-SEINE I/90/05. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. ARMINES, Centre d'Informatique Géologique.

FAUVEAU C., 1992.

Modélisation de la relation pluie/débit et humidité du sol. Exemple des bassins versants de Naizin et de l'Orgeval. Mémoire de DAA-ENSA, Rennes, 71 p.1992

FLANAGAN D.C., FOSTER G.R., 1989.

Storm pattern effect on nitrogen and phosphorus losses in surface runoff. *Transactions of the ASAE USA*, vol. 32, N°2, pp.535-544.

FRANCIS D.D., 1992.

Control mechanisms to reduce fertilizer nitrogen movement into groundwater. *J. of soil and water conservation*, vol. 47, N°6, pp.444-448.

FUITE DES NITRATES

Bien les connaître pour mieux les gérer. *Perspectives agricoles*, N°145.

GERMON J.C., 1980.

Etude quantitative de la dénitrification biologique dans le sol à l'aide de l'acétylène: II - Evolution de l'effet inhibiteur de l'acétylène sur la N₂O-reductase ; incidence de l'acétylène sur la vitesse de dénitrification et sur la réorganisation de l'azote nitrique. *Annales de microbiologie*, Vol. 131, N°1, pp.81-90.

GERON C., DANNEBERGER T., TRAINA S., LOGAN T. et al, 1993.

The effects of establishment methods and fertilization practices on nitrate leaching from turfgrass. *J. of environm. qual.*, vol.22, N°1, pp.119-125.

GOLD A.J., DE RAGON W.R., SULLIVAN M., LÉMUNYON J.L., 1990.

Nitrate-nitrogen losses to groundwater from rural and suburban land uses. *J. of soils and water conservation*, vol. 45, N°2, pp.305-310.

GUIHARD M.D., 1991

Azote : la dose rien que la dose. *Top cultures*, N°10, pp.33-38.

GUILLEMIN C., ROUX J.C., 1991.

Pollutions des eaux souterraines en France. Bilan des connaissances, impacts et moyens de prévention. Editions du BRGM, Orléans, 262p.

GUSTAFSON A., 1987.

Nitrate leaching from arable land in Sweden under four cropping systems. *Swedish journal of agricultural research*, vol. 17, pp.169-177.

HAIGH R.A., WHITE R.E., 1986.

Nitrate leaching from a small underdrained, grassland, clay catchment. *Soil use and management*, vol.2, N°2, pp.65-70. 1986

HALLIDAY S.L., WOLFE M.L., 1991

Assessing ground water pollution potential from nitrogen fertilizer using a Geographic Information System. *Water Resour. Bull.*, vol 27, N°2, pp.237-245.

HAM J.M., 1989.

Modélisation du transport de polluants en rivière. Mémoire de 3ème année de l'ENITRTS de Strasbourg, 81 p.

HEATWOLE C.D., CAMPBELL K.L., BOTTCHEER A.B., 1988.

Modified CREAMS nutrient model for coastal plain watersheds. Transactions of the ASAE, vol. 31 (1), pp.154-160.

HERZER J., 1991.

Numerical modelling of natural and enhanced denitrification processes in aquifers. Water Resources Research, vol. 27, N°6. pp.1123-1135.

HILL A.R., SANMUGADAS K., 1985

Denitrification rates in relation to stream sediment characteristics. Water Research, vol.19, N°12, 1579-1586.

HILL. A.R., 1983

Denitrification : its importance in a river draining and intensively cropped watershed. Agriculture Ecosystems and Environment, 10 (1983), pp. 47-62.

HILL A.R., 1988

Factors influencing nitrate depletion in a rural stream. Hydrobiologia 160, pp. 111-122.

HONEYCUTT C.W., POTARO L.J., HALTERMAN W.A., 1991

Predicting nitrate formation from soil, fertilizer crop residue and sludge with thermal units. J. of environm. qual., vol. 20, N°4, pp.850-856.

HUBBARD R.K., LEONARD R.A., JOHNSON A.W., 1991

Nitrate transport on a sandy coastal plain soil underlain by plinthite. Transactions of the ASAE, vol.4, N°3, pp.802-808.

HUBBARD R.K., SHERIDAN J.M., 1989.

Nitrate movement to groundwater in the southeastern coastal plain. J. of soil and water conservation, vol. 44, N°1, pp.20-27.

HUBBARD R.K., WILLIAMS R.G., ERDMAN M.D., 1989.

Chemical transport from coastal plain soils under simulated rainfall: I. Surface runoff, percolation, nitrate and phosphate movement. Transactions of the ASAE USA, vol. 32, N°4, pp.1239-1249.

HUET S., 1993.

La Seine en équatons. Sciences et Avenir (juillet), pp.52-57.

HUWE B., VAN der PLOEG R.R., 1991

WHNSIM, a soil nitrogen simulation model for Southern Germany. Fertilizer Research, vol.27, pp.331-339.

JANSSON P.E., ANDERSSON R., 1988.

Simulation of runoff and nitrate leaching from an agricultural district in Sweden. J. of Hydrology, V.99, N°1/2, pp. 33-47.

JOHNSON D.W., 1992

Nitrogen retention in forest soils. J. of environm. qual., vol.21, N°1 pp.1-12.

KAO C., SASSUS F., 1993.

Amélioration de la connaissance du cycle de l'azote : synthèse sur l'importance et la localisation de la dénitrification. Cemagref Antony/DAAN/ENGREF Paris.

KAUARK LEITE L.A., 1986.

Contribution de la modélisation à l'étude des pollutions diffuses d'origine agricole. Etude comparative des principaux modèles évaluant l'impact de ces pollutions sur les eaux superficielles continentales. Mémoire DEA de l'ENPC.

KAUARK LEITE L.A., 1990.

Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Mémoire de Doctorat de l'ENPC. 342 p.

KENGNI L., 1989.

Etude du mode d'alimentation de la source de Mélarchez : apport du traçage (premiers résultats). DEA National d'Hydrologie, filière ressources en eau. Université de Paris Sud Orsay, 82 p.

KINZLBACH W., SHAFER W., HERZER J., 1991.

Numerical modeling of natural and enhanced denitrification processes in aquifers. Water Resources Research, vol.27, N°6, 1123-1135.

KOHL D.H., SHEARER G.B., COMMONER B., 1971.

Fertilizer nitrogen : contribution to nitrate in surface water in a corn belt watershed. Science, 174, pp.1331-1334.

KNISEL W.G., 1980.

CREAMS : A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. Conservation Research Report N°26, U.S. Department of Agriculture. Washington DC, 643 p.

KNOWLES G., WAKEFORD A.C., 1978

A mathematical deterministic river-quality model. Part.1 : formulation and description. Water Research, vol.12, 1149-1153.

KUGLER J., 1988

Approche méthodologique pour la modélisation du transfert des nitrates vers la nappe phréatique d'Alsace. Thèse 3ème cycle. Université Louis Pasteur de Strasbourg (Sciences et Techniques de l'Eau).

LA DIRECTIVE EUROPEENNE "NITRATES", 1990.

Courants, N°3, pp.40-45.

LANDREAU A., 1990.

Les nitrates dans les eaux souterraines. Courants. Revue de l'eau et de l'aménagement FRA, N°1. pp.28-33.

LEE J., 1993.

A formal approach to hydrological model conceptualization. Hydrological Sciences J., 38, 5, pp. 391-401.

LEE Y.W., DAHAB M.F., BOGARDI I., 1992

NO₃ risk management under uncertainty. J. of water resources and planning management, vol.118, N°2, pp.151-165.

LEGEAS M., IACHKINE L., 1992

Etudes des flux d'azote à l'échelle d'un petit bassin versant : comparaison des différentes méthodes de calcul. Techniques Sciences Méthodes, N°5 (239-244).

LEMORDANT Y., 1994.

Hydrogéologie du bassin versant du ruisseau du Ruiné. Reconnaissance préliminaire. BRGM - Service Géologique Régional Poitou-Charentes, R38131.

LE ROCH C., 1992

Pollution de l'eau et culture intensive. Recherche de solutions économiques. Coll. Economie et Sociologie rurales. INRA, Versailles.

LEVIANDIER T., 1994.

Modélisation de nitrates dans les bassins versants à différentes échelles. ENGEES. La reconquête de la qualité des eaux superficielles. Strasbourg.

LEVIANDIER T., 1993.

Scale considerations in propagation of flows through a network of reservoirs. Communication à l'European Geophysical Society (EGS). Wiesbaden.

LEVIANDIER T., GAFREJ R., MANTILLA MORALES G., ZERMANI A., 1993.

Modèles récursifs de transfert de pollution diffuse. Communication au Colloque Franco-Roumain. Roumanie. 10p.

LEVIANDIER T., GAFREJ R., BRUSTEIN D., 1993.

Système d'information géographique et modélisation des transferts de matières en suspension. Colloque Programme Environnement du CNRS.

LEVIANDIER T., MA Z.C., 1989.

Modèle hydrologique de qualité des eaux : y-a-t-il assez de données. CEMAGREF.

LEVIANDIER T., MANTILLA MORALES G., ZERMANI A., 1994.

Etude comparative de la résolution spatiale de modèles hydrologiques sur le bassin de la Charente. Symposium sur les relations Continent - Zones Côtières. La Rochelle.

LEVIANDIER T., MANTILLA MORALES G., ZERMANI A., 1993.

Communication au Colloque Ostréicole; La Tremblade. Estimation des débits de la Charente à l'estuaire et apports en nitrates.

LOWRANCE R., 1992.

Nitrogen outputs from a field-size agricultural watershed. J. of environm. qual., vol. 21, N°4, pp.602-607.

LUCEY K., GOOLSBY D.A., 1993

Effects of climatic variations over 11 years on nitrate-nitrogen concentrations in the Raccon River, IOWA. J. of environm. qual., vol. 22, N°1, pp.38-46.

MA Z.C., 1991.

Modélisation du transfert des nitrates du bassin de recherche au grand bassin. Mémoire de Doctorat des Sciences et Techniques de l'Eau. ENITRTS Strasbourg.

MAC INNES K.J., FILLERY I.R.P., 1989.

Modelling and field measurements of the effect of nitrogen source on nitrification. Soil Sci. Soc. of Am., vol. 53, N°4, pp.1264-1269.

MACHET J.M., MARY B., 1990.

Effet de différentes successions culturales sur les risques de pertes en nitrates en région de grande culture. Nitrates, agriculture, eau.

MACHET J.M., MARY B., 1991.

Nitrates : le taux dépend de la rotation. Cultivar, N° 304, pp. 32-35.

MAILHOL J.C., 1980.

Notice d'utilisation du programme d'optimisation. Note Interne CTGREF.

MAKHLOUF Z., MICHEL C., 1993.

Relation entre les paramètres d'un modèle global pluie-débit et les caractéristiques physiques d'un bassin versant breton. 8èmes Journées Hydrologiques de l'ORSTOM.

MARIOTTI A., 1981.

Experimental determination of nitrogen kinetic isotope fractionation: some principles; illustration for the denitrification and nitrification processes. Plant and Soil, vol.62, N°3. pp.413-430.

MARTINEC J., RANGO A., 1989.

Merits of statistical criteria for the performance of hydrological models. Resources Bull. AWRA, vol. 25, N° 2, pp. 421-432.

MARY N., 1994.

Répartition et quantification des macrophytes du fleuve de la Charente. Mémoire Thèse 3ème Cycle. Université Paul Sabatier de Toulouse.

MARY N., 1993.

Etude des macrophytes du fleuve de la Charente. Rapport provisoire. CEMAGREF.

MERCIER P., 1993.

Cohérence spatiale et invariance d'échelle d'un modèle pluie-débit sur le bassin de la Marne. Mémoire de DEA National d'Hydrologie. Université Paris VI.

MEYBECK M., 1984

Les fleuves et le cycle géochimique des éléments. Thèse de Doctorat d'Etat es Sciences Naturelles. Université Pierre et Marie Curie. Paris VI.

MEYBECK M., 1985

Variabilité dans le temps de la composition des rivières et de leurs transports en solution et en suspension. Revue Française des Sciences de l'eau, N°4, p.93-121.

MEYER CARON H., 1989.

Les nitrates dans l'eau : des normes insuffisantes. Technique laitière et marketing, N°1036.

MICHEL C., 1983.

Que peut-on faire en hydrologie avec un modèle conceptuel à un seul paramètre. La Houille Blanche, N°1, pp.39-43.

MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE LA FORET / ASSOCIATION NATIONALE POUR LE DEVELOPPEMENT AGRICOLE, 1992.

Ferti-mieux. 35 p.

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT, 1991.

Les nitrates dans les vallées fluviales : fonctionnement des systèmes et activités humaines.

MINISTERE DES TRANSPORTS - Direction de la Météorologie, 1980

Atlas agroclimatique saisonnier de la France. IGN.

MOHAMMED I.H., GREGG P.E.H., GANDAR P.W., 1987.

Measuring and modelling nitrogen transformations in a tile-drained fragiaqualf under arable cropping : 2. Leaching losses of nitrogen in a barley-oats rotation. New Zealand J. of agricultural res. , vol.30, pp.621-628.

MOUSA R., 1993

Modélisation hydrologique spatialisée et système d'information géographique. La Houille Blanche/N°5-1993 : 293-301.

NACIMENTO N., MICHEL C., 1993.

Can a conceptual rainfall-runoff model diagnose a catchment stationary behavior despite natural climate variability. IAHS Symposium. Workshop HW1. Yokohama.

NASH J.E. , 1958.

The form of the instantaneous unit hydrograph. IUGG. Gen. Assemb. Toronto. Vol.13, IAHS. Pub. N°45, pp.114-121.

NASH J.E., SUTCLIFFE J.V., 1970.

River flow forecasting through conceptual models. Part I. A discussion of principles. J. of Hydrology, Vol X, N°3, pp.282-290.

ODET J., 1990.

Nitrates dans le sol : peut-on se fier aux méthodes d'analyse rapide. Infos CTIFL FRA, N° 63. pp.33-35.

ORESQUES N., SHRADER-FRECHETTE K., BELITZ K., 1994.

Verification, validation, and confirmation of numerical models in the Earth Sciences; Sciences, vol. 263, N° 5147, pp.641-646.

OTOMA S., KUBOI T., 1985.

Model simulation of solute leaching and its application for estimating the net rate of nitrate formation under field conditions. J. of Hydrology, vol. 82, N°3-4, pp.193-209.

OWENS L.B., 1990.

Nitrate-nitrogen concentrations in percolate from lysimeters planted to a legume-grass mixture. J. of environm. qual., vol. 19, N°1, pp.131-135.

OWENS L.B., EDWARDS W.M., VAN KEUREN R.W., 1992.

Nitrate levels in shallow groundwater under pastures receiving ammonium nitrate or slow-release nitrogen fertilizer. J. of environm. qual., vol. 21, N°4, pp.607-613.

PANETIER J.M., 1978.

Répartition des teneurs en nitrate dans des eaux souterraines dans la région de Joinville-le-Pont (Yonne). Techniques et sciences municipales, vol. 73, N°6, pp. 343-347.

PARTON W.S., SCHIMEL D.S., COLE C.V., OJIMA D.S., 1987.

Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 51, pp. 1173-1179.

PELZER P., REIBEL C., 1993.

Qualité de l'eau : nitrates sous surveillance. Réussir céréales, grandes cultures, N°45, pp.30-31.

PINHEIRO A., CAUSSADE B., 1994.

Sur des modifications apportées au modèle CEQUEAU. Réflexions sur la variabilité spatiale. ORSTOM - 10èmes Journées Hydrologiques.

POSTMA D., BOESEN C., KRISTIANSEN H., LARSEN F., 1991

Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer : water chemistry, reduction processes, and geochemical modelling. Water Res. Res., vol.27, N°8, 2027-2045.

PRYAZCHINSKAYA V.G., BELYAEVA T.V., 1986.

Optimization of agricultural land and water resources use in large irrigation region with regard to non-point source pollution. IAHS publ. N° 157.

RAVEH A., AVNIMELECH Y., 1973.

Minimizing nitrate seepage from the Hula Valley into Lake Kinneret (Sea of Galilee) : 1. Enhancement of nitrate reduction by sprinkling and flooding. J. of Environm. Qual., vol.2, N°4, pp.455-458.

REDDY G.B., REDDY K.R., 1987.

Nitrogen transformations in ponds receiving polluted water from non point sources. Jour. of environ. qual., vol. 16, N°1. pp. 1-5.

REYNOLDS B., EMMET B.A., WOODS C., 1992

Variations in streamwater nitrate concentrations and nitrogen budgets over 10 years in a head-water catchments in Mid Wales. J. of Hydrology, Vol.136, N°1-4, pp. 155-175.

RIJETMA P.E., KROES J.G., 1991.

Some results of nitrogen simulations with the model ANIMO. Fertilizer research, N° 27, pp. 189-198.

RITTER W.F., SCARBOROUGH R.W., CHIRNSIDE A.E.M., 1991.

Nitrate leaching under irrigation on coastal plain soil. J. of irrigation and drainage engineering, vol. 117, N°4, pp.490-502.

ROSENBROCK H.H., 1960.

An automatic method of finding the greatest or least value of function. Computer. J., vol.3, PP.175-184.

ROSS M.A., 1993

Integrated hydrologic modeling with GIS. J. of water resources planning and management, vol.119, N°2, p.129-140.

ROTH G.W., FOX R.H., 1990.

Soil nitrate accumulations following nitrogen-fertilized corn in Pennsylvania. J. of Environm. Qua., USA, vol. 19, N°2, pp.243-248.

SELIM H.M., ISKANDAR I.K., 1981.

Modelling nitrogen transport and transformations in soils: 1. Theoretical considerations. Soil Science, vol. 131, N° 4, pp. 233-241.

SHARPLEY A.N., SMITH S.J., JONES O.R., BERG W.A., 1992

The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. J. of environm. qual., vol. 21, N°1 pp.30-35.

SHEA R.C., GRAYMAN W., DARDEN D., MALES R.M., 1993

Integrated GIS and hydrologic modeling for countywide drainage study. J. of water resources planning and management, vol.119, N°9, p.112-128.

SILVERTOOTH J.C., WATSON J.E., MALCUIT T.A., DOERGE., 1992

Bromide and nitrate movement in an irrigated cotton production system. Soil Science Soc. of America J.. Vol.56, N°2, pp.548;

SKOGERBOE G.V., WALKER W.R., AYARS J.E., 1972

Modelling water qual. from agricultural lands. In : Modelling of water resources systems II. Asit K. Biswas, editor - Montreal : Harvest House, Vol.2.

SNOEYINK V.L., JENKINS D., 1982

Water Chemistry. John Wiley and Sons. USA, 404-407.

SOYEUX E., 1992.

Méthodologie pour la spatialisation des risques de pollution des eaux de surface par l'Atrazine à l'aide de la télédétection et d'un système d'information géographique (SIG). Mémoire de DEA - STE. Université Paris XII.

SYNDICAT NATIONAL DE L'INDUSTRIE DES ENGRAIS PARIS/UNION NATIONALE DES COOPERATIVES AGRICOLES D'APPROVISIONNEMENT PARIS/FEDERATION DU NEGOCE AGRICOLE, 1991.

Azote. Agriculture. Environnement. Dossier d'information Polytems conseil.

THIERY D., 1990

Modélisation des transferts de nitrates dans un bassin versant. BRGM. Rapport.

THOMAS G.W., HASZLER G.R., CRUTCHFIELD J.D., 1992

NO₃-N and PO₄-P in seven kentucky streams draining small agricultural watersheds: 18 years later. J. of environm. qual., vol.21, N°1 pp.147-150.

THOMSON G.D., 1979

A model for nitrate-nitrogen transport and denitrification in the river Thames. Water Research, Vol.13, N°9, pp.855-863.

TILLMAN R.W., SCOOTER D.R., CLOTHIER B.E., WHITE R.E., 1991

Solute movement during intermittent water flow in a field soil dans some implications for irrigation and fertilizer applications. Agricultural water management, vol.20, N°2, pp.119-133.

TIM U.S., MASTAGHIMI S., SHANHOLTZ V.O., 1992

Identification of critical nonpoint pollution sources aereas using GIS and water qual. modeling. Water Res. bull., vol.28, N°5, pp.877-887.

TORRE M. et al, 1994 .

Etude expérimentale de la dénitrification *in situ* en eaux courantes . Symposium sur les relations continent-zones côtières . GIP Hydrosystème. La Rochelle, septembre 1994

TRICARD D., BUFFAUT P., 1993.

Pourquoi les valeurs de 50 et 100 mg/l en NO₃ dans le décret 89-3 ? Courants, N°19, pp.47-50.

USDA, 1984.

User's guide for the CREAMS Computer model. U.S. Department of Agriculture, SCS, Technical Release 72, Washington. D.C.

VAITHIYANATHAN P., CORRELL D.L., 1992.

The Rhode river watershed : phosphorus distribution and export in forest and agricultural soils. J. of environm. qual., Vol.21, N°2, pp.280-288.

VANCLOOSTER M., VERECKEN H., DIELS J., FEYEN J., HUYSMANS F., VERSTRAETE W., 1992

Effect of mobile and immobile water in predicting Nitrogen leaching from cropped soils. Modeling Geo-Biosphere Processes, vol.1, pp.23-40, Cremlingen.

VAN KESSEL J.F., 1977

Factors affecting the denitrification rade in two water-sediment systems.

Water Research, vol.11, N°3, pp.259-267.

VERDEGEM L., BAERT L., 1984.

Losses of nitrate nitrogen in sandy and clayed soils. Pédologie , vol.34, N°3. pp.235-255.

VIEUX B.E., 1993

Nonpoint-pollution model sensitivity to grid-celle size. J. of water resources planning and management, vol.119, N°2.

WALLACH R., 1991

Runoff contamination by soil chemicals : time scale approach. Water Resources Research, vol.27, N°2, 215-223.

WALLACH R., 1991

A linear cascade model for predicting transport of dissolved agrochemicals by surface runoff. J. of hydrology, vol.126, N°3-4, 1991, pp.207-224

WALLACH R., SHABTAI R., 1992

Modelling surface runoff contamination by soil chemicals under transient water infiltration. J. of Hydrology, vol.132, N°1-4, pp.263-281

WALLACH R., VAN GENUCHTEN M.Th., 1990

A physically based model for predicting solute transfer from soil solution to rainfall-induced runoff water. Water Resour. Res., vol.26, N°9, 2119-2126.

WATT D.G., HANKS R.J., 1978.

A soil-water-nitrogen model for irrigated corn on sandy soils. Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 42, pp. 492-499.

WEISKEL P.K., HOWES B.L., 1991

Quantifying dissolved nitrogen flux through a coastal watershed. *Water Resources Research*, vol.27, N°11, pp. 2929-2939.

WHITE R.E., 1987.

A transfer function model for the prediction of nitrate leaching under field conditions. *J. of Hydrology*, vol. 92, N°3-4, pp. 207-222.

WHITE R.E., 1985.

A model for nitrate leaching in undisturbed structured clay soil during unsteady flow. *J. of Hydrology*, vol. 79, N°1-2. pp.37-51.

WHITE R.E., 1989.

Prediction of nitrate leaching from a structured clay soil transfer functions derived from externally applied or indigenous solute fluxes. *J. of Hydrology.*, vol.107, N°1-4, pp. 31-42.

WHITEHEAD P., BECK B., O'CONNELL P.E., 1981

A system model of streamflow and water qual. in the Bedford Ouse river system. II. *Water Quality Modelling. Water Research*, Vol.15, pp.1157-1171

WHITEHEAD P., O'CONNELL P.E., 1984.

Water qual. modeling, forecasting and control. Report N° 88. Institute of Hydrology Wallingford.

WHITEHEAD P.G., WILLIAMS R.J., BLACK K.B., WOOD E.F., 1985

Models for operational control : 2. Flow and qual. model for the river Thames. Institute of Hydrology.

WHITEHEAD P.G., WILLIAMS R.J., 1982

A dynamic nitrogen balance model for river systems. (Proceedings of the Exeter Symposium) - IAHS, Publ. N°139, 89-99

WHITEHEAD P.G., HORNBERGER G.M., 1984

Modelling algal behavior in the river Thames. *Water Research*, vol.18, N°8, pp. 945-953.

WILLIAMS G.P., 1989.

Sediment concentration versus water discharge during single hydrological events in rivers. *J. of Hydrology*, 111, pp. 89-106.

WILLIAMS J.R., NICKS A.D., ARNOLD J.G., 1985.

Simulator for water resources in rural basins. *J. of Hydraulics Engineering, ASCE*, vol.111, N°6, pp.970-986.

WYER M.D., HILL A.R., 1984

Nitrate transformation in southern Ontario streams sediments. *Water Resources Bulletin*, vol.20, N°5, pp.729-737.

YOUNG R.A., ONSTAD C.A., BOSCH D.D., ANDERSON W.P., 1989.

AGNPS : A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *J. of Soil and Water Conserv.*, vol.44, N°2, pp.168-173.

LISTE DES FIGURES

LISTE DE FIGURES

CHAPITRE 1

Figure 1.1 Transport, transformation et impact des polluants d'origine agricole (Haith et Loehr, 1979).....	4
Figure 1.2 Cycle de l'azote (Gros, 1967).....	6
Figure 1.3 Dynamique de l'azote dans une rivière (Whitehead, 1984)	13

CHAPITRE 2

Figure 2.1 Stations de suivi du bassin versant de la Charente.....	31
Figure 2.2 Profil des pentes de la Charente	32
Figure 2.3 Bassin de la Charente. Classification Mission Technique "Adour-Garonne"	33
Figure 2.4 Géologie du bassin de la Charente.....	37
Figure 2.5 Pédologie du bassin de la Charente (INRA, 1966)	38
Figure 2.6 Répartition des surfaces cultivées.....	41
Figure 2.7 Evolution de l'apport de fertilisants.....	45
Figure 2.8 Rejets sur le bassin de la Charente en N-Kjeldhal	50

CHAPITRE 3

Figure 3.1 Modèle hydrologique GR5.....	54
Figure 3.2 Modèle de transfert de nitrates	61
Figure 3.3 Fonction unitaire de la consommation cumulée	66

CHAPITRE 4

Figure 4.1 Carte géologique du BVRE du Ruiné et superposition statiographique des terrains de la région de Champagne de Blanzac.....	75
Figure 4.2 Pluviométrie et ETP moyennes sur le bassin du Ruiné.....	78
Figure 4.3 Variations des concentrations et des débits sur le bassin du Ruiné.....	81
Figure 4.4 Etude élémentaire de la dilution. Octobre 1990 - Novembre 1993	81
Figure 4.5 Variations des concentrations pour $Q < 200\text{l/s}$	81
Figure 4.6 Phénomène d'hystéresis négligeable. 3 octobre 1993.....	82
Figure 4.7 Phénomène d'hystéresis, "clockwise-loop". 10 janvier 1992.....	83
Figure 4.8 Phénomène d'hystéresis, "clockwise-loop". 3 juin 1991.....	83
Figure 4.9 Phénomène d'hystéresis, "figure eight". 21 juin 1993.....	83
Figure 4.10 Phénomène d'hystéresis, "counterclockwise-loop". 24 avril 1993	84
Figure 4.11 Phénomène d'hystéresis, "counterclockwise-loop". 15 octobre 1993	84
Figure 4.12 Phénomène d'hystéresis, "figure eight". 14 septembre 1993.....	85
Figure 4.13 Phénomène d'hystéresis, "figure eight". 21 septembre 1993.....	85
Figure 4.14 Crue du 21 septembre 1993.....	85
Figure 4.15 Etude élémentaire de la crue du 1er juin 1993	86

Figure 4.16 Etude élémentaire de la crue du 21 juin 1993.....	87
Figure 4.17 Etude élémentaire de la crue du 22 septembre 1993	87
Figure 4.18 Crue du 11 au 15 octobre 1993	87
Figure 4.19 Fonction de production du modèle hydrologique.....	92
Figure 4.20 Débits observé et calculé. Octobre 1990 - Mars 1992 : calage.....	94
Figure 4.21 Débits observé et calculé. Mars 1992 - Août 1993 : calage.....	95
Figure 4.22 Débits observé et calculé. Août - Novembre 1993 : contrôle	95
Figure 4.23 Concentrations calculées et observées	100
Figure 4.24 Concentrations calculées et observées.....	100
Figure 4.25 Concentrations calculées et observées.....	101
Figure 4.26 Flux calculé et observé. Campagne 1990 - 1991.....	102
Figure 4.27 Flux calculé et observé. Campagne 1991 - 1992.....	102
Figure 4.28 Flux calculé et observé. Campagne 1992 - 1993.....	102

CHAPITRE 5

Figure 5.1 Bassin de la Charente: sous-bassins étudiés.....	105
Figure 5.2 Spatialisation du paramètre <i>A</i> sur l'esquisse pédologique du bassin de la Charente.....	108
Figure 5.3 Spatialisation du paramètre <i>B</i> sur l'esquisse géologique du bassin de la Charente	110
Figure 5.4 Corrélration entre les surfaces des bassins et le paramètre <i>C</i>	111
Figure 5.5 Localisation et carte lithographique du karst de la Rochefoucauld (document IGN).....	112
Figure 5.6 Débits observés et simulés. Saint Saviol: 1976. Calage.	115
Figure 5.7 Débits observés et simulés. Saint Saviol: 1984. Contrôle.	115
Figure 5.8 Débits observés et simulés. Saint Saviol: 1989. Contrôle.	115
Figure 5.9 Débits observés et simulés. Né: 1977. Calage.....	116
Figure 5.10 Débits observés et simulés. Né: 1982. Contrôle.....	116
Figure 5.11 Débits observés et simulés. Né: 1989. Contrôle.....	116
Figure 5.12 Débits observés et simulés. Seugne: 1977. Calage.	117
Figure 5.13 Débits observés et simulés. Seugne: 1983. Contrôle.	117
Figure 5.14 Débits observés et simulés. Seugne: 1988. Contrôle.	117
Figure 5.15 Concentrations observées et simulées. Amont 1979: contrôle.	126
Figure 5.16 Concentrations observées et simulées. Amont 1981: calage.	126
Figure 5.17 Concentrations observées et simulées. Amont 1986: contrôle.	126
Figure 5.18 Concentrations observées et simulées. Bonnieure 1978: contrôle.	127
Figure 5.19 Concentrations observées et simulées. Bonnieure 1984: calage.	127
Figure 5.20 Concentrations observées et simulées. Bonnieure 1987: contrôle.	127
Figure 5.21 Concentrations observées et simulées. Boutonne 1975: contrôle.	128
Figure 5.22 Concentrations observées et simulées. Boutonne 1980: contrôle.	128

Figure 5.23 Concentrations observées et simulées. Boutonne 1984: calage.	128
Figure 5.24 Concentrations observées et simulées. Né 1977: contrôle.....	129
Figure 5.25 Concentrations observées et simulées. Né 1981: calage.....	129
Figure 5.26 Concentrations observées et simulées. Né 1987: contrôle.....	129
Figure 5.27 Concentrations observées et simulées. Seugne 1977: contrôle.	130
Figure 5.28 Concentrations observées et simulées. Seugne 1981: calage.	130
Figure 5.29 Concentrations observées et simulées. Seugne 1987: contrôle.	130
Figure 5.30 Concentrations observées et simulées. Antenne 1980: contrôle.	131
Figure 5.31 Concentrations observées et simulées. Antenne 1984: calage.	131
Figure 5.32 Concentrations observées et simulées. Antenne 1987: contrôle.	131
Figure 5.33 Concentrations observées et simulées. Boème 1979: contrôle.	132
Figure 5.34 Concentrations observées et simulées. Boème 1983: calage.	132
Figure 5.35 Concentrations observées et simulées. Boème 1985: contrôle.	132
Figure 5.36 Concentrations moyennes sur les sous-bassins de la Charente (1975-1989).	133
Figure 5.37 Pourcentage des surfaces par rapport à la surface totale.	133
Figure 5.38 Variation de la concentration simulée par rapport à la variation du seuil de lessivage (RO).	135
Figure 5.39 Variation de la concentration simulée par rapport à la variation du paramètre de lessivage rapide (PL).	135
Figure 5.40 Variation de la concentration simulée par rapport à la variation du coefficient de division entre les réservoirs (AL).	135
Figure 5.41 Corrélation entre le seuil RO et la capacité du réservoir intermédiaire B	137
Figure 5.42 Corrélation entre le paramètre de division AL et la capacité du réservoir sol A	137
Figure 5.43 Corrélation entre le paramètre de lessivage PL et la capacité du réservoir sol A	137
Figure 5.44 Chenon 1975: calage.	141
Figure 5.45 Chenon 1988: contrôle.	141
Figure 5.46 Angoulême 1977: calage.	141
Figure 5.47 Angoulême 1982: contrôle.....	141
Figure 5.48 Débits observés et calculés. Cognac 1975: calage.....	142
Figure 5.49 Débits observés et calculés. Cognac 1976: contrôle.	142
Figure 5.50 Valeurs optimisées de la vitesse de dénitrification sur le cours de la Charente.	143
Figure 5.51 Chenon: calage.	146
Figure 5.52 Chenon: contrôle.	146
Figure 5.53 Angoulême: calage.	146
Figure 5.54 Angoulême: contrôle.....	146
Figure 5.55 Cognac: calage.	147
Figure 5.56 Cognac: contrôle.	147
Figure 5.57 Taillebourg: calage.	147

Figure 5.58 Taillebourg: contrôle.	147
Figure 5.59 Rochefort: calage.	148
Figure 5.60 Rochefort: calage.	148
Figure 5.61 Rochefort: contrôle.	148
Figure 5.62 Rochefort: contrôle.	148
Figure 5.63 Profil en long de la concentration en nitrates sur la Charente. Moyennes observées et calculées pour la période 1975-1989.	149
Figure 5.64 Evolution du flux annuel à Chenon.	149
Figure 5.65 Evolution du flux annuel calculé à Rochefort.	150
Figure 5.66 Evolution du débit annuel à Chenon.	151
Figure 5.67 Evolution du débit annuel calculé à Rochefort.	151
Figure 5.68 Evolution de la concentration moyenne à Chenon.	151
Figure 5.69 Evolution de la concentration moyenne à Rochefort.	152

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 1

Tableau 1.1 Caractéristiques principales des modèles conceptuels de transfert d'azote sur un bassin versant.	28
---	----

CHAPITRE 2

Tableau 2.1 Températures moyennes mensuelles en °C.	32
Tableau 2.2 Pluviométrie et évapotranspiration mensuelles moyennes, en mm.	34
Tableau 2.3 Pluviométrie et bilan hydrique annuels, en mm.	35
Tableau 2.4 Evolution de l'occupation du sol dans les départements de la Charente et de la Charente Maritime, en milliers d'hectares.	42
Tableau 2.5 Répartition des principales cultures par sous-bassin sur le bassin de la Charente (RGA-1979), en ha.	42
Tableau 2.6 Répartition des principales cultures par sous-bassin sur le bassin de la Charente (RGA-1988), en ha.	43
Tableau 2.7 Pratiques agricoles sur le bassin de la Charente.	44
Tableau 2.8 Consommation de fertilisants azotés.	45
Tableau 2.9 Evolution du cheptel en Charente, Charente Maritime et sur le bassin versant, en milliers de têtes.	46
Tableau 2.10 Valeur fertilisante moyenne des excréments par type d'animal et total sur le bassin versant de la Charente.	46
Tableau 2.11 Bilan partiel d'azote sur le bassin, en kg de N.	48
Tableau 2.12 Apports totaux sur le bassin de la Charente.	48
Tableau 2.13 Bilan d'azote.	49
Tableau 2.14 Rejets industriels et urbains (tonnes/jour).	49
Tableau 2.15 Apports ponctuels d'azote d'origines urbaine et industrielle sur le bassin de la Charente.	51

CHAPITRE 3

Tableau 3.1 Facteur de correction en fonction de l'humidité du sol.	60
--	----

CHAPITRE 4

Tableau 4.1 Pluviométrie sur le bassin versant du Ruiné, en mm.	77
Tableau 4.2 Températures moyennes mensuelles, en °C.	77
Tableau 4.3 Débits mensuels, en l/s.	79
Tableau 4.4 Utilisation du sol (dates des semis et des récolte et apport d'engrais azoté) sur le bassin du Ruiné (1990/1991).	89
Tableau 4.5 Dates de fertilisation, quantité d'azote apportée en U/ha et pourcentage de la fertilisation annuelle.	89
Tableau 4.6 Valeurs des paramètres optimisés du modèle hydrologique et résultats numériques.	93
Tableau 4.7 Valeurs des paramètres optimisés du modèle de nitrates.	98

CHAPITRE 5

Tableau 5.1 Paramètres optimisés sur les sous-bassins de la Charente.....	107
Tableau 5.2 Paramètres optimisés sur les sous-bassins influencés par le karst de La Rochefoucauld.....	107
Tableau 5.3 Résultats numériques du modèle hydrologique.....	114
Tableau 5.4 Paramètres optimisés du modèle nitrates.....	124
Tableau 5.5 Coefficients de corrélation des régressions entre les paramètres du modèle nitrates et les paramètres du modèle hydrologique.....	136
Tableau 5.6 Equations des paramètres du modèle nitrates.	136
Tableau 5.7 Valeurs optimisées des paramètres du modèle de propagation.	139
Tableau 5.8 Résultats numériques du modèle de propagation sur les biefs.....	140
Tableau 5.9 Vitesse de dénitrification optimisée pour les différents biefs.	144
Tableau 5.10 Caractéristiques générales des biefs (Mary, 1994).....	144

LISTE DES ABREVIATIONS

LISTE DES ABREVIATIONS

- A*: sortie due aux prises d'eau dans le bief
A : capacité maximale du réservoir sol (*S*), en mm
A: zone racinaire
ACIM : constante pour l'immobilisation
a: vitesse de transmission de l'onde de crue
ACG : constante pour la dénitrification
ACM : constante pour la minéralisation
AL: paramètre de division entre les réservoirs racinaire et intermédiaire
B: zone intermédiaire
B :capacité maximale du réservoir de routage (*R*), en mm
b: effet d'amortissement de la pointe de crue
B: consommation potentielle totale de nitrates par la culture, en kg N/ha
BH: bilan hydrique
BR : bilan relatif
BVRE : bassin versant représentatif et expérimental
C: durée de la propagation, en jours
C_f: concentration dans la rivière, en mg/l
C_s, *C_E*: concentrations de sortie et d'entrée
C_k: concentration en nitrates dans le réservoir karstique, en mg/l
C_p: concentration en nitrates dans la Tardoire, en mg/l
C_r: concentration en nitrates dans la Touvre, en mg/l
CA: concentration du réservoir *A*, en mg/l
CB: concentration du réservoir *B*, en mg/l
CC: coefficient de capacité au champ
CDM: coefficient de détermination multiple
CF: coefficient de flétrissement
CF : cultures fourragères
CG: concentration des eaux souterraines, en mg/l
Cg: dénitrification
Cim: immobilisation
Cm minéralisation
CN: concentration en nitrates dans la Touvre, en mg/l
Cp: coefficient de correction de pluie
C.P. : consommation potentielle
D: coefficient de dispersion
DF: paramètre de diffusion, adimensionnel

DI: paramètre de capacité de dilution par la pluie, en mg N/l
DILU: quantité d'engrais dissoute par la pluie, en kg N/ha
DG: percolation profonde, en mm/j
DW, W: humidité du sol calculée, en mm
ETP: évapotranspiration potentielle, en mm
ETR: évapotranspiration réelle, en mm
f: flux de prélèvement, en kg N/ha/j
f_p: flux potentiel de prélèvement, en kg N/ha/j
FC: fonction critère
F_M: fraction minérale
FN: apport d'azote par la fertilisation minérale, en kg N/ha
FP: apport météorique d'azote, en kg N/ha
f_{pr}: fonction unitaire réduite du flux potentiel de prélèvement, en j⁻¹
f_u: fonction unitaire réduite de la consommation cumulée, en j⁻¹
f_v: coefficient de routage du réservoir karstique, en j⁻¹
G: réservoir souterrain assimilé à la nappe
g: niveau du réservoir souterrain, en mm
G,R,S,F: entrées; respectivement: nappe, ruissellement, affluents et effluents
K: cinétique de réaction du premier ordre
k, k₃: vitesse de dénitrification
k₂: taux de nitratisation
k_{ab}: coefficient d'absorption de Michaelis-Menten, en kg N/ha
k: coefficient de fertilisation
L: longueur du bief, en km
LA: lessivage rapide du réservoir racinaire, en kg N/ha
LB: lessivage du réservoir intermédiaire, en kg N/ha
Lc: longueur utilisée dans le calcul
LG: lessivage du réservoir souterrain, en kg N/ha
Lr: longueur réelle de la rivière
m: masse ou concentration de l'élément
M: masse perdue dans la rivière, en kg N/ha
M_{ab}: masse lessivée et échangée avec le réservoir profond, en kg N/ha
MA: réserve en nitrates dans les réservoir *A*, en kg N/ha
MB: réserve en nitrates dans les réservoir *B*, en kg N/ha
MD: masse diffuse, en kg N/ha
MG: masse lessivée du réservoir souterrain, en kg N/ha
ML: masse perdue dans la rivière, en kg N/ha
MLA: masse lessivée du réservoir racinaire, en kg N/ha
MLB: masse lessivée du réservoir souterrain, en kg N/ha

MP: masse percolée, en kg N/ha
Nk: réserve en nitrates du réservoir karstique, m³
N: critère de Nash
N_k: quantité de nitrates évacuée du réservoir karstique
N_p: quantité de nitrates provenant du bassin de la Tardoire, en mg/l
N-NO₃: stock d'azote nitrique, en kg N/ha
[*NO₃⁻*]: teneur en nitrates dans le sol, en kg N/ha
N_{org}: stock d'azote organique, en kg N/ha
OH : orge d'hiver
OP : orge de printemps
P, pp: pluie journalière, en mm
p,d: profondeur de la rivière
PD: percolation à saturation, en mm/j
PL: paramètre de lessivage rapide
PN: flux d'absorption des nitrates par les plantes, en kg N/ha
Pq: débits d'entrée routés selon l'hydrogramme unitaire, en mm
Pr, pr: partie de la pluie entrant dans le réservoir *R*, en mm
Ps, ps: partie de la pluie entrant dans le réservoir *S*, en mm
Q: débit total fourni par le modèle GR5, en mm
Q_e: débit à l'exutoire, en mm
Q_o: débit de sortie, m³/s
Q_E, Q_S: débits amont et aval
Q_k: débit de routage du réservoir karstique, en m³/j
Q_i: débit d'entrée, en m³/s
Q_p: débit provenant du bassin de la Tardoire, m³/j
Q_{cal}: débit calculé par le modèle
Q_{obs}: débit observé
Q_{obs}: débit observé moyen
QG: débit de transfert du réservoir souterrain (*G*), en mm/j
Qk: volume d'eau routée du réservoir karstique, en m³/j
Q0: seuil à optimiser, en mm
Qp: pertes d'eau sur le bassin de la Tardoire, en m³/j
QR: débit de routage du réservoir *R*, en mm
Qr: débit sur le bassin de la Touvre, en m³/j
q(t): ordonnée de l'hydrogramme unitaire en fonction du temps *t*
Q_t: débit total à l'exutoire, en mm/j
R: réservoir de transfert
r: niveau du réservoir *R* du modèle hydrologique, en mm
R: coefficient de corrélation
R_p: rejets ponctuels en azote, en kg/j

RFU : réserve en eau facilement utilisable

RGA : Recensement Général Agricole

RO : paramètre considéré comme seuil à partir duquel le lessivage à lieu, en mm

S : réserve en eau du bief, en m^3

S : réservoir sol

s : niveau du réservoir S , en mm

s_2 : valeur limite qui régule l'évapotranspiration réelle, en mm

s_3 : valeur limite qui régule la percolation profonde, en mm

SA : niveau du réservoir racinaire, en mm

SAU : surface agricole utile

SB : niveau du réservoir intermédiaire, en mm

Sf : surface efficace de sédiments, en m^2

STH : surface toujours en herbe

T : température moyenne journalière de l'air, en $^{\circ}C$

t : temps compté à partir de la date de semis, en j

T_C : coefficient de la fonction unitaire (fu)

T_j : température moyenne journalière de l'air, en $^{\circ}C$

t_m : durée de vie d'une culture, en j

T_M : température moyenne de la période de croissance de la culture, en $^{\circ}C$

TL : terres labourables

u : vitesse moyenne de l'écoulement sur le bief, en m/s

Ve : volume d'eau efficace dans le bief

VG : coefficient de routage du réservoir souterrain, adimensionnel

Wk : stock d'eau dans le réservoir karstique, m^3

Wcc : humidité à la capacité au champ

WD : seuil de teneur en eau au-dessus duquel s'effectue la dénitrification

WS : teneur en eau à saturation

Y_o : donnée observée

Y_c : donnée calculée

μ : paramètre à optimiser, adimensionnel

τ : temps de parcours, en j

θ : température de l'eau

LISTE DES ANNEXES

LISTE DES ANNEXES

- ANNEXE I** Surfaces (ha) des principales cultures des sous-bassins de la Charente en 1979 et 1988 (*Ansel, 1991*)
- ANNEXE II** Localisation des stations de mesure de pluie sur le bassin du Ruiné. Hydrogéologie du bassin versant. Reconnaissance préliminaire.
- ANNEXE III** Variation de la concentration en nitrates calculée en utilisant les paramètres de calage de chacune des trois périodes étudiées.
- ANNEXE IV** Résultats du modèle hydrologique : hydrogrammes
- ANNEXE V** *Annexe V.I* Résultats préliminaires du modèle nitrates
Annexe V.II Résultats finals du modèle nitrates
- ANNEXE VI** Localisation des stations de mesure de la concentration en nitrates sur la Charente et résultats graphiques.
- ANNEXE VII** Valeurs de la concentration en nitrates qui n'ont pas été pris en compte pendant l'optimisation du modèle nitrates.

TABLE DES MATIERES

TABLE DES MATIERES

Introduction générale.....	1
 CHAPITRE 1 - Revue bibliographique	
Introduction.....	3
1.1 La pollution d'origine agricole.....	3
1.2 Le cycle de l'azote dans la nature	5
1.3 Le cycle de l'azote dans le sol	5
1.3.1 Fixation.....	6
1.3.1.1 Fixation de l'azote atmosphérique	6
1.3.1.2 Fixation de l'azote ammoniacal par le sol.....	7
1.3.2 Minéralisation.....	8
1.3.3 Réorganisation	9
1.4 Pertes par voie gazeuse	10
1.5 Apports	10
1.5.1 Apports météoriques	10
1.5.2 Fertilisation.....	11
1.6 Absorption par les plantes.....	11
1.7 Pertes par voie hydrique.....	12
1.8 Facteurs principaux influençant le cycle de l'azote	12
1.9 La dynamique de l'azote dans une rivière	13
1.10 Les modèles de simulation	15
1.10.1 Définition.....	15
1.10.2 Généralités	16
1.10.3 Classification des modèles hydrologiques.....	17
1.10.3.1 Modèles mécanistes.....	17
1.10.3.2 Modèles empiriques.....	18
1.10.3.3 Modèles conceptuels.....	18
1.10.4 Modèles de transfert d'azote sur un bassin versant.....	19
1.10.4.1 Modèle ACTMO: Agricultural Chemical Transport Model.....	19
1.10.4.2 Modèle BICHE : Bilan Chimique des Eaux (BRGM).....	20
1.10.4.3 Modèle HSPF : Hydrological Simulation Program-Fortran	21
1.10.4.4 Modèle ARM : Agricultural Runoff Management Model.....	22
1.10.4.5 Modèle SPNM : Sediment-Phosphorus- Nitrogen Model.....	23
1.10.4.6 Modèle CREAMS : Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems.....	24

1.10.4.7	Modèle "Bassin Versant" (Prat).....	25
1.10.4.8	Modèle MORELN (CIG - Ecole des Mines).....	26
1.10.4.9	Modèle GR3-Nitrates (Cemagref).....	27
	Conclusion	27

CHAPITRE 2 - Présentation du site d'étude: le bassin de la Charente

2.1	Généralités	30
2.2	Climat.....	32
2.3	Température.....	32
2.4	Pluviométrie.....	34
2.5	Géologie et pédologie.....	35
2.6	Principaux types de sols	39
2.6.1	Les rendzines brun-rouges (terres de groies)	39
2.6.2	Les rendzines typiques (terres de champagne)	39
2.6.3	Les sols lessivés (terres de brandes)	39
2.6.4	Les podzols et les sols bruns (sols sur schistes ou granites).....	39
2.6.5	Les sables de la Double.....	39
2.6.6	Les terres rouges du Poitou.....	39
2.6.7	Les sols bruns calcaires (sols marneux).....	40
2.6.8	Les sols alluvions marines.....	40
2.7	Activités agricoles	40
2.7.1	Occupation du sol.....	40
2.7.2	Pratiques culturelles.....	43
2.8	Evolution du cheptel sur le bassin de la Charente	44
2.9	Bilans d'éléments azotés d'origine agricole sur le bassin versant de la Charente	47
2.10	Activités industrielles et apports urbains	48
2.11	Irrigation	52

CHAPITRE 3 - Présentation du modèle de base

	Introduction.....	53
3.1	Le modèle hydrologique.....	53
3.1.1	La fonction de production	55
3.1.2	Bilan hydrique et transfert.....	56
3.1.3	Simulation de l'aquifère karstique.....	57
3.1.4	Intégration dans un modèle semi-distribué.....	58
3.2	Modélisation du transfert des nitrates	58
3.2.1	Modélisation des transformations biochimiques dans le sol.....	59
3.2.2	Couplage entre fonctionnement chimique et transformation pluie-débit	61
3.2.3	Cas particulier du réservoir karstique.....	64

3.2.4	Modèle d'absorption des nitrates par les plantes	65
3.2.5	Dissolution des engrais chimiques	66
3.3	Propagation dans la rivière	67
3.4	Calage du modèle	69
3.4.1	Méthode d'optimisation.....	69
3.4.2	Critère d'estimation de la qualité du modèle.....	69
3.5	Insuffisances du modèle.....	71

CHAPITRE 4 - Critique du modèle sur un petit bassin expérimental de la Charente: le bassin du Ruiné

Introduction	73
4.1 Présentation du bassin versant expérimental du Ruiné.....	74
4.1.1 Géologie et Pédologie.....	74
4.1.2 Climat.....	76
4.2 Les données hydrologiques	78
4.3 Les concentrations en nitrates	79
4.3.1 Relation concentration/débit.....	79
4.3.2 Etude détaillée des phénomènes de crue	82
4.4 Pratiques agricoles.....	88
4.5 Modèle hydrologique utilisé.....	90
4.6 Calage du modèle hydrologique et commentaires	93
4.7 Modèle nitrates.....	95
4.7.1 Production et lessivage.....	96
4.7.2 Dénitrification dans la rivière	97
4.8 Calage du modèle et analyse des résultats.....	97
Conclusion.....	103

CHAPITRE 5 - Révision du modèle sur le bassin de la Charente

Introduction	104
5.1 Présentation des bassins choisis	104
5.2 Le modèle hydrologique	106
5.3 Calage et analyse des résultats	106
5.4 Modèle nitrates.....	118
5.4.1 Production de nitrates.....	118
5.4.2 Dénitrification dans la rivière	121
5.5 Calage et analyse des résultats	122
5.6 Régionalisation des paramètres du modèle de transfert	134
5.7 Modélisation de la propagation sur les biefs	138
5.8 Estimation du flux de nitrates à l'estuaire	145
Conclusion générale.....	153

Bibliographie.....	157
Liste des figures.....	169
Liste des tableaux.....	173
Liste des abreviations.....	175
Liste des annexes.....	179

ANNEXES

ANNEXE I

Surfaces (ha) des principales cultures des sous-bassin de la Charente en 1979 et 1988
(Ansel, 1991)

Tableau I: Surfaces des principales cultures en 1979

SECTEURS	S. TOTAL	S.A.U.	T.LABOUICEREALE	BLE	ORGE	MAIS	TOURNE	FOURR	VIGNES	
00+011	46647	35234	23899	10669	4640	2680	2322	731	22560	156
012+021	46712	33408	27320	15636	6788	4128	3522	907	14762	190
O22	25300	17553	12866	6986	2494	2093	1568	151	9565	145
10	20705	15185	7921	3937	1088	1421	814	124	10254	151
11+12+13	107850	52255	29988	14155	4567	4195	2728	183	34896	715
20	19159	13882	12554	8233	3171	3066	1641	1188	3678	309
21	44763	33753	30230	18667	7227	5725	4547	2589	10483	920
22+231	37386	26669	21505	14141	5313	4804	2911	1344	7945	2078
232	21783	6664	5071	3117	1153	1142	540	170	2607	309
301	16588	10728	7715	4924	1520	1918	1231	195	3003	2056
302	58939	40417	22477	16434	5059	6376	4093	567	7455	14045
31	24481	18528	9544	6518	2304	2358	1198	333	4724	6209
32	43350	32818	18754	11884	5018	3428	2438	1595	7928	10246
40+41	73244	55044	31693	25052	6954	11385	5920	244	10806	17013
42	13266	8593	4865	3525	856	1650	856	197	1701	2812
50+51	89025	65501	40654	30385	8480	13216	7967	560	16292	15733
52	46197	29016	17707	9413	3926	2934	1930	136	15420	2843
60+61	132236	102428	83557	46973	22491	15134	6355	3671	45888	1846
71	27398	21601	14068	7742	3224	2012	2321	290	11273	1222
70+72	35706	31954	19234	10937	5775	3236	1169	925	19055	221
TOTAL	930735	651231	441622	269328	102048	92901	56071	16100	260295	79219

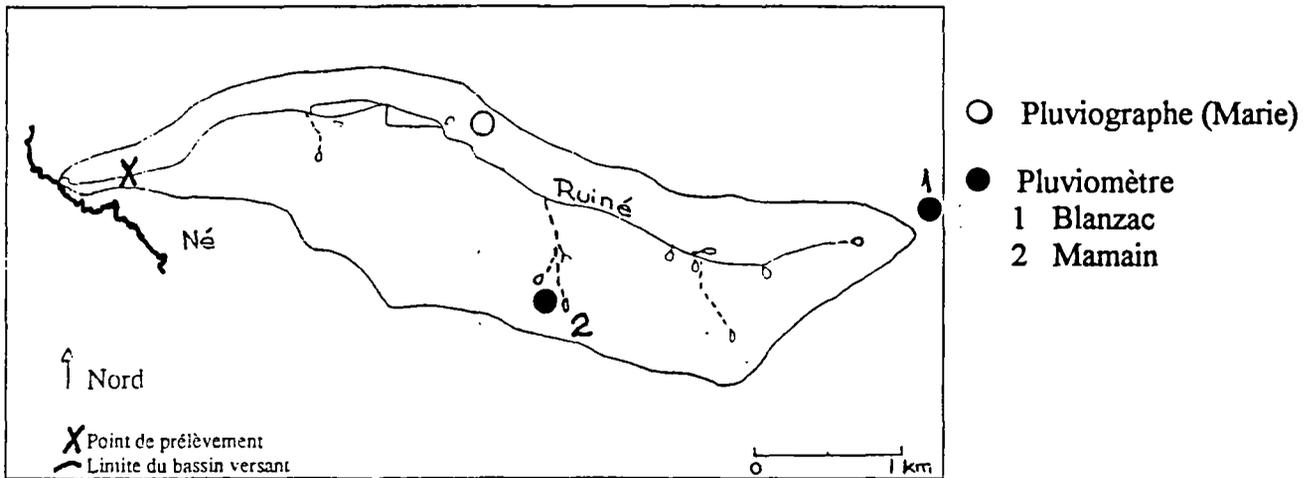
Tableau II: Surfaces des principales cultures en 1988

SECTEURS S.	TOTAL	S.A.U.	T.LABOUR	CEREALE	BLE	ORGE	MAIS	TOURNES	FOURR	VIGNES
00+011	46647	34022	24055	8539	4930	1115	1481	3668	20063	75
012+021	46712	34412	28787	13491	7981	2071	2782	5876	12095	113
O22	25300	16457	11786	5682	2210	1141	1685	1658	8239	89
10	20705	15173	8114	3312	1212	881	783	629	10437	101
11+12+13	107850	51203	28307	12380	4159	3081	3058	1856	34315	454
20	19159	13667	12770	7422	3395	2256	1514	2477	2311	197
21	44763	33283	30984	17716	8364	4463	4183	5853	5969	584
22+231	37386	26517	23234	13884	5679	3555	3944	4005	4470	1489
232	21783	6080	4801	2572	992	536	885	858	1802	207
301	16588	10822	8204	4064	1610	1158	924	1609	2190	1892
302	58939	39636	23877	15016	4775	3985	5456	4420	4458	13209
31	24481	18182	10748	5044	2331	1392	844	2328	2656	5827
32	43350	32653	21051	11698	5427	2518	3148	4948	4289	9006
40+41	73244	54374	33509	20929	6174	5365	6709	8013	7255	16150
42	13266	8615	5096	3087	763	1222	962	1230	1280	2586
50+51	89025	65292	45589	26867	7916	6894	11512	11267	10613	13540
52	46197	28179	19096	9724	4644	1719	3043	3371	11305	2163
60+61	132236	101457	88567	45823	27609	7662	9392	14175	28402	1194
71	27398	20546	14780	7998	3275	1063	3409	3093	7679	562
70+72	35706	31954	19234	10937	5775	3236	1169	925	19055	221
TOTAL	930735	642524	462589	246185	109221	55313	66883	82259	198883	69659

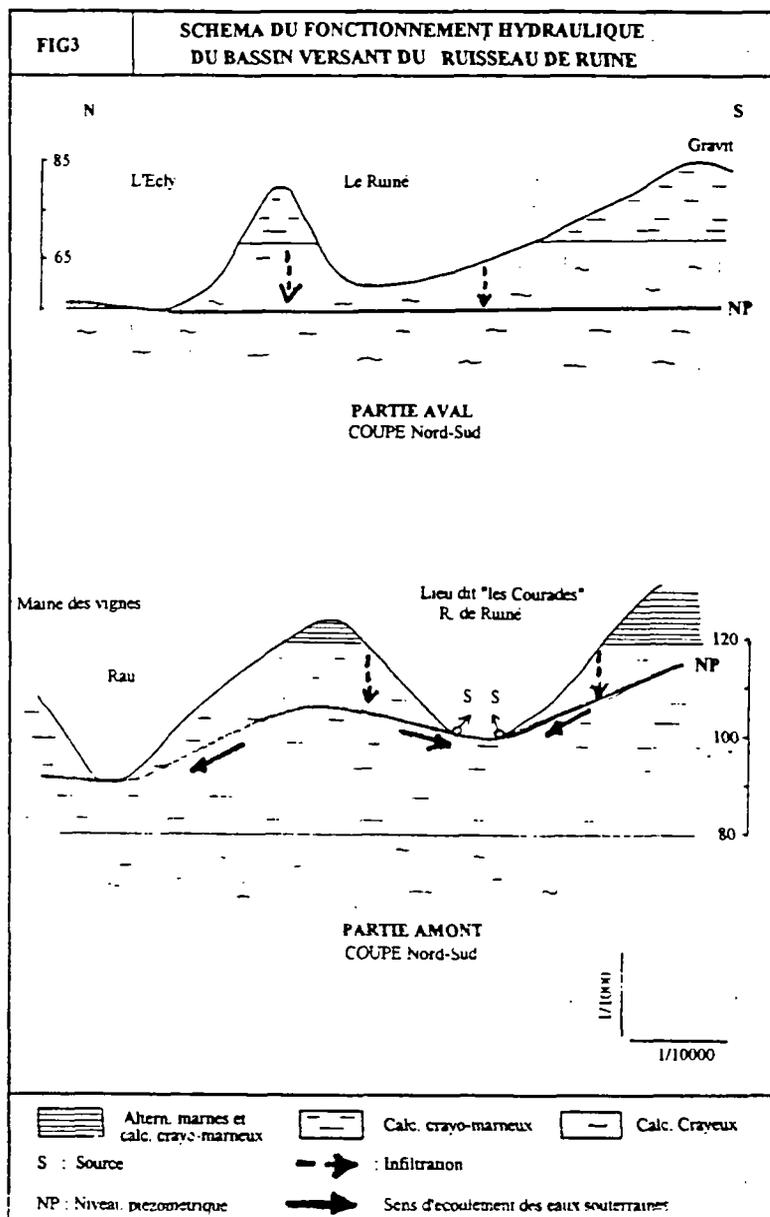
ANNEXE II

Localisation des stations de mesure de pluie sur le bassin du Ruiné.
Hydrogéologie du bassin versant. Reconnaissance préliminaire.

Localisation des stations de mesure de pluie sur le bassin versant du Ruiné

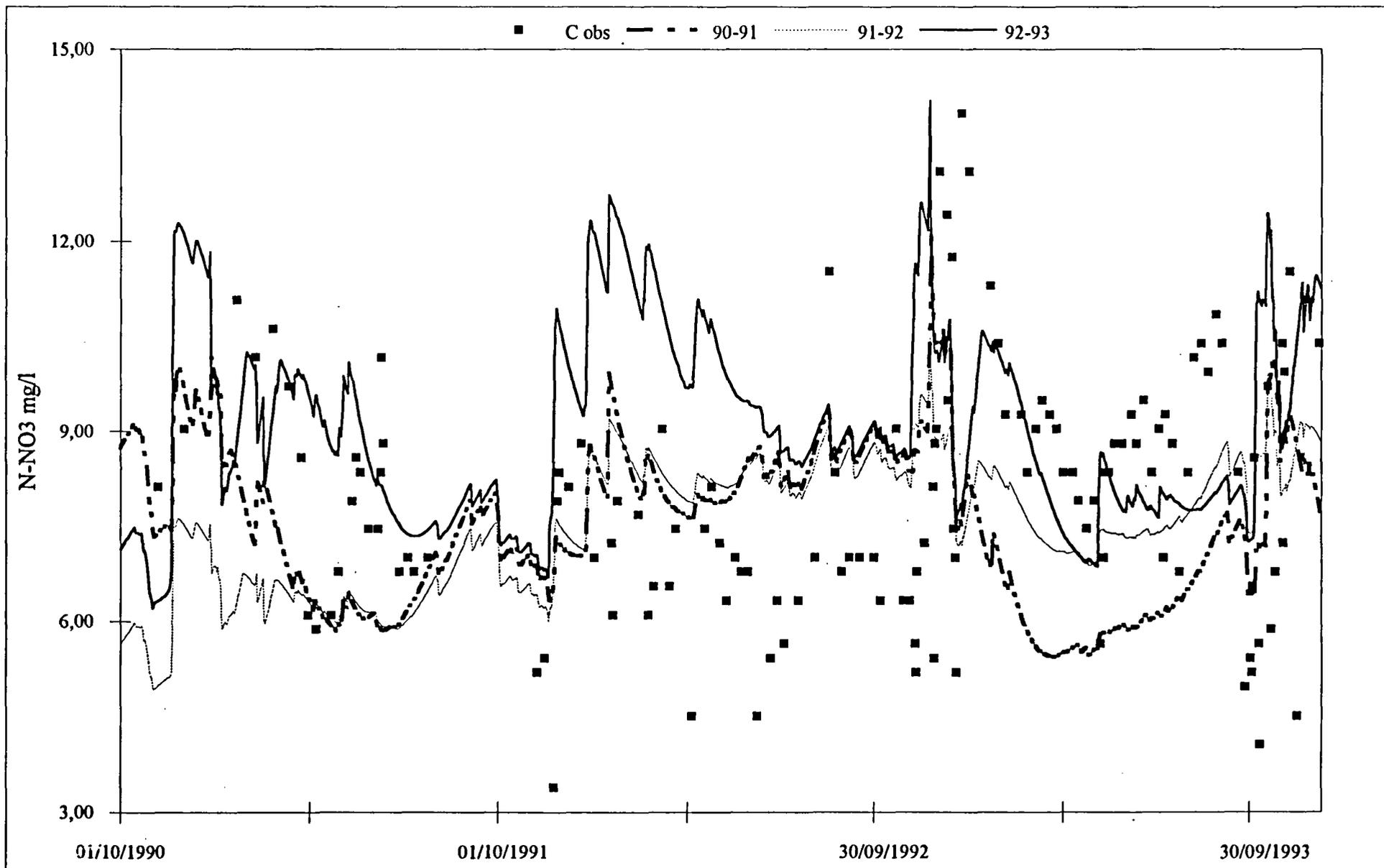


Hydrogéologie du bassin versant du Ruiné. Reconnaissance préliminaire.



ANNEXE III

Variation de la concentration en nitrates calculée en utilisant les paramètres de calage de chacune des trois périodes étudiées.

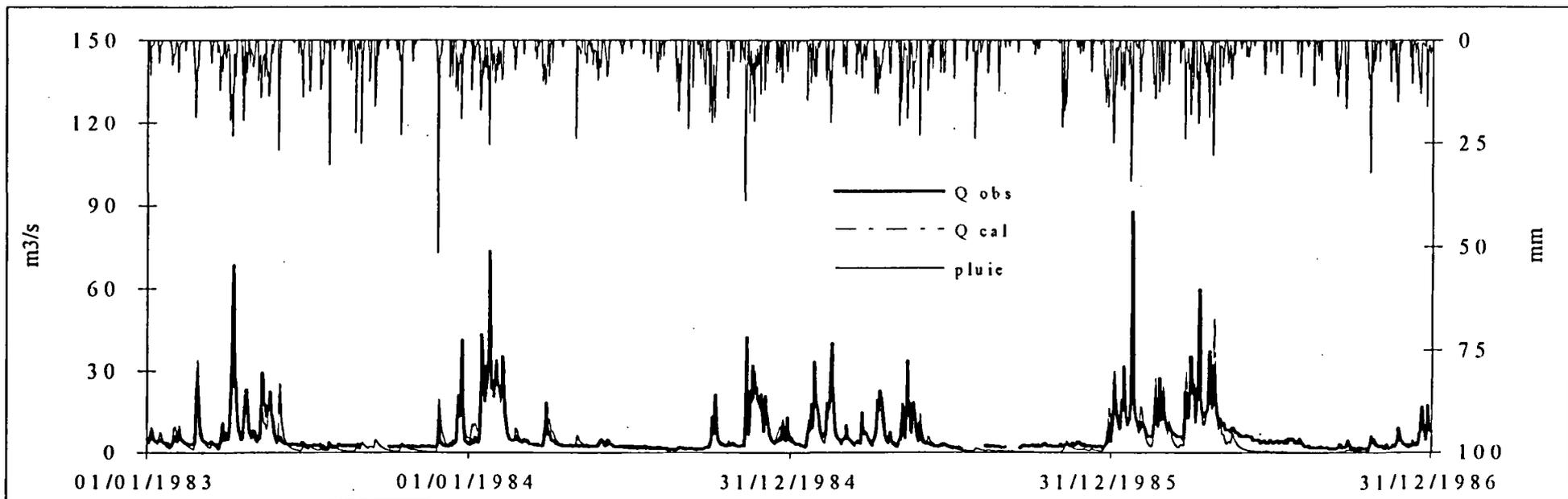
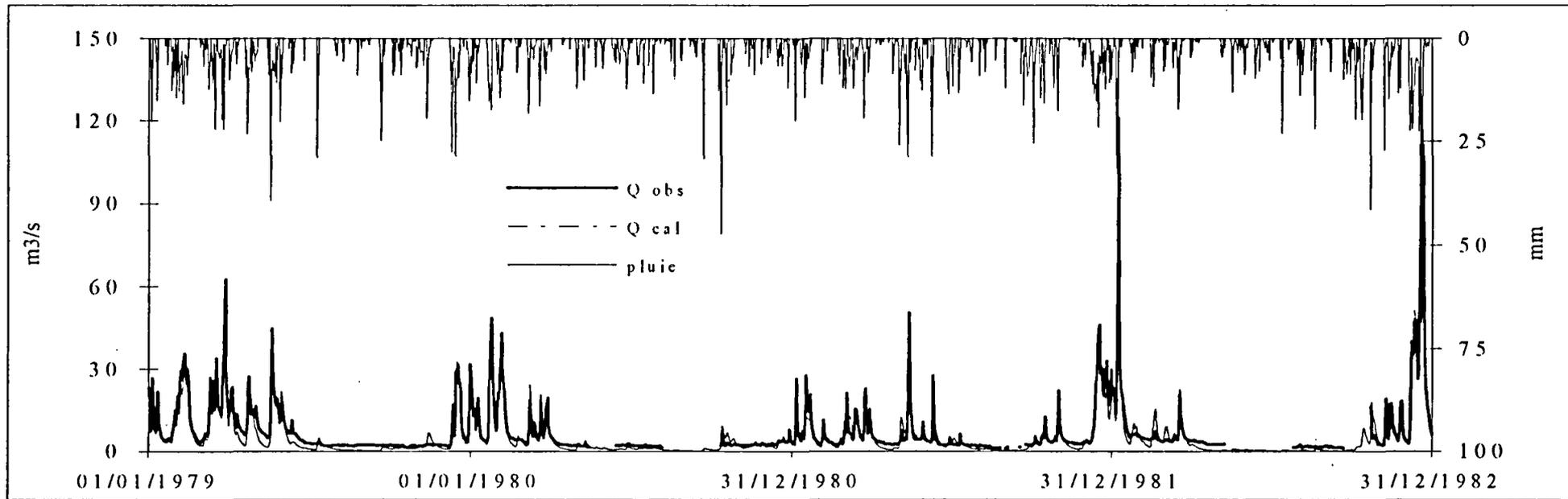


Simulation de la concentration avec les jeu des paramètres des trois périodes

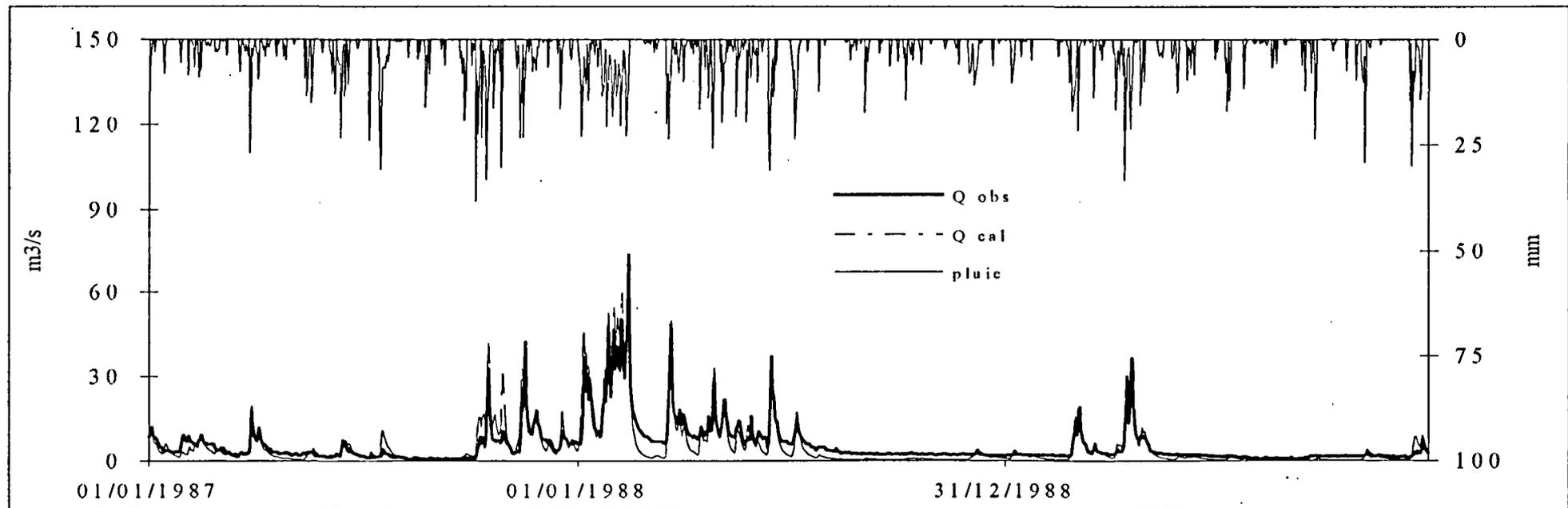
ANNEXE IV

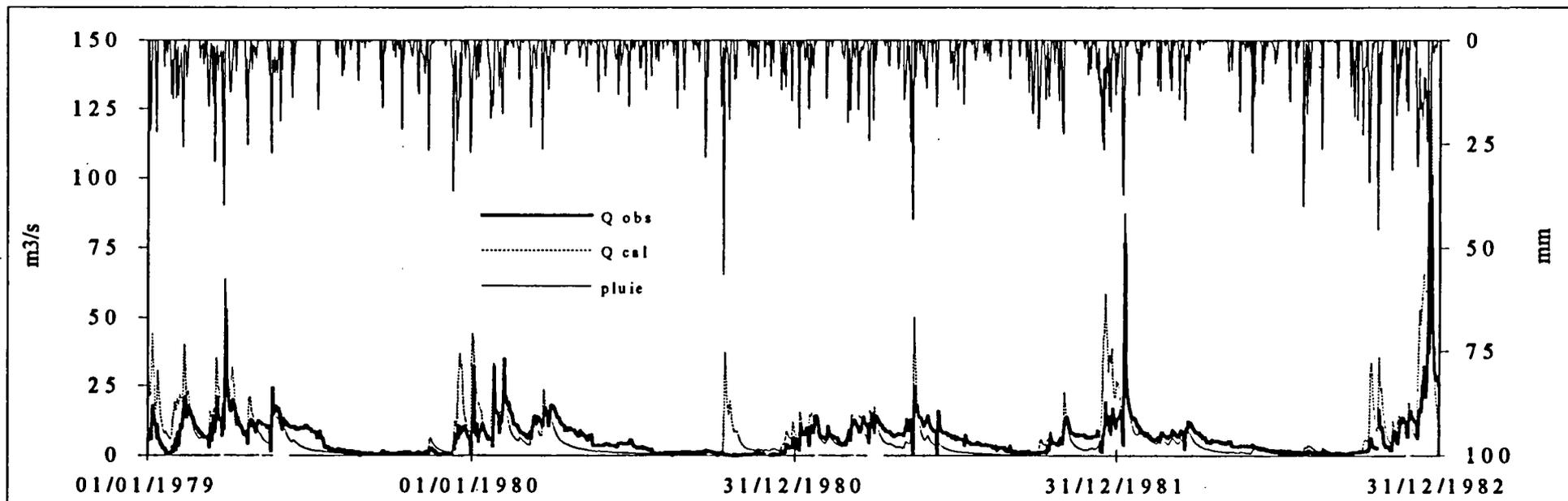
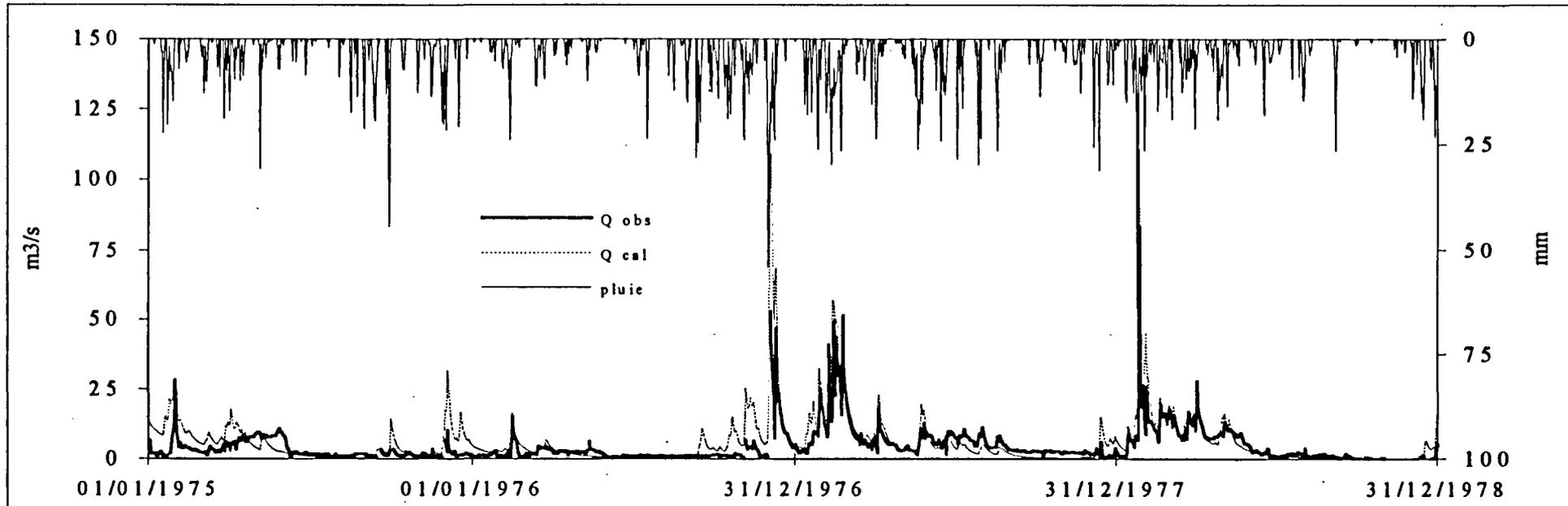
Résultats du modèle hydrologique : hydrogrammes

- Bassin Charente - Amont
- Bassin de l'Argenton
- Bassin de la Bonnieure
- Bassin de la Boutonne
- Bassin de la Seugne
- Bassin de l'Antenne
- Bassin du Né
- Bassin de la Touvre

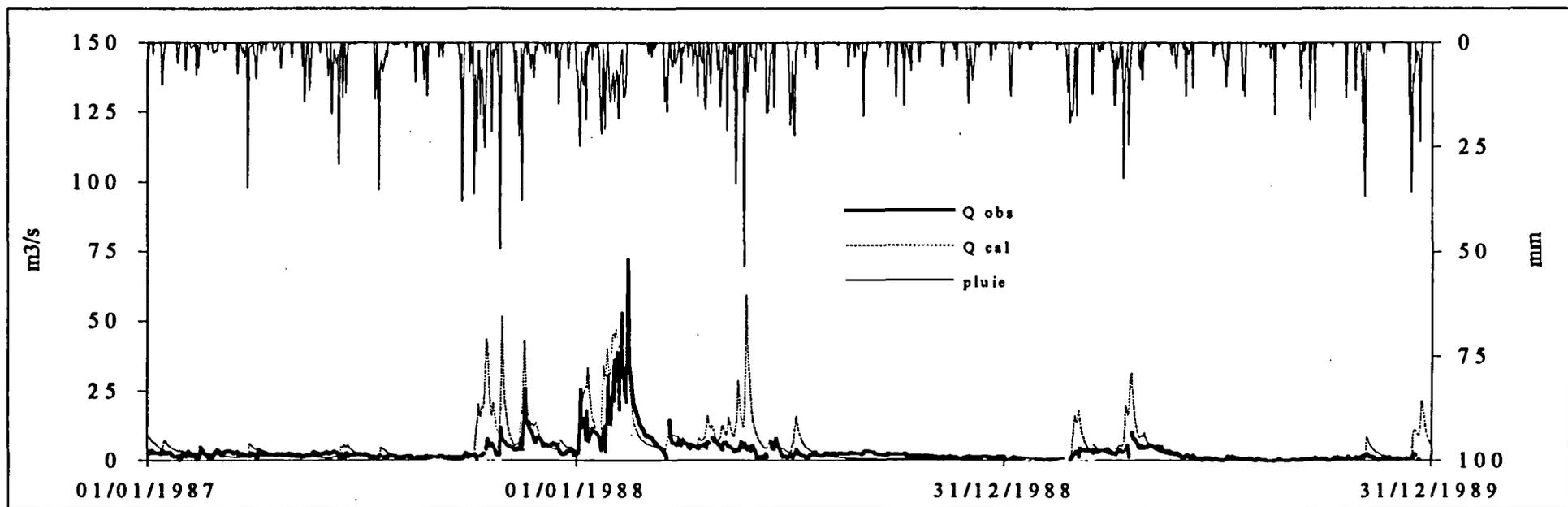
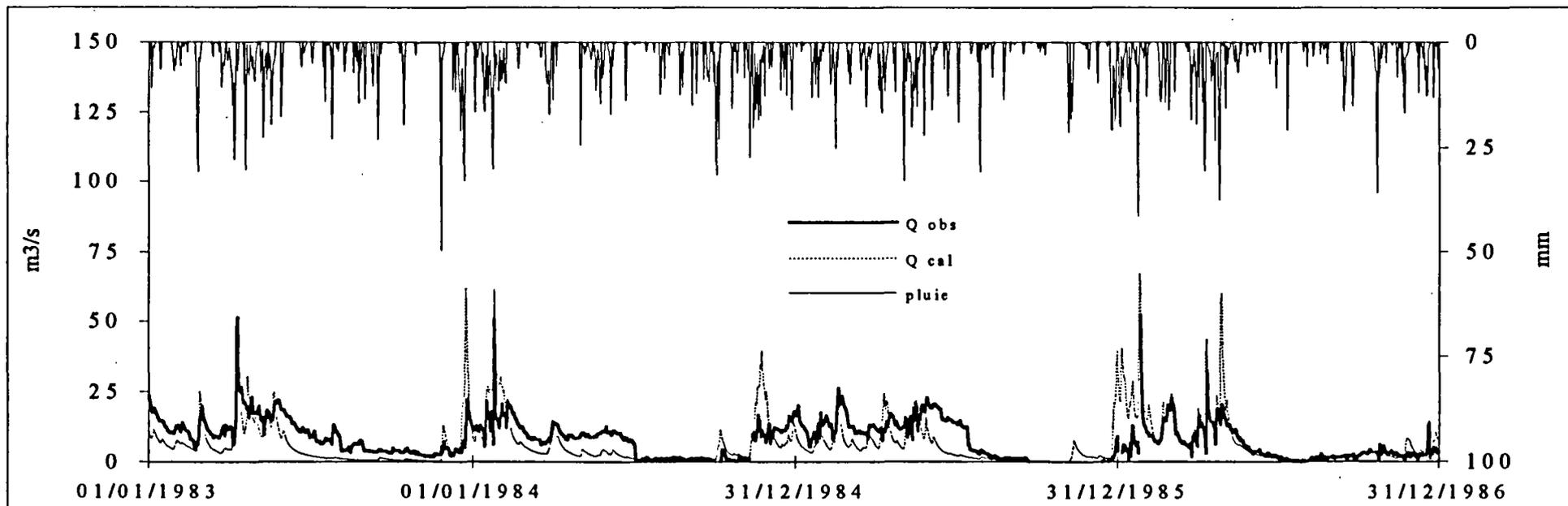


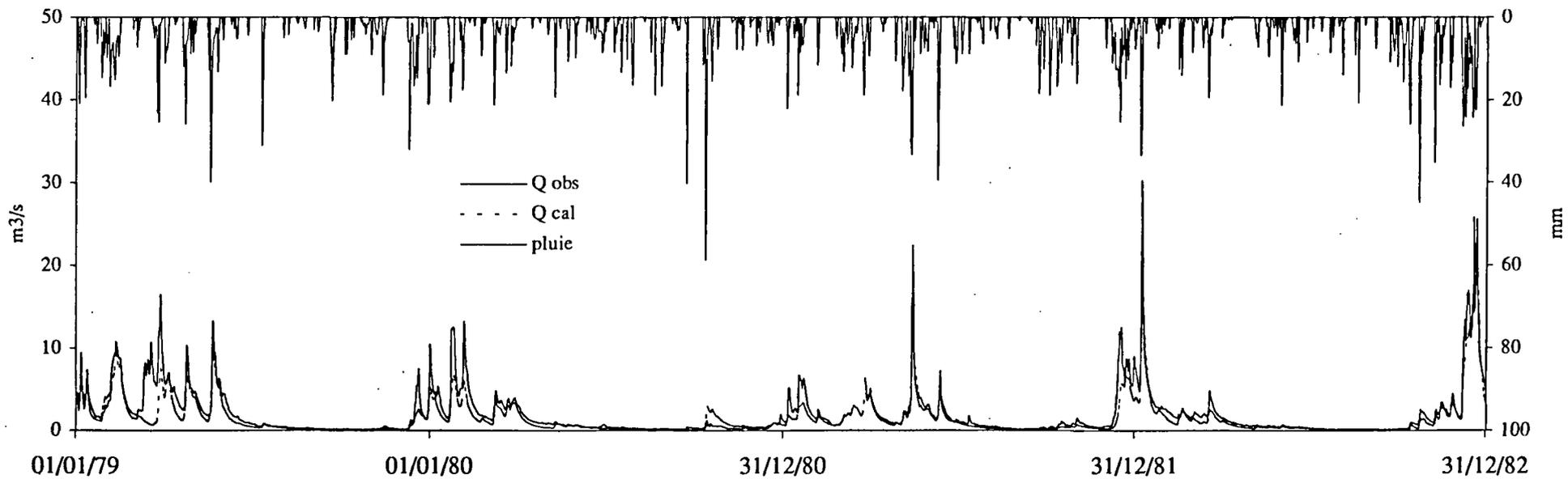
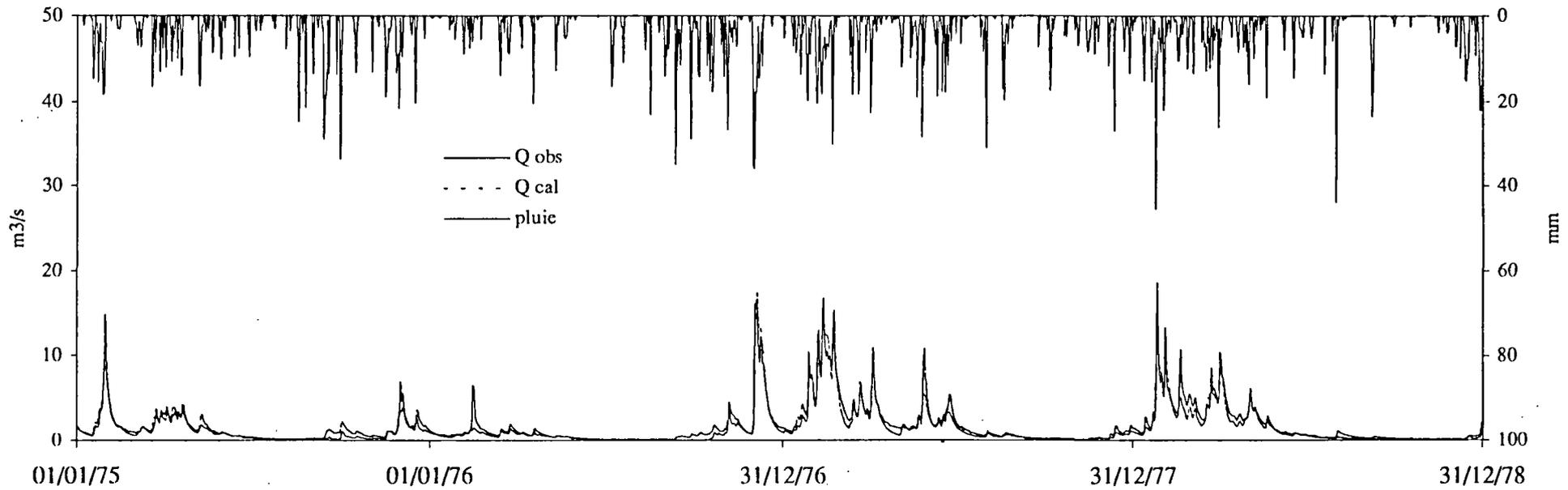
Bassin Charente -Amont



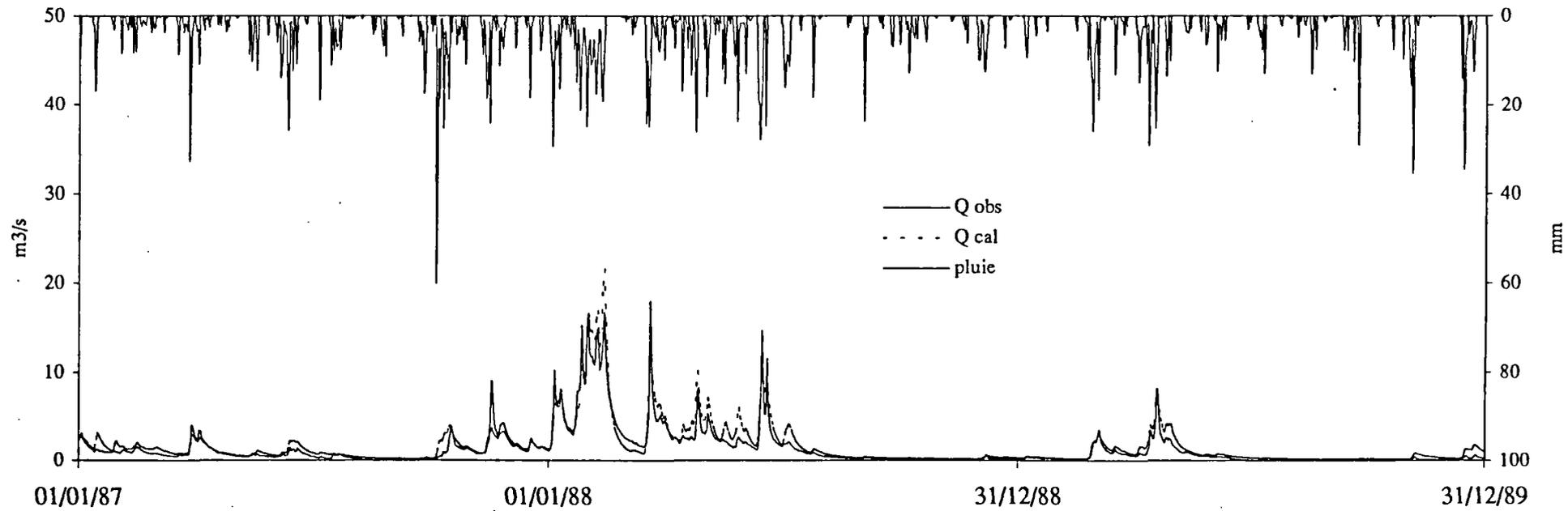
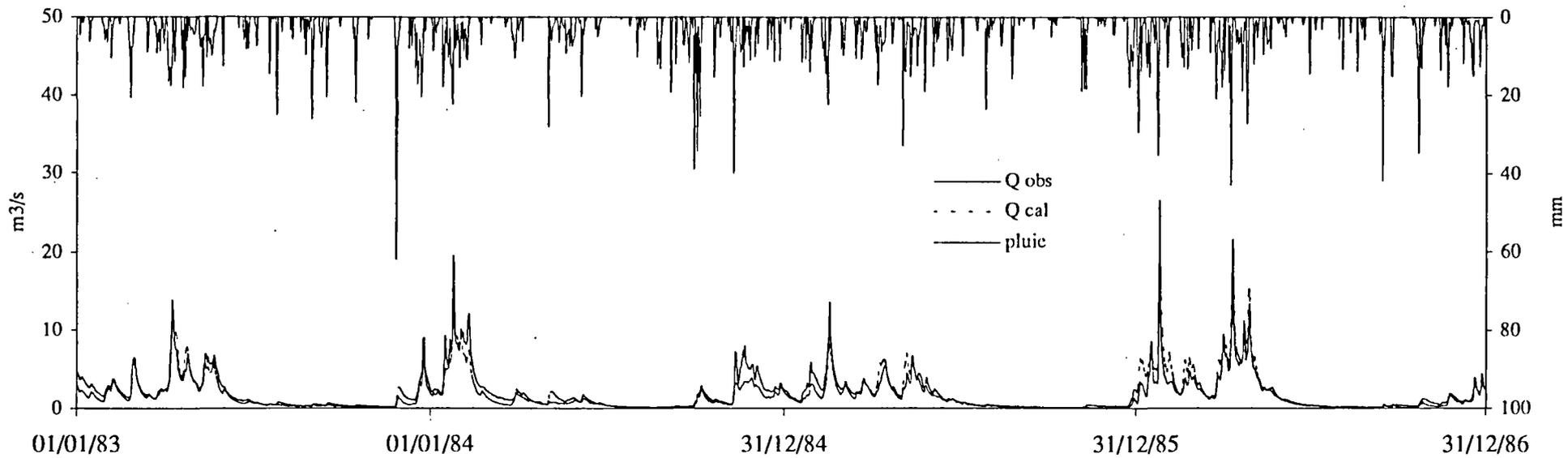


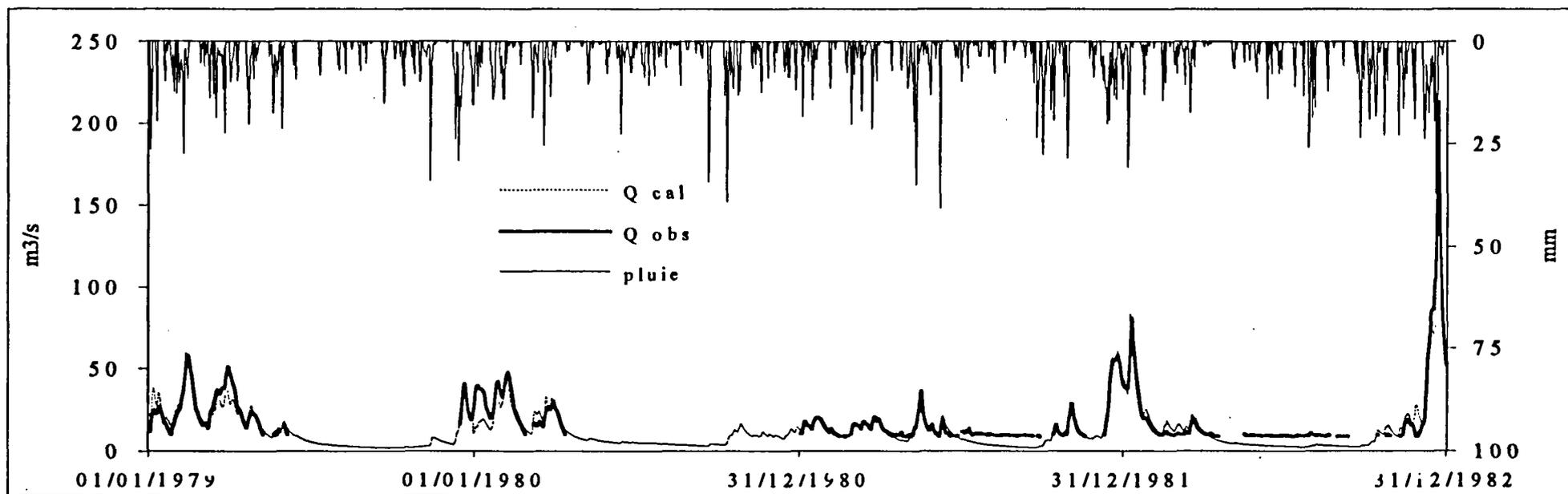
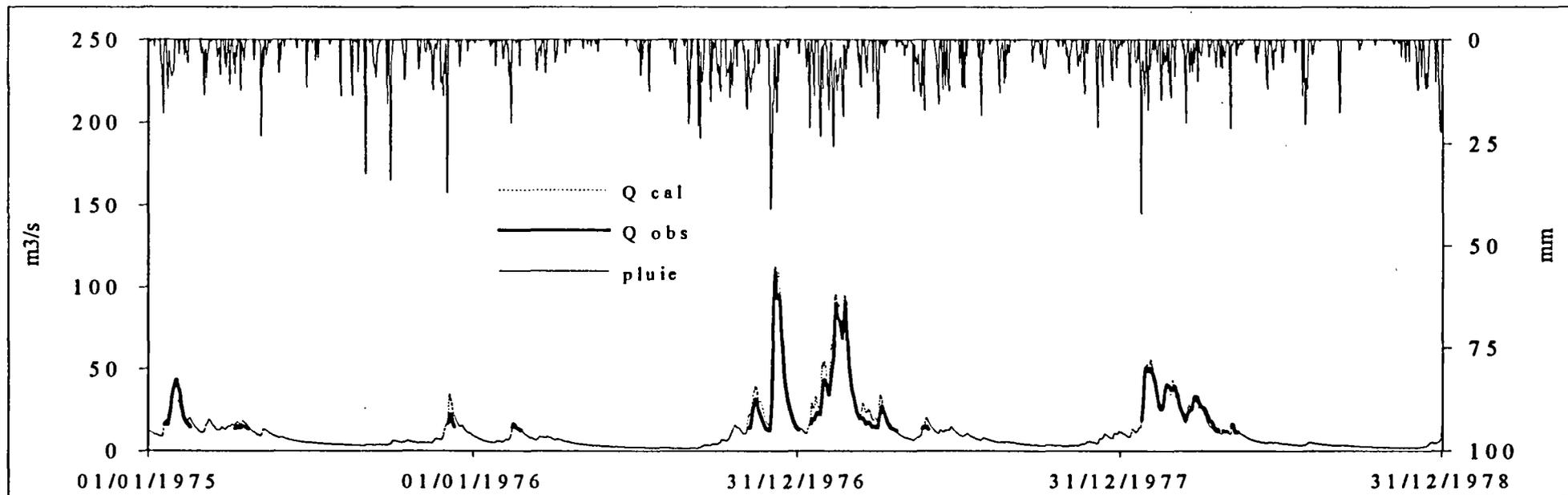
Bassin de l'Argentor



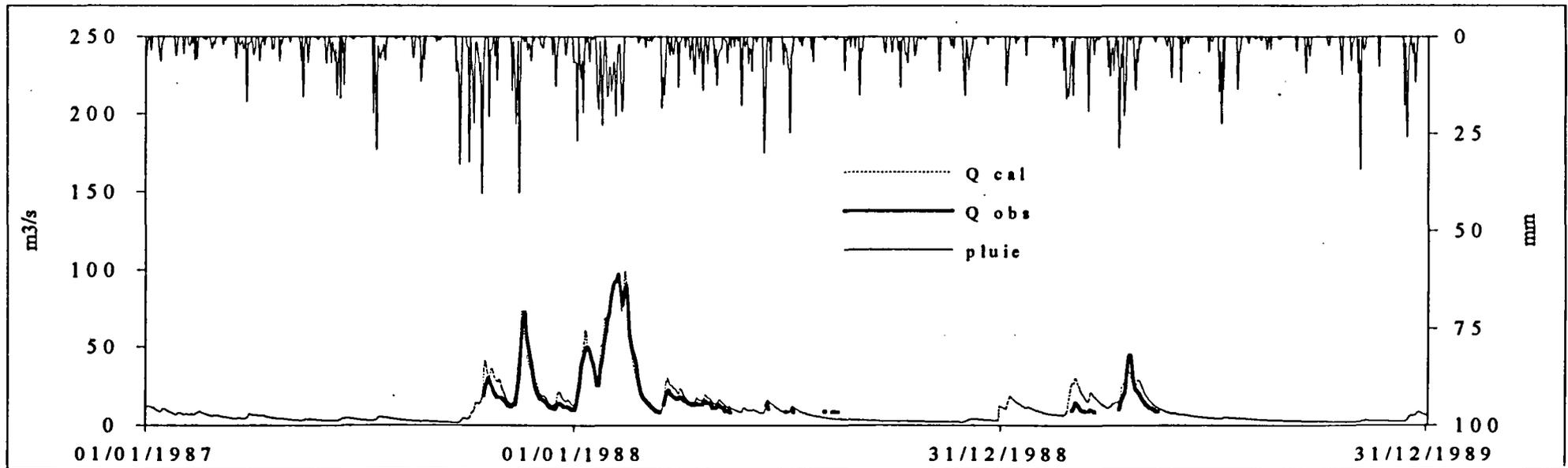
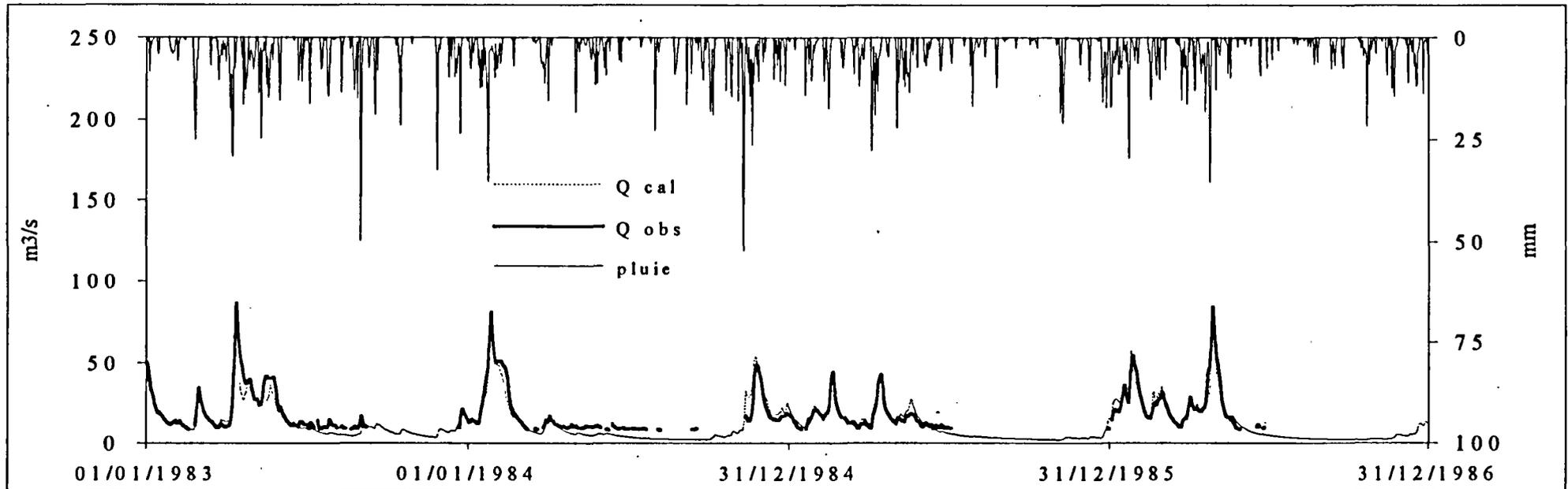


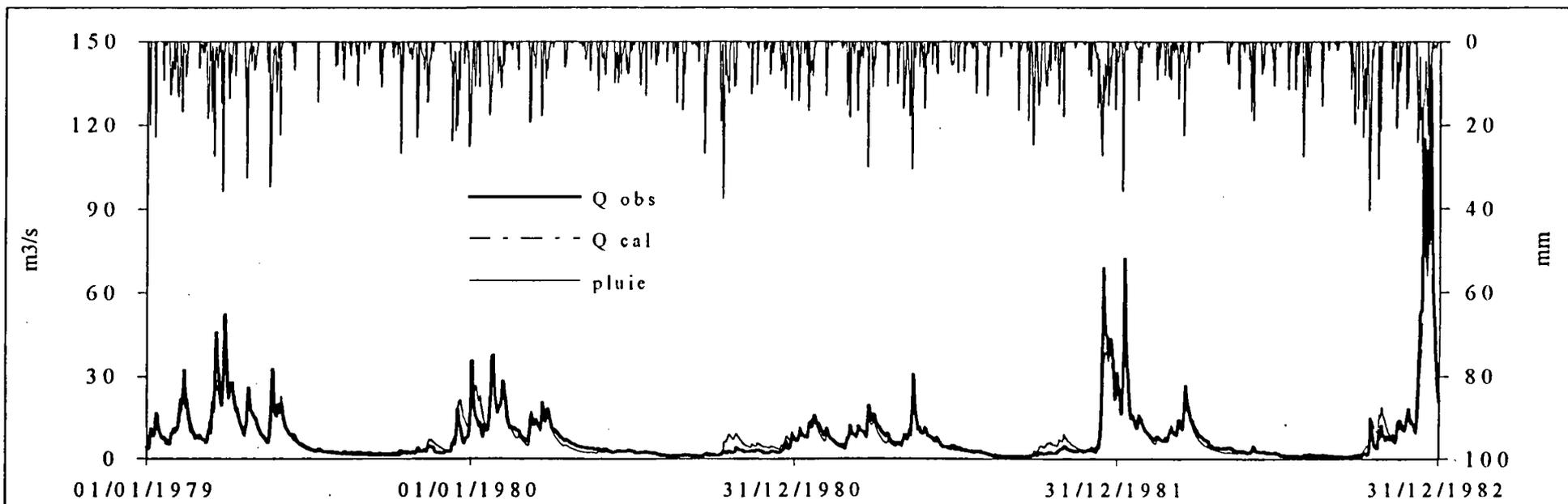
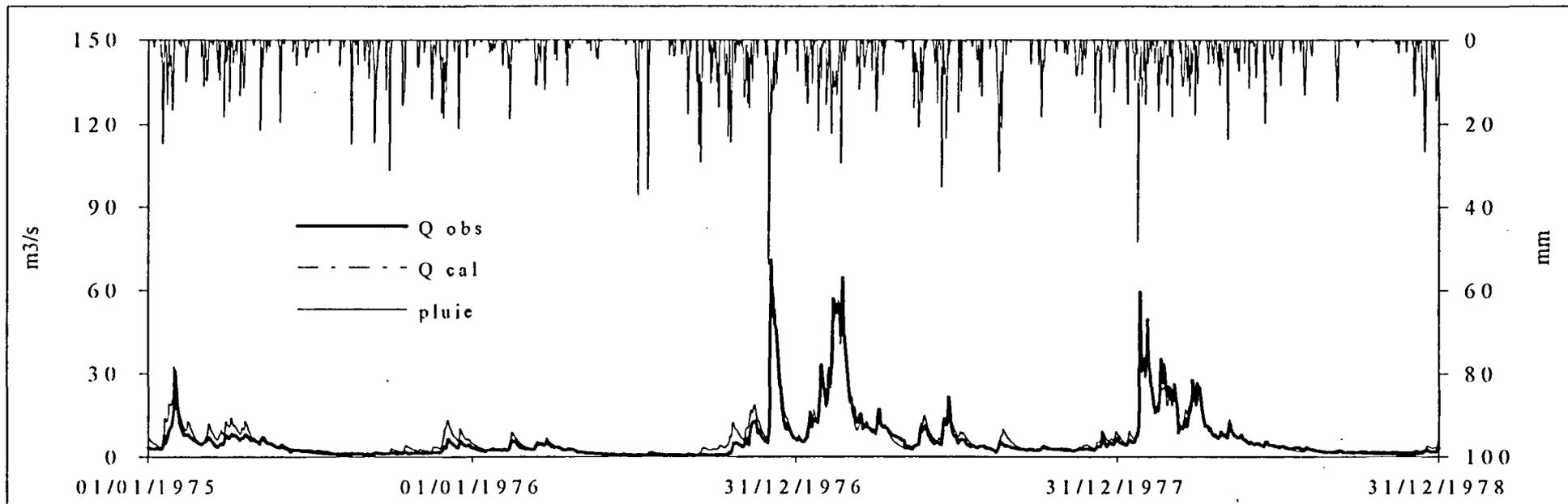
Bassin de la Bonnieure



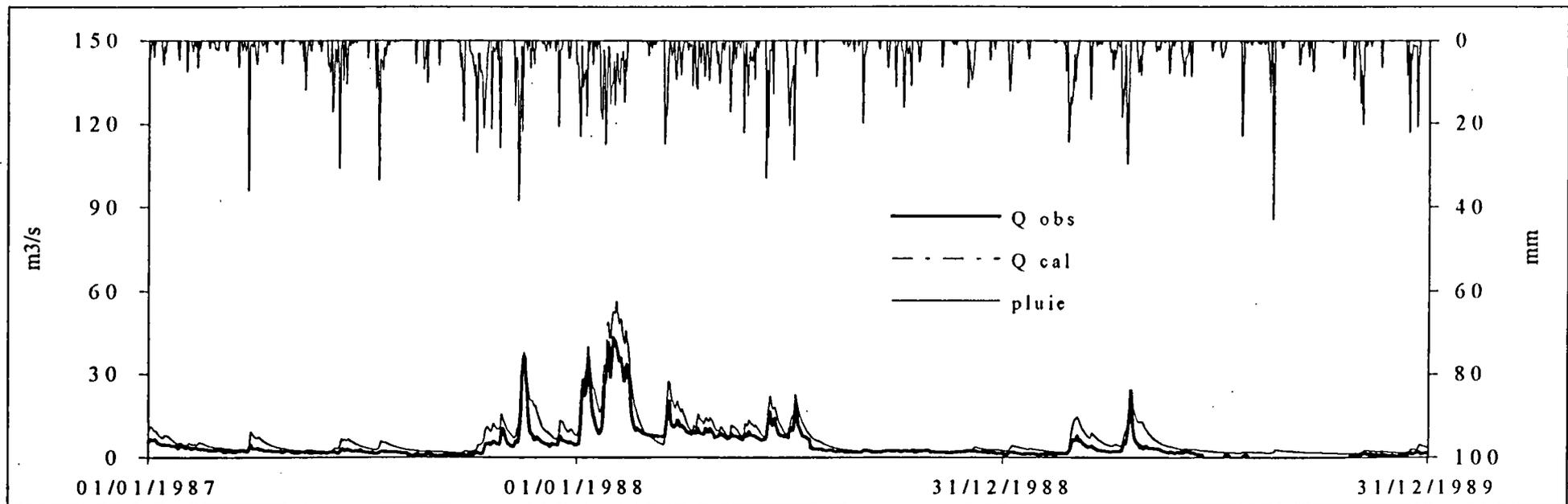
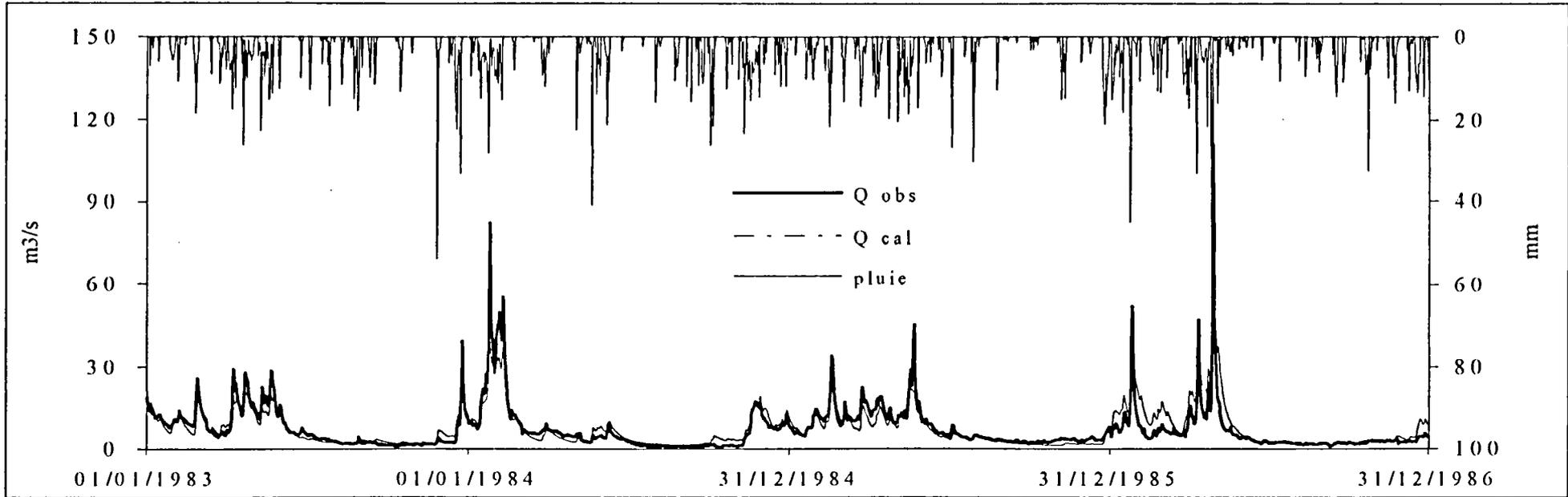


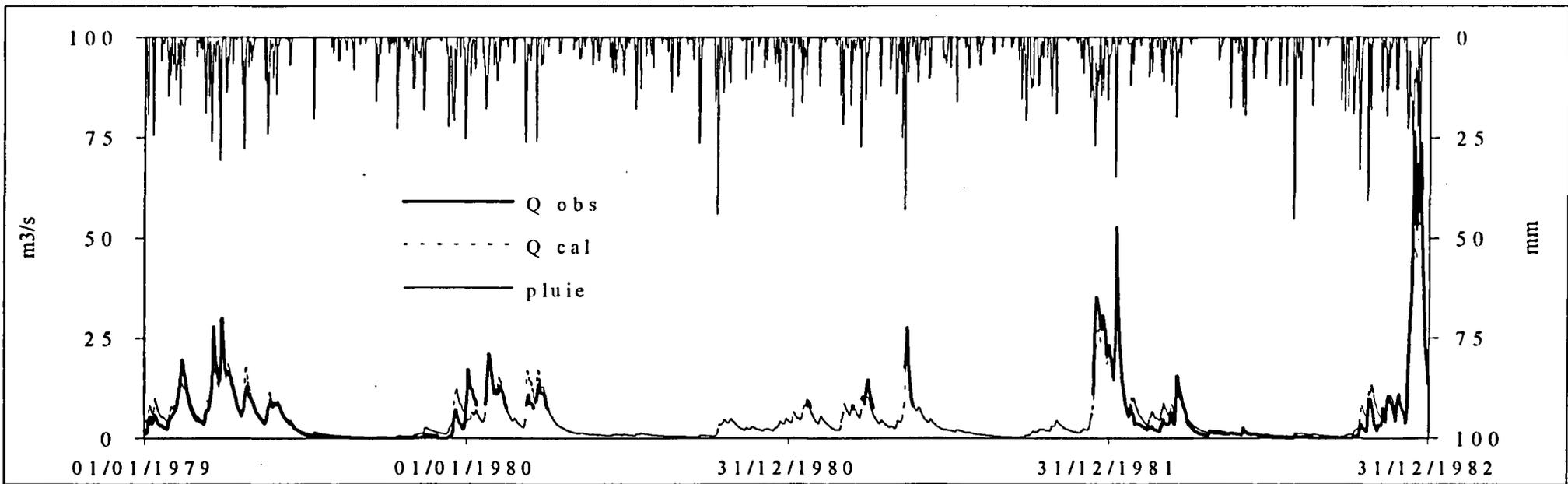
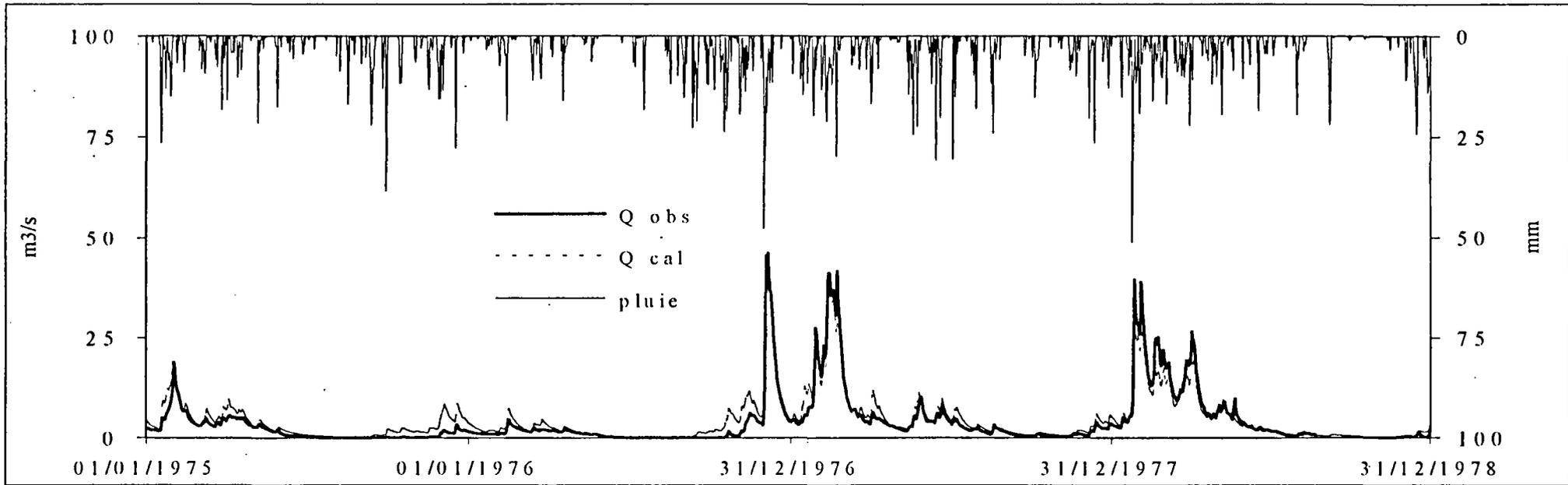
Bassin de la Boutonne - Torxe



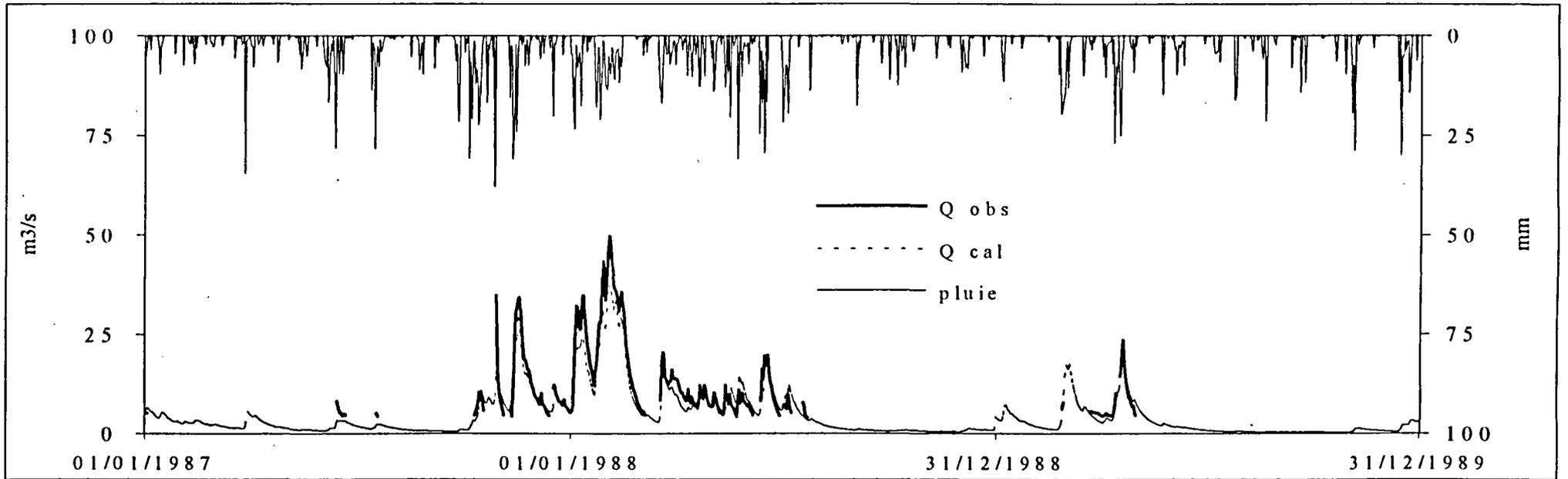
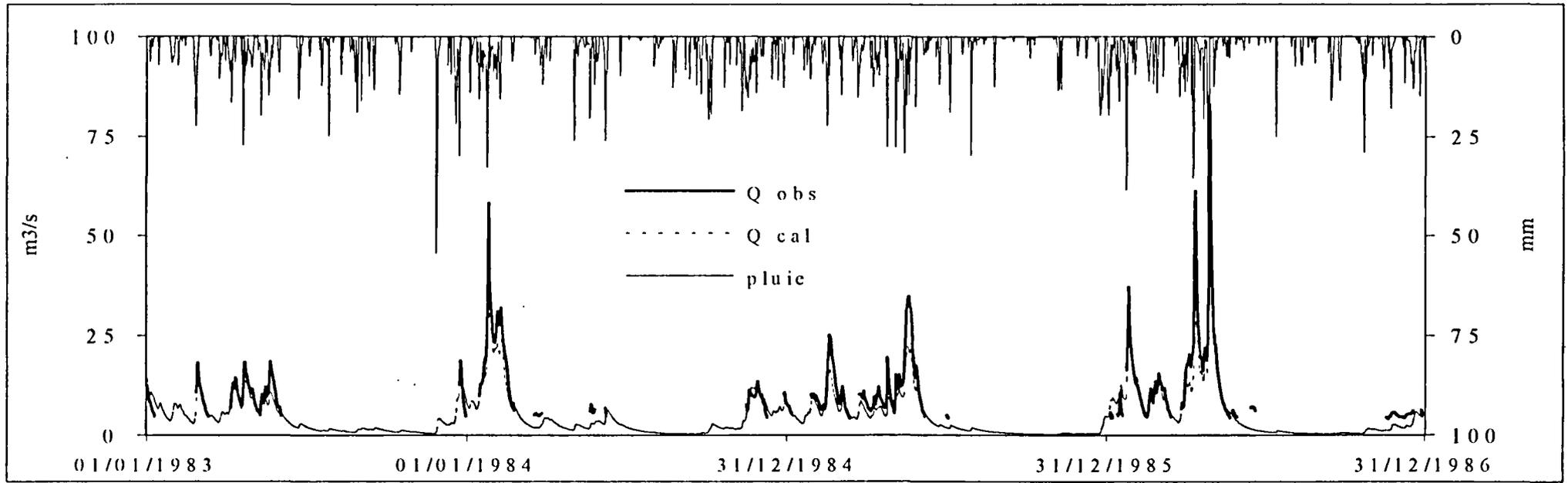


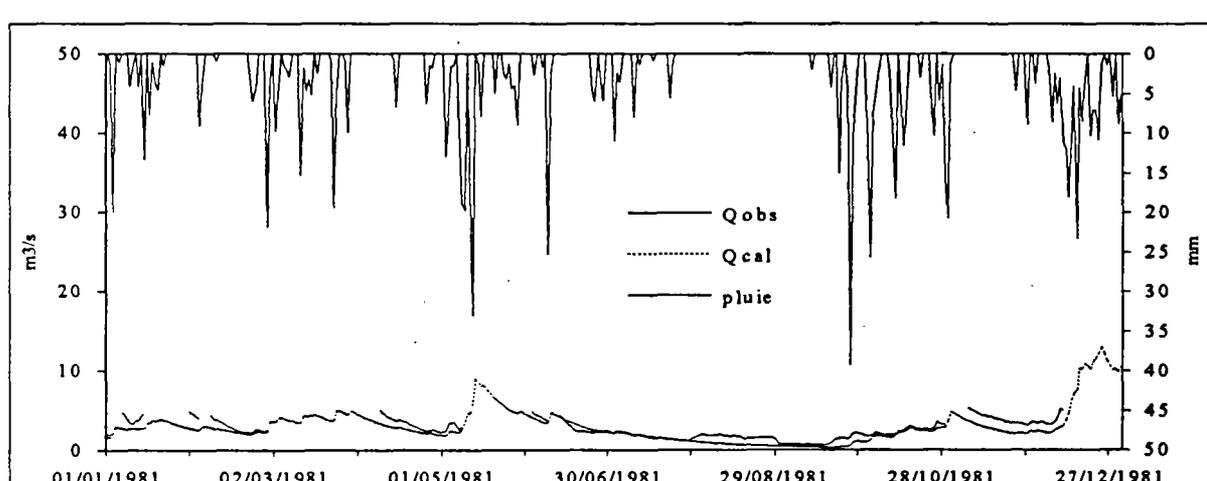
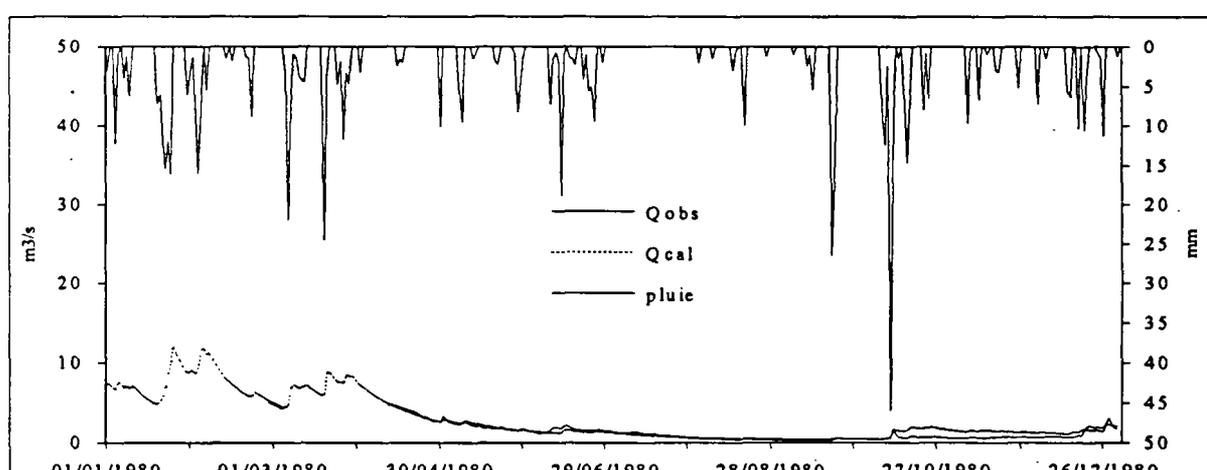
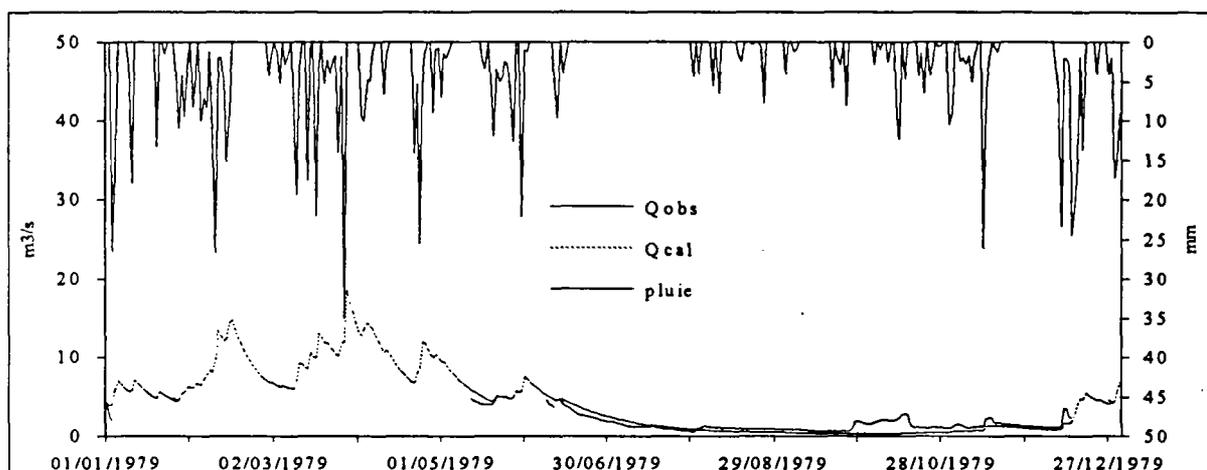
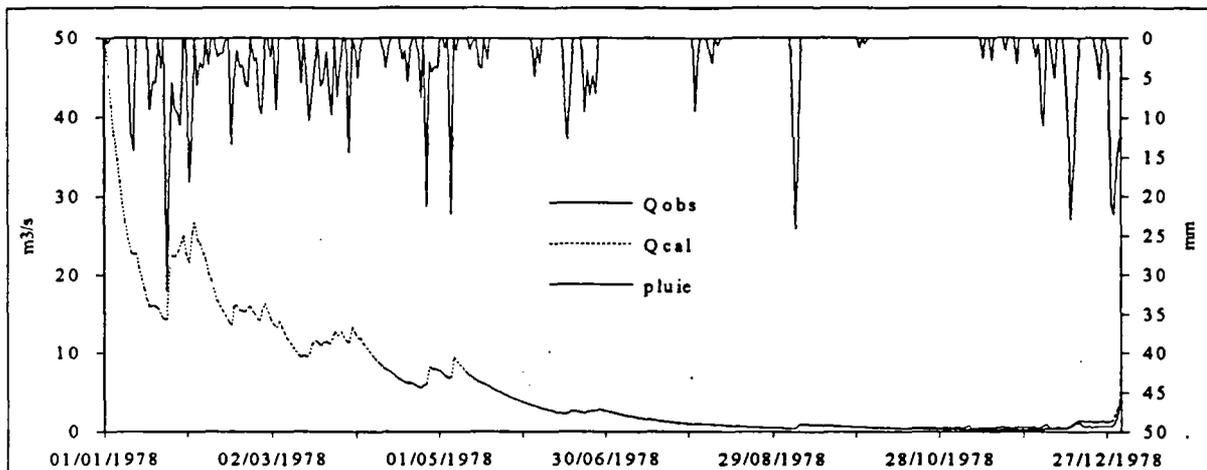
Bassin de la Seugne

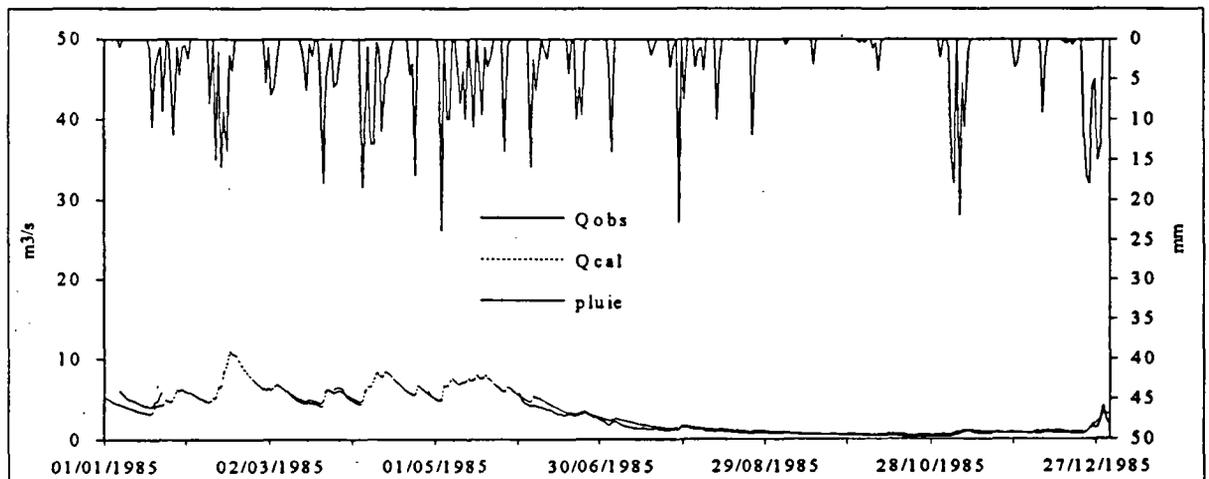
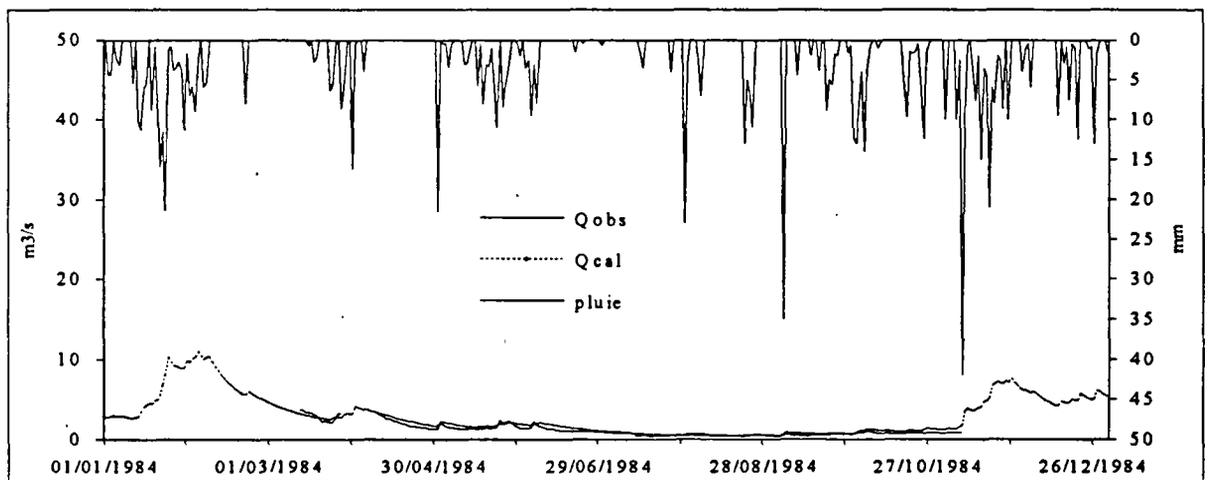
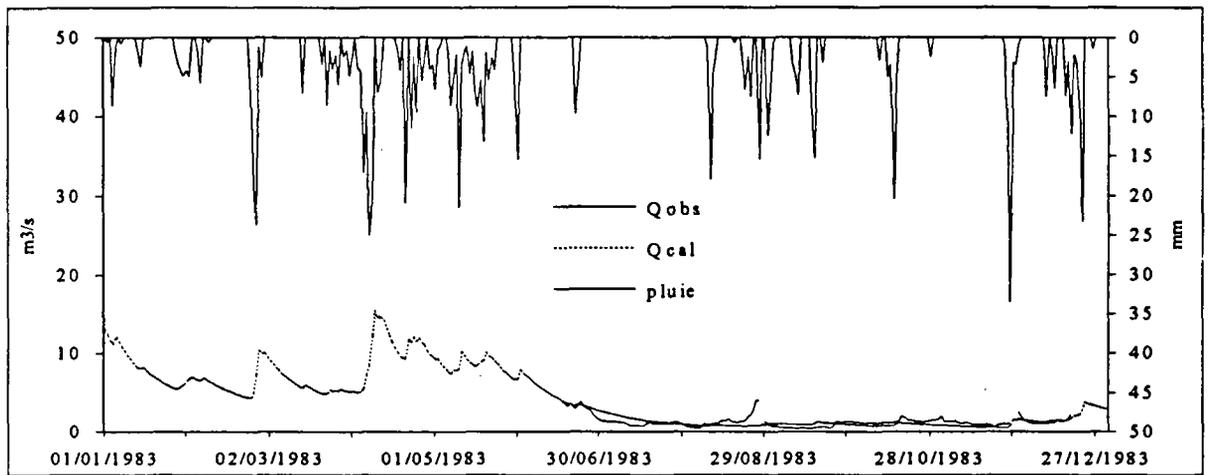
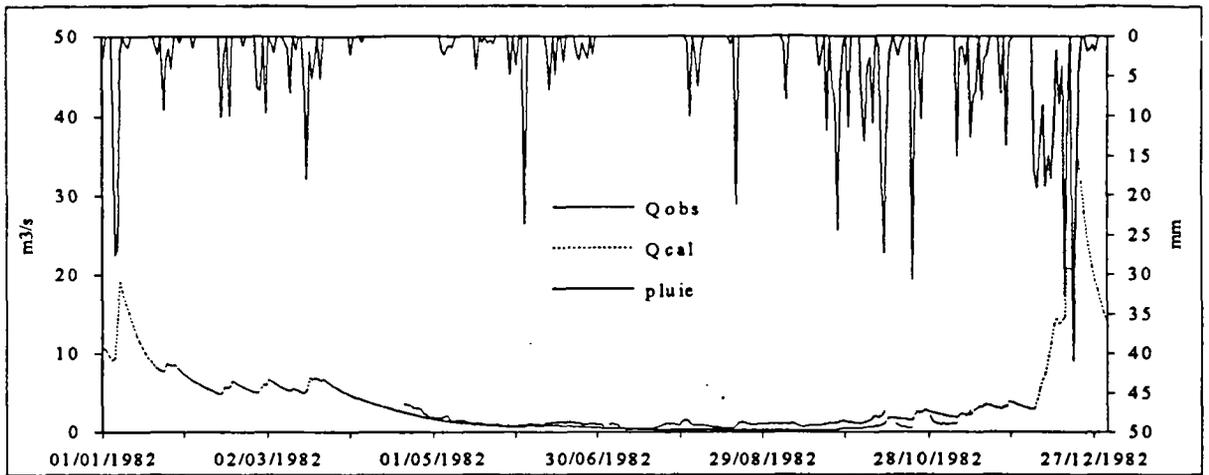


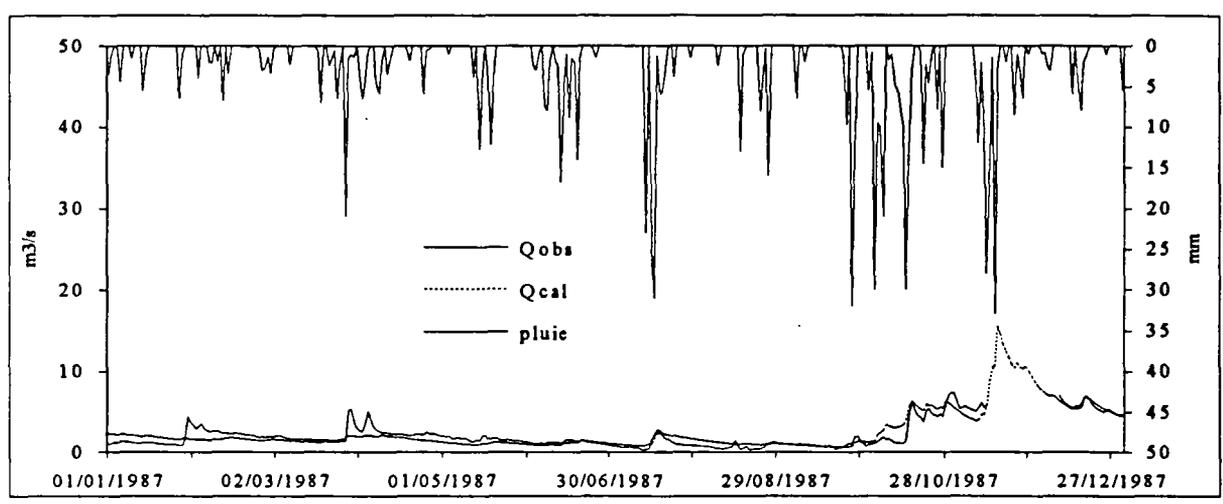
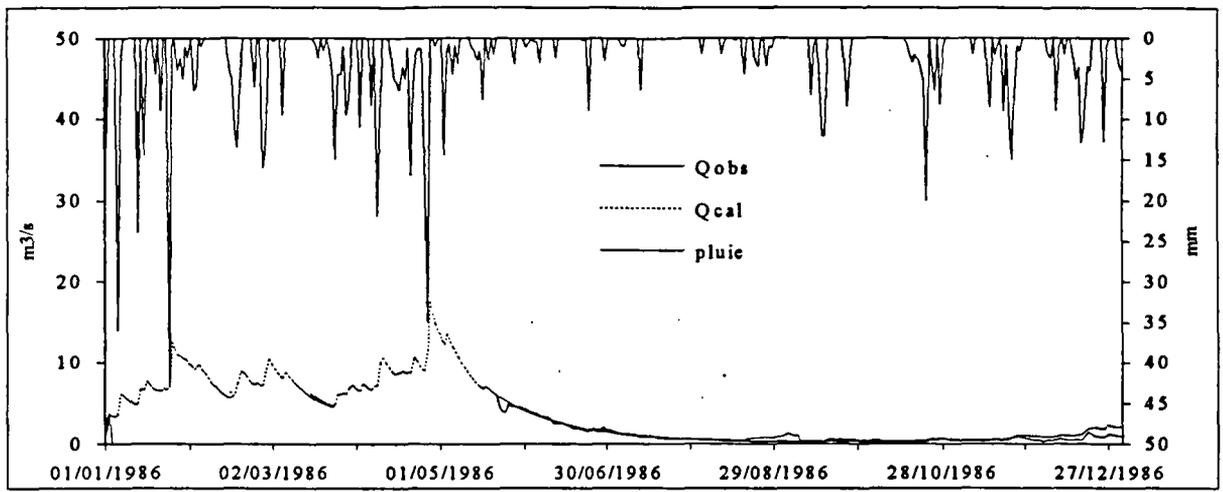


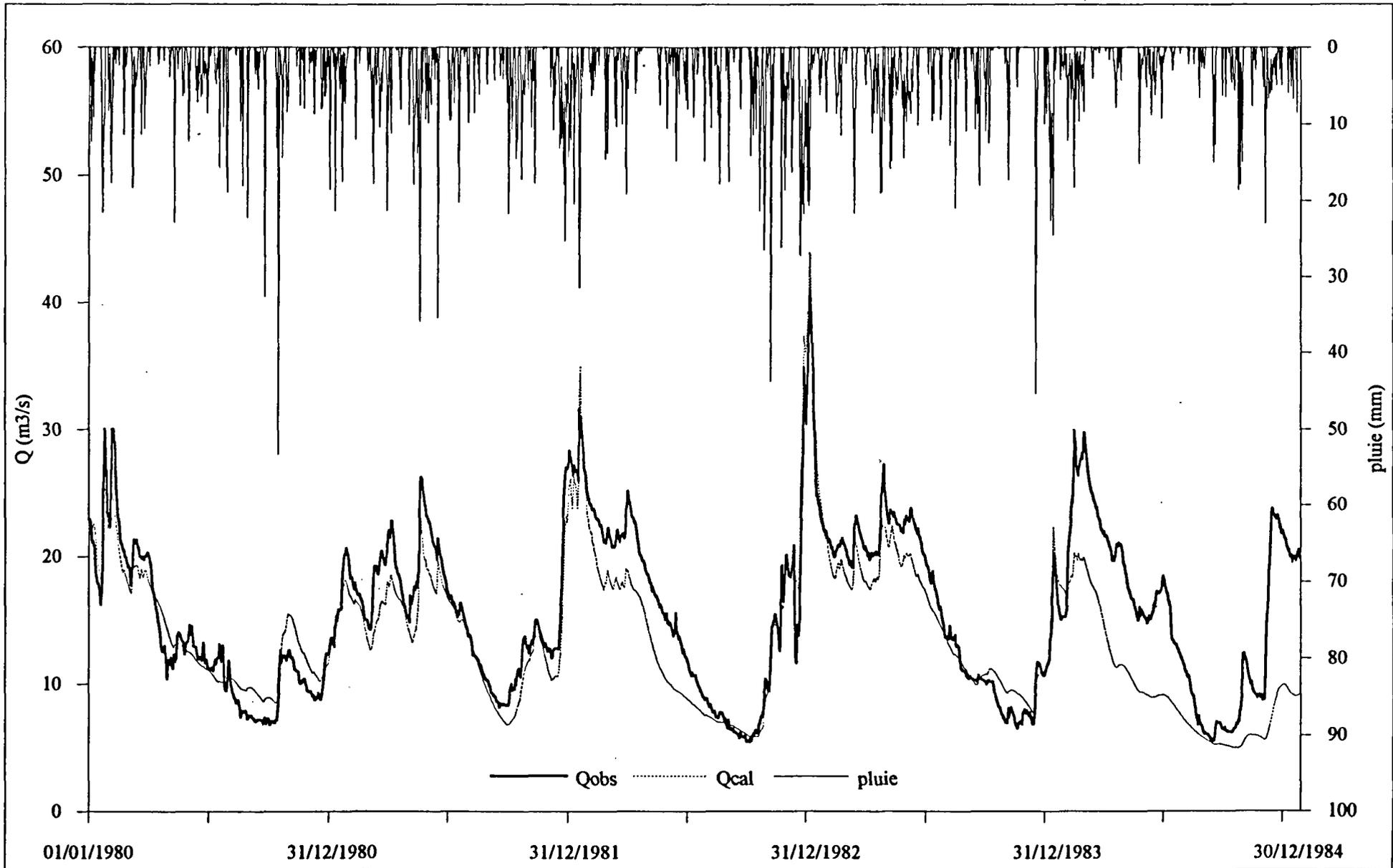
Rassin du Né



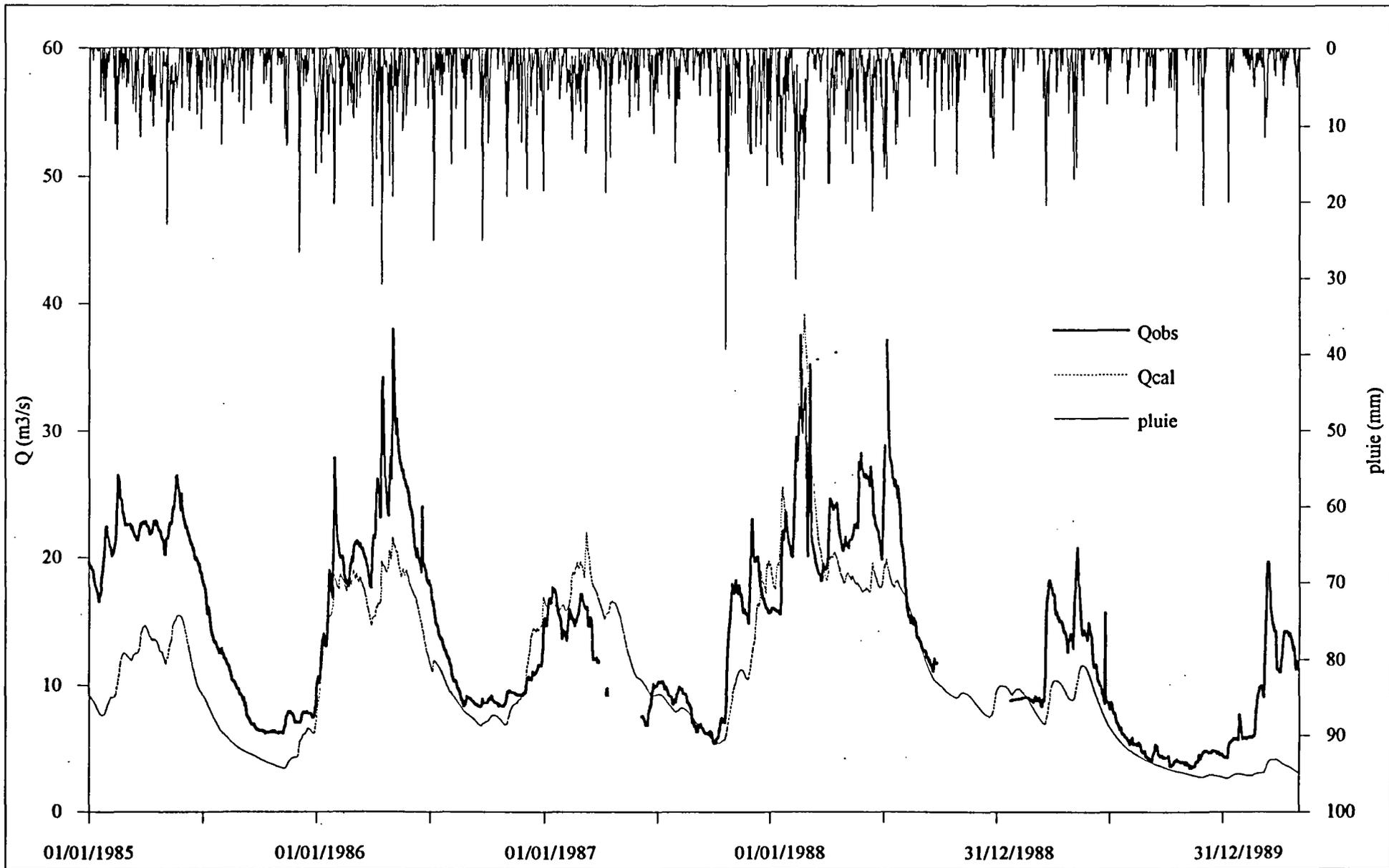








Bassin de la Touvre



Bassin de la Touvre

ANNEXE V

Annexe V.1

Résultats préliminaires du modèle nitrates (Ma, 1991)

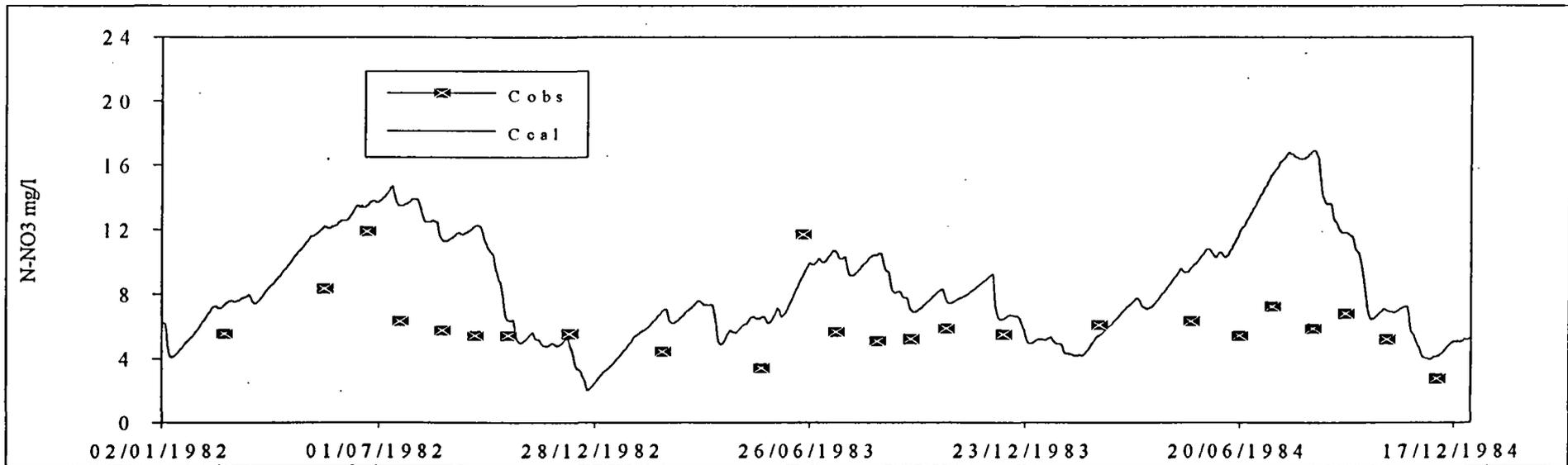
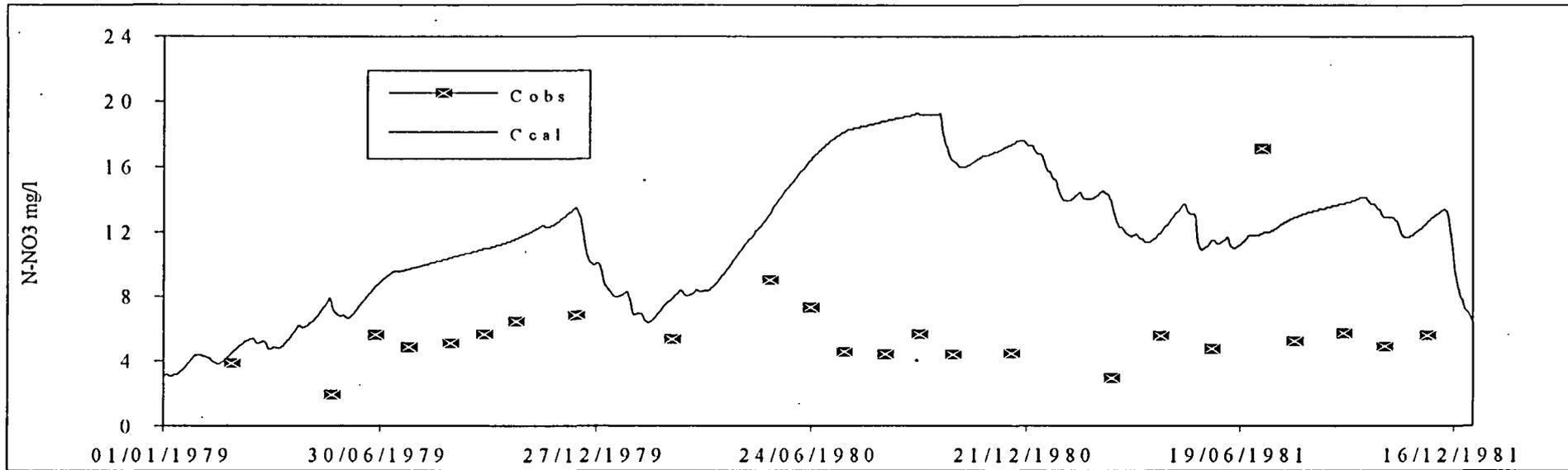
- Bassin Charente - Amont
- Bassin de la Bonnieure
- Bassin de la Boutonne
- Bassin de la Seugne
- Bassin du Né

Annexe V.2

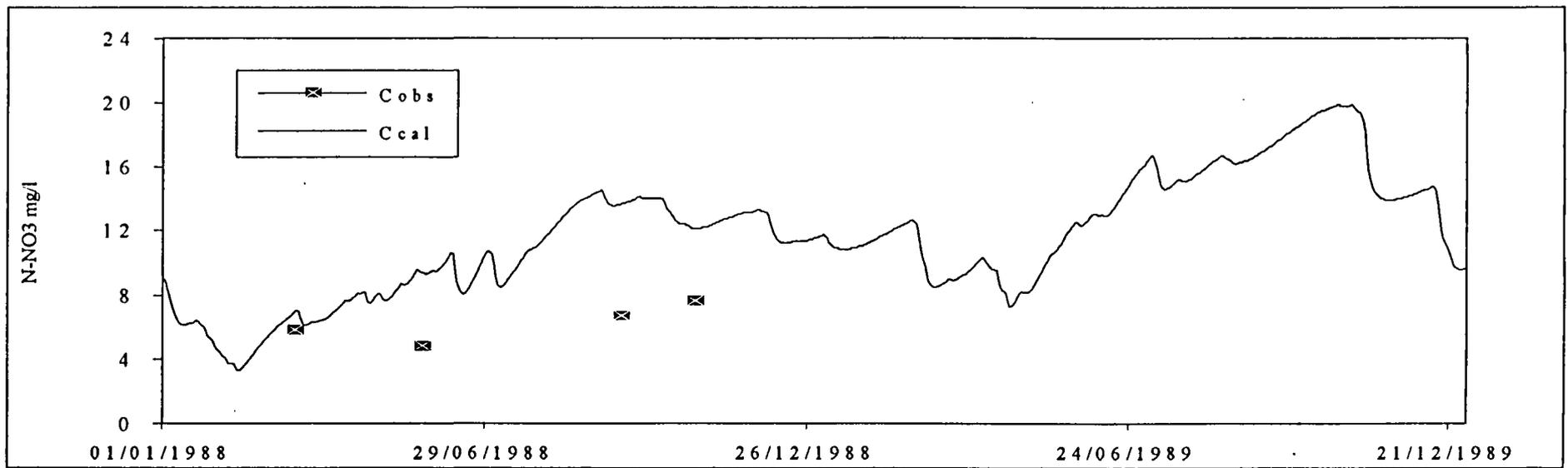
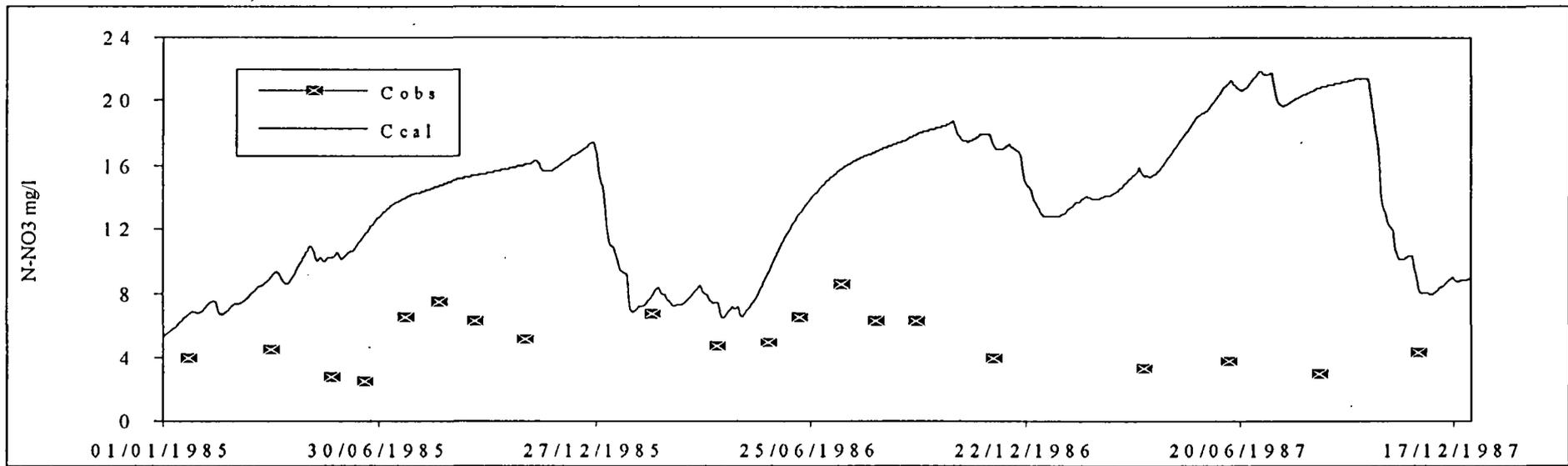
Résultats finals du modèle nitrates

- Bassin Charente - Amont
- Bassin de la Bonnieure
- Bassin de la Boutonne
- Bassin du Né
- Bassin de la Seugne
- Bassin de l'Antenne
- Bassin de la Boème

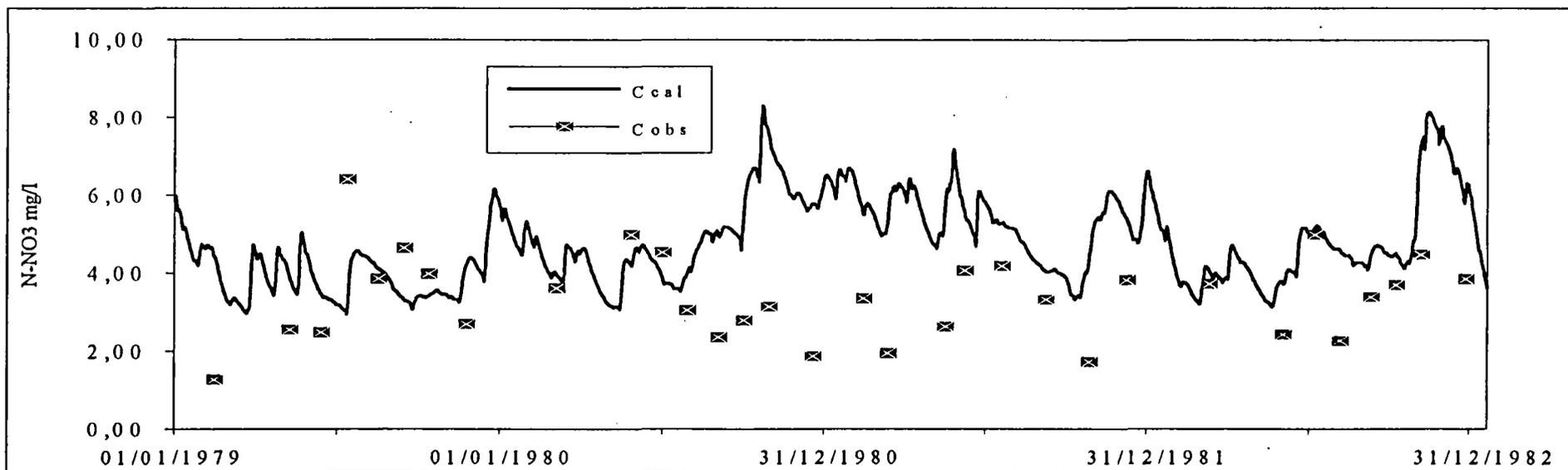
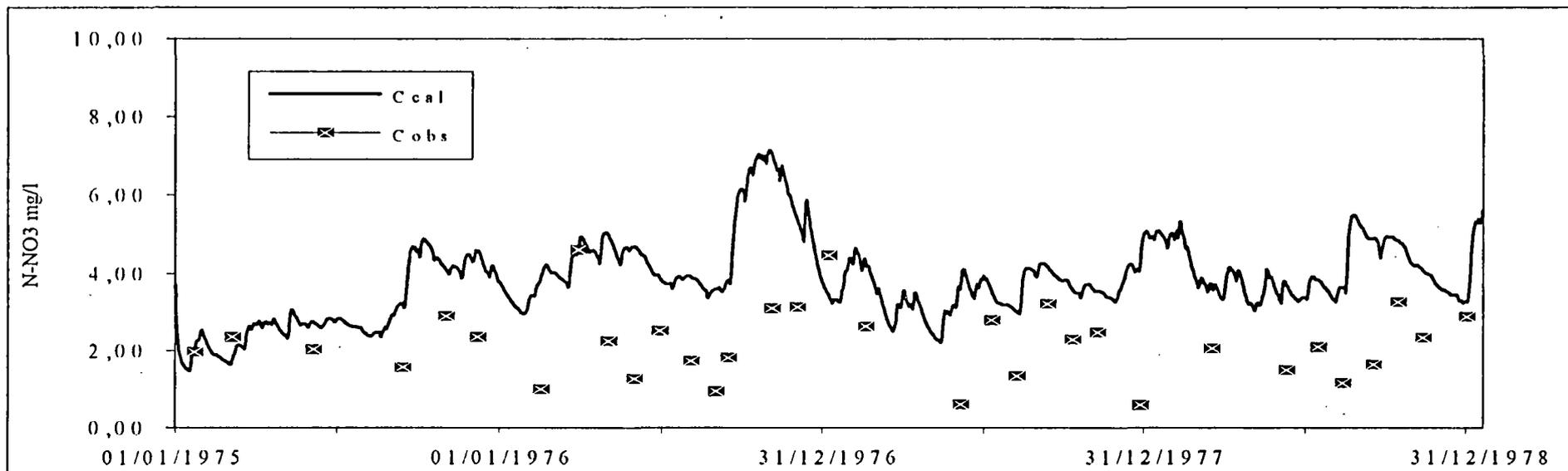
ANNEXE V.1



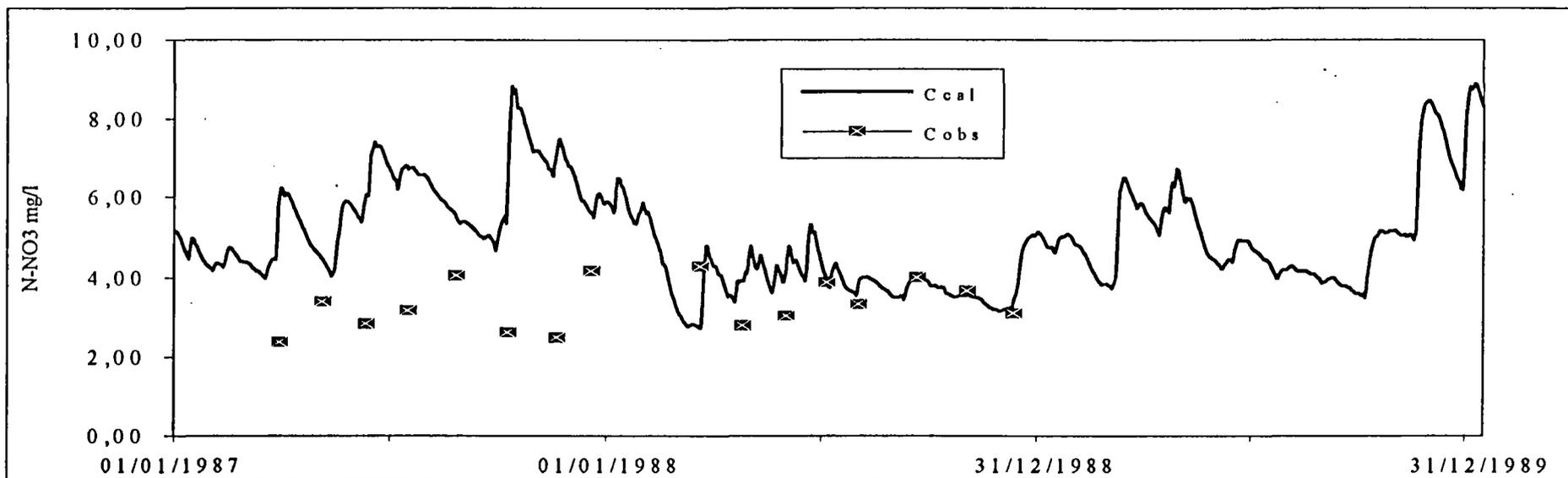
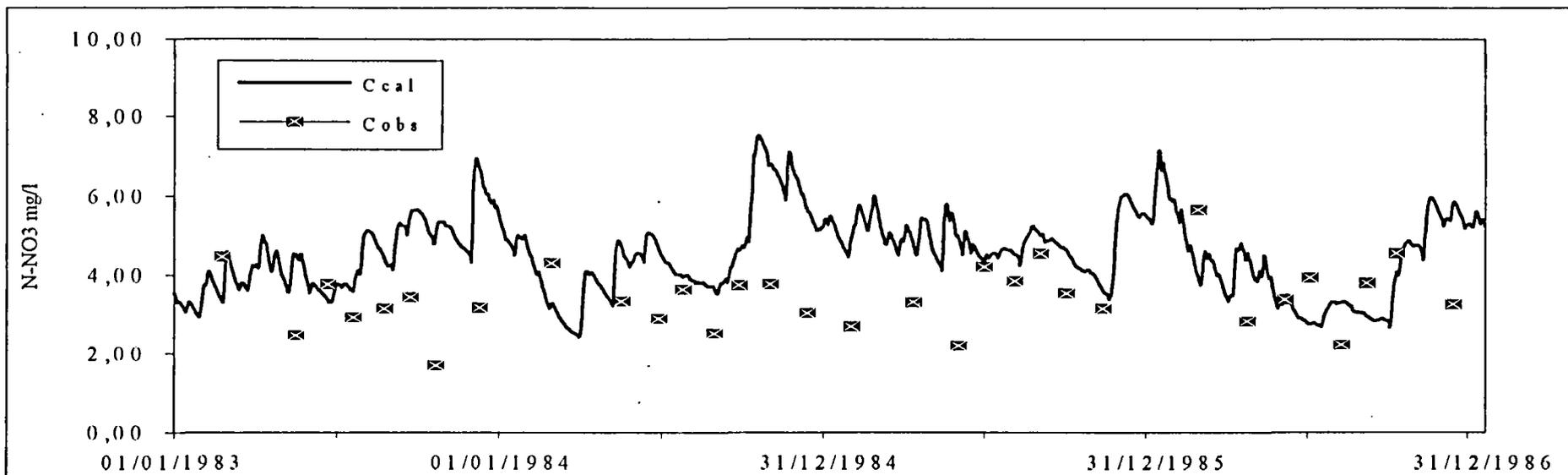
Bassin Charente - Amont



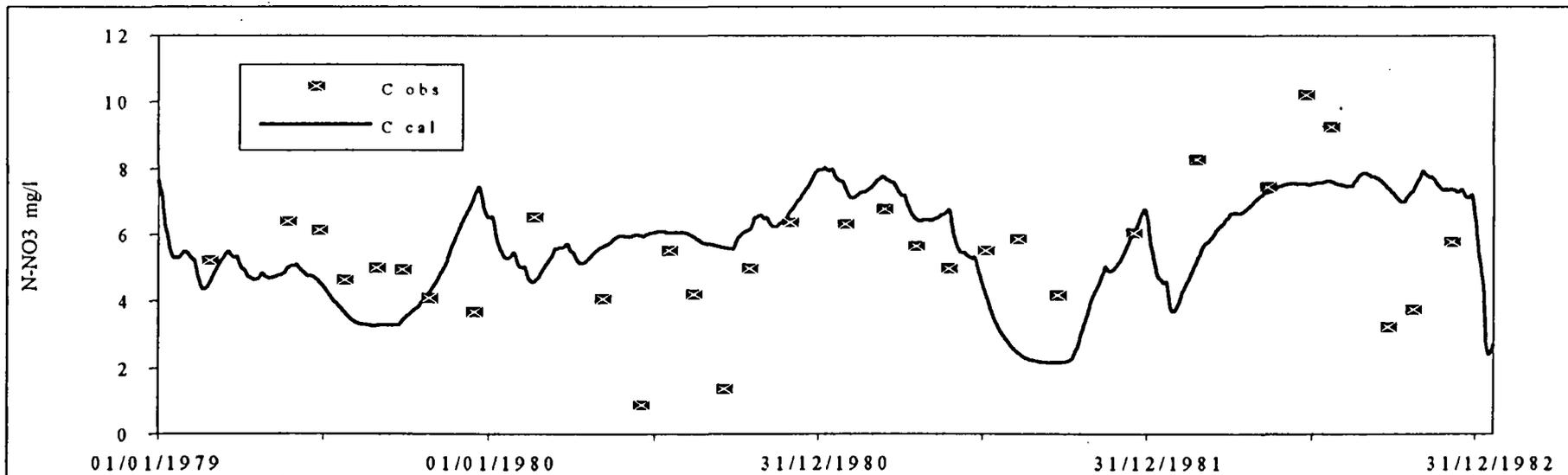
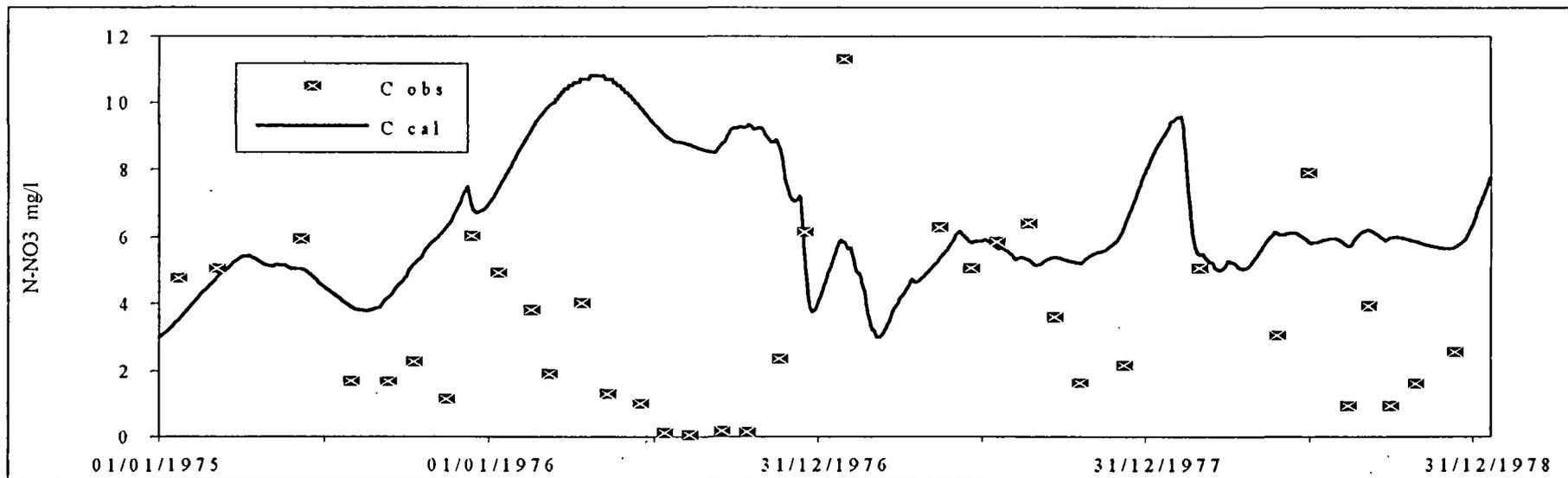
Bassin Charente - Amont



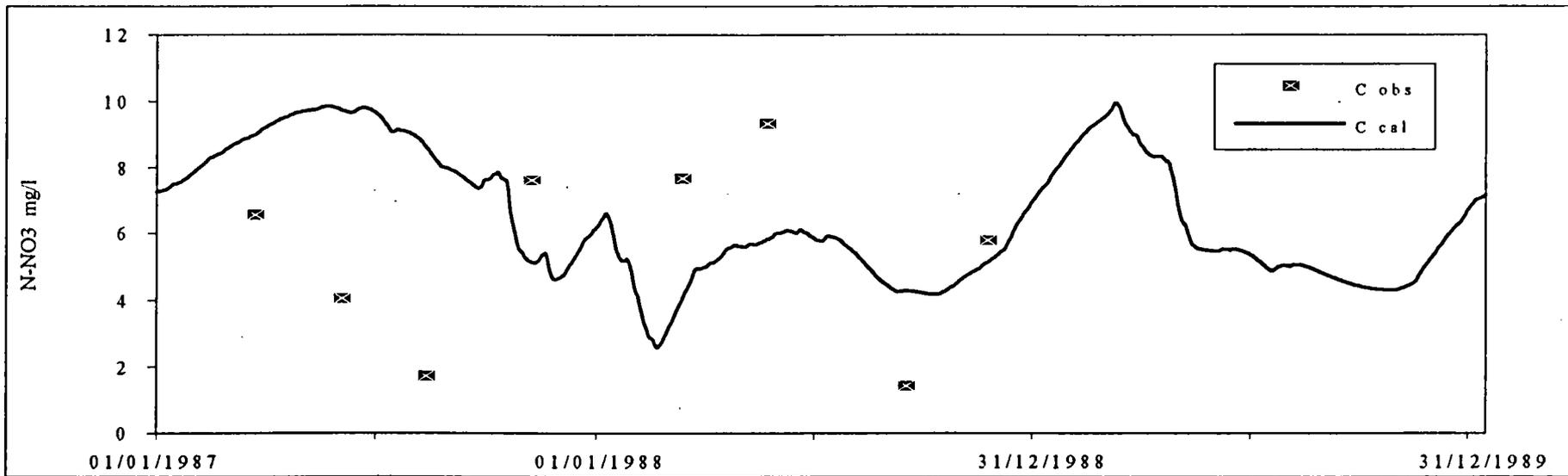
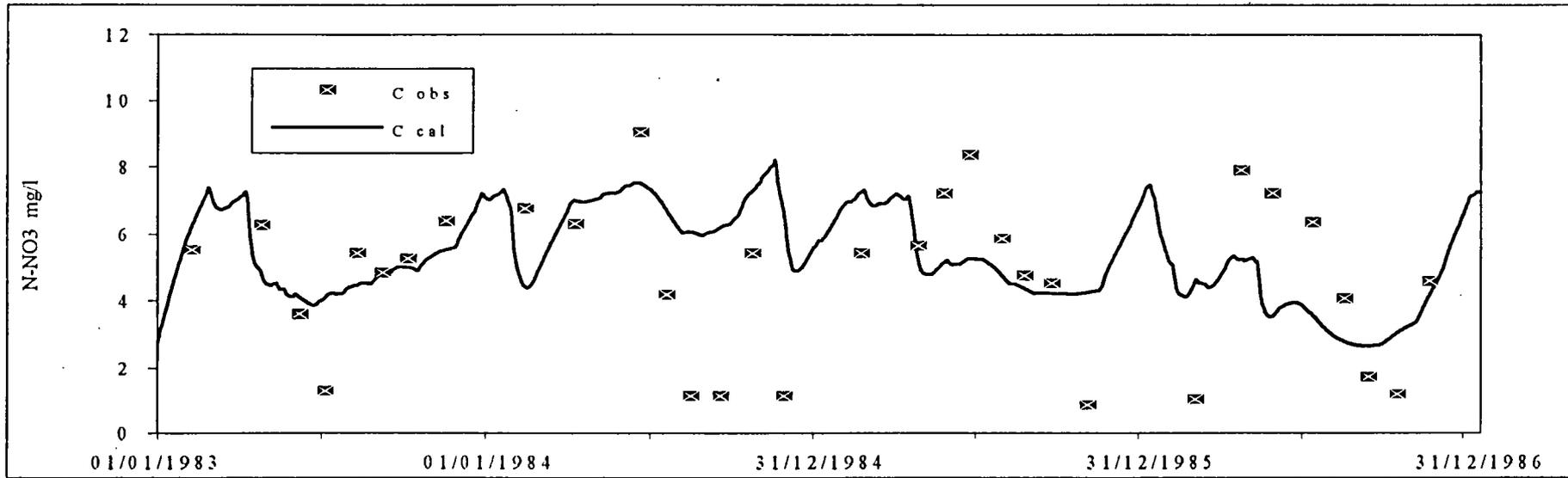
Bassin de la Bonnieure



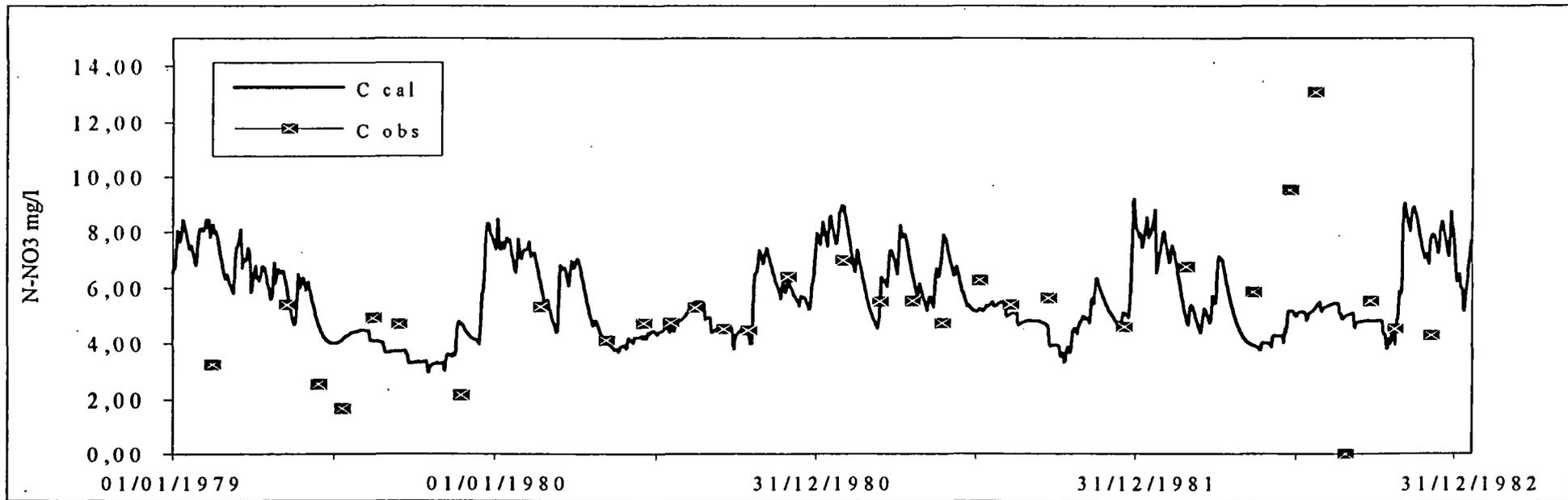
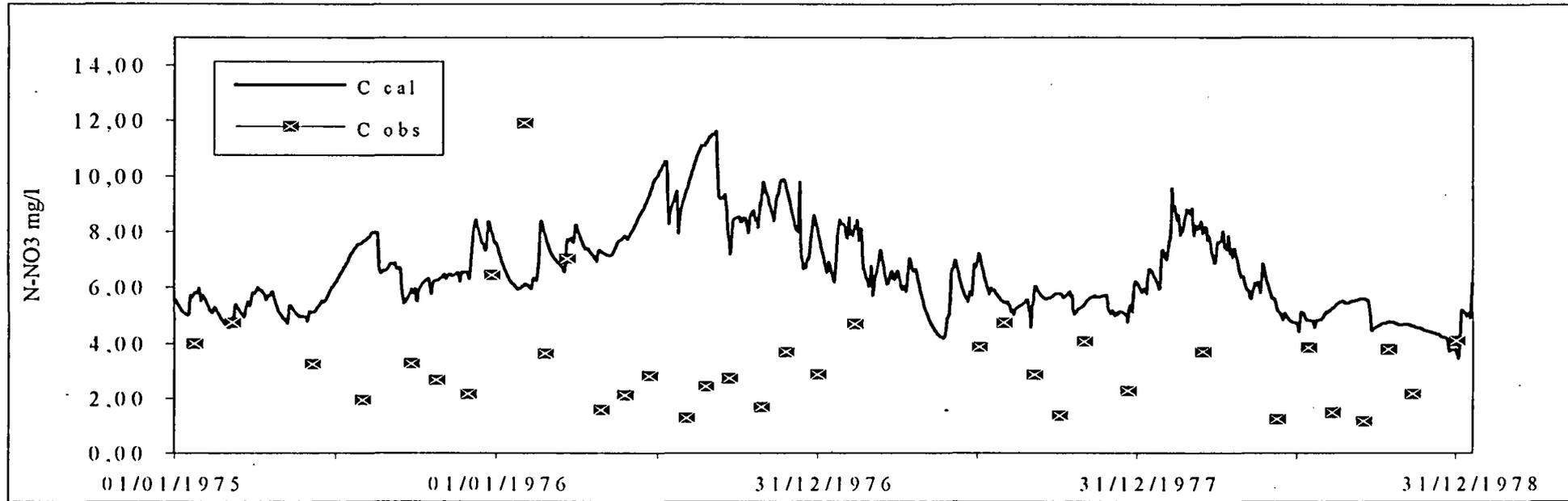
Bassin de la Bonnieure



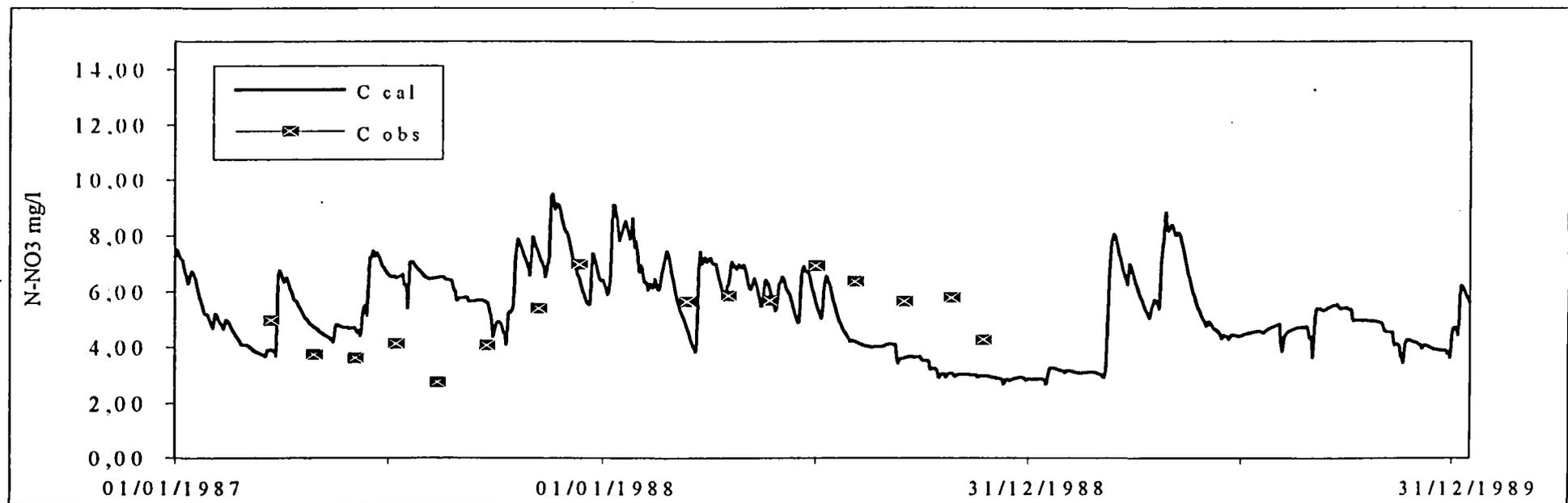
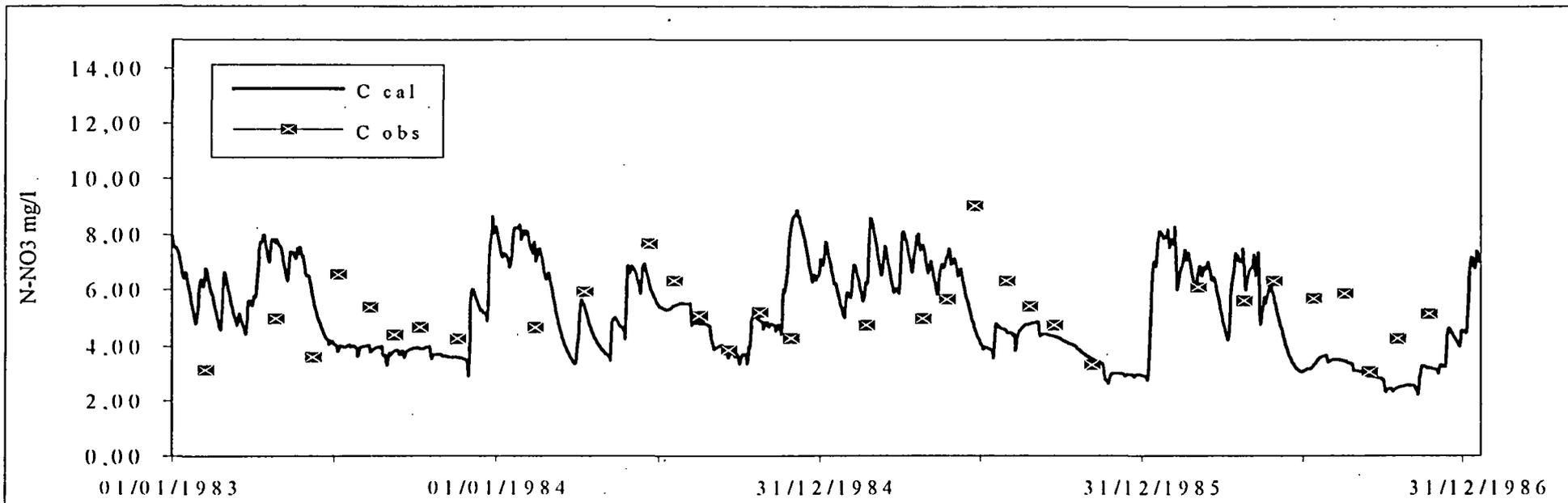
Bassin de la Boutonne

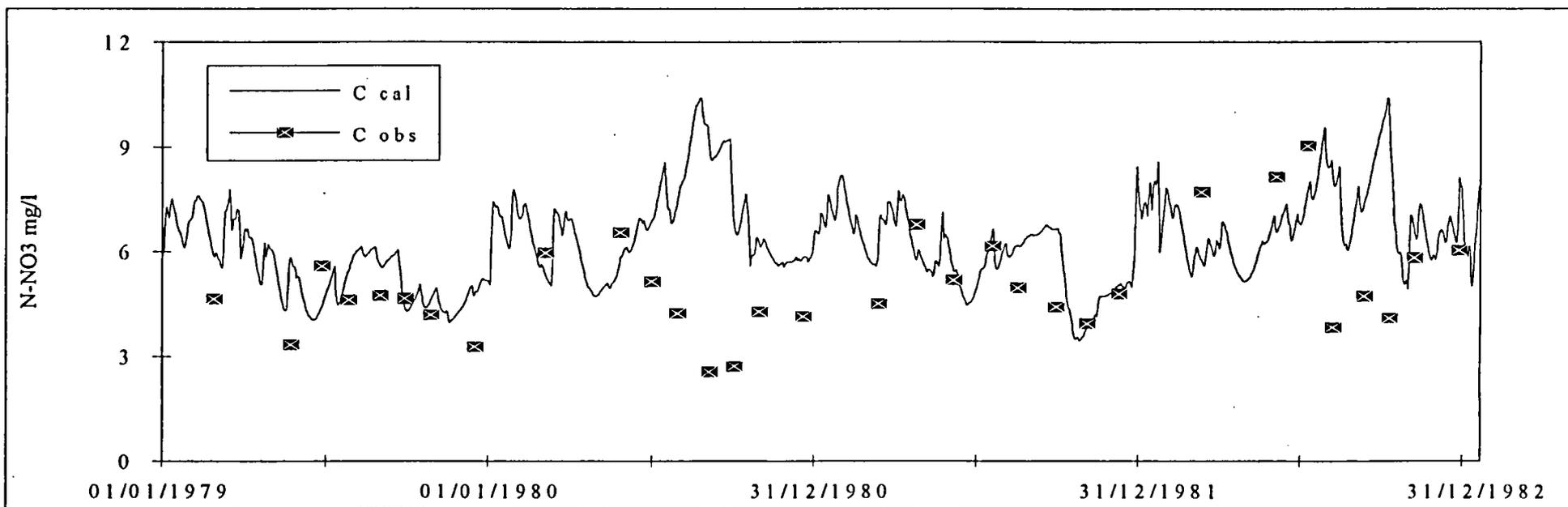
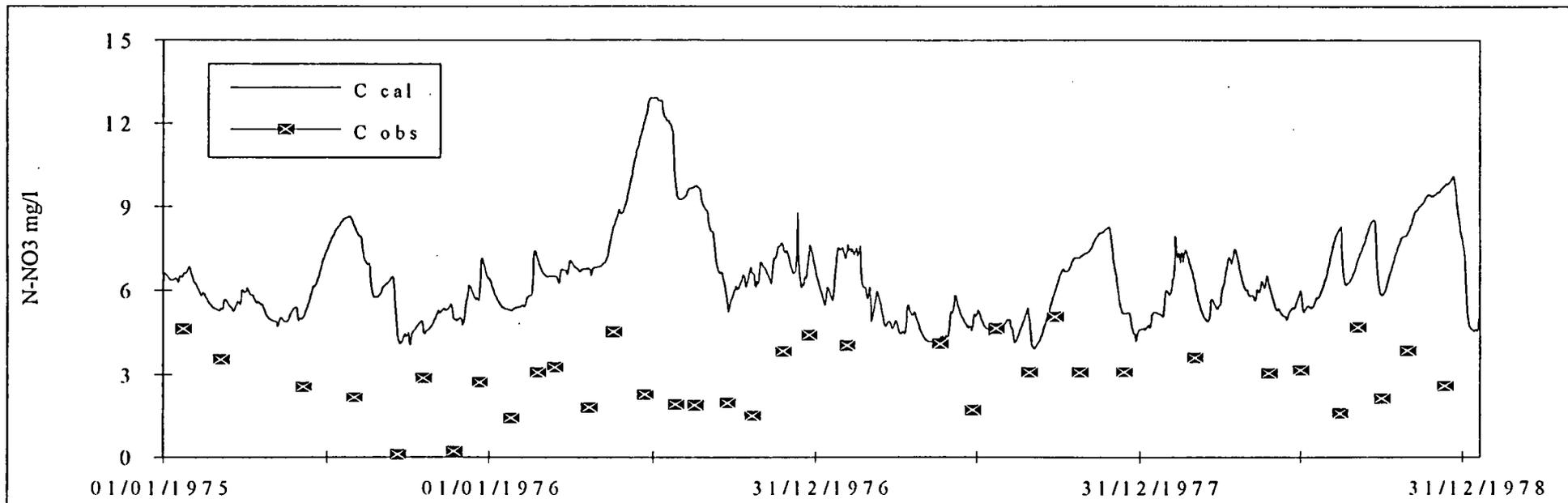


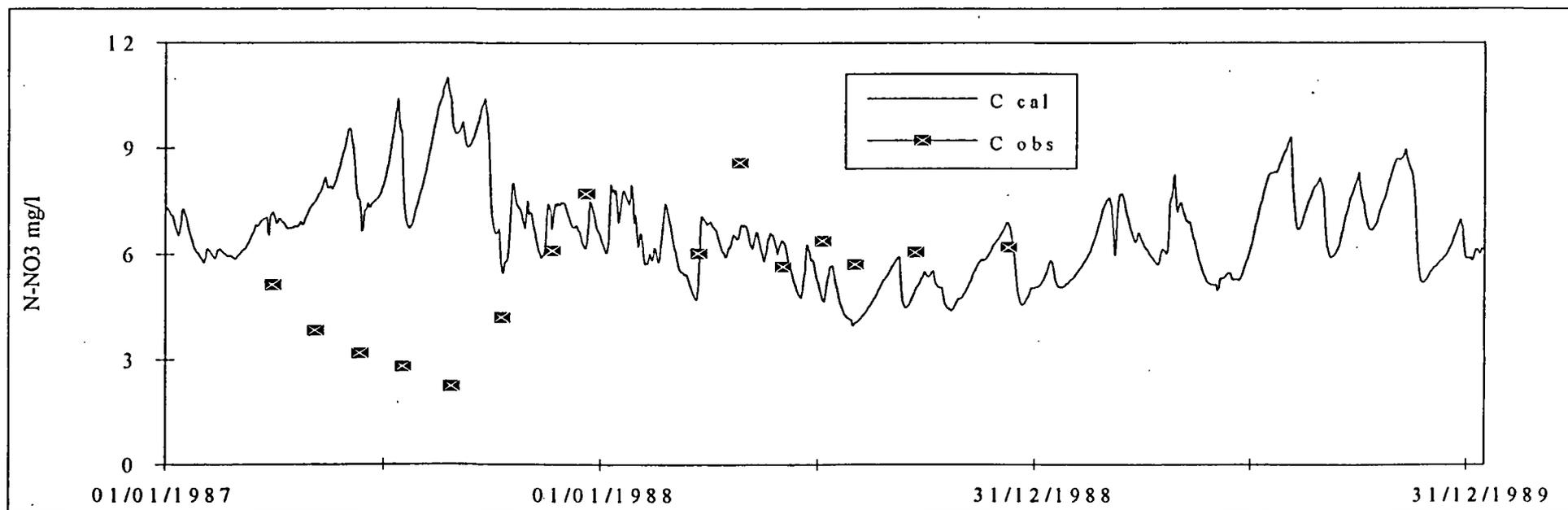
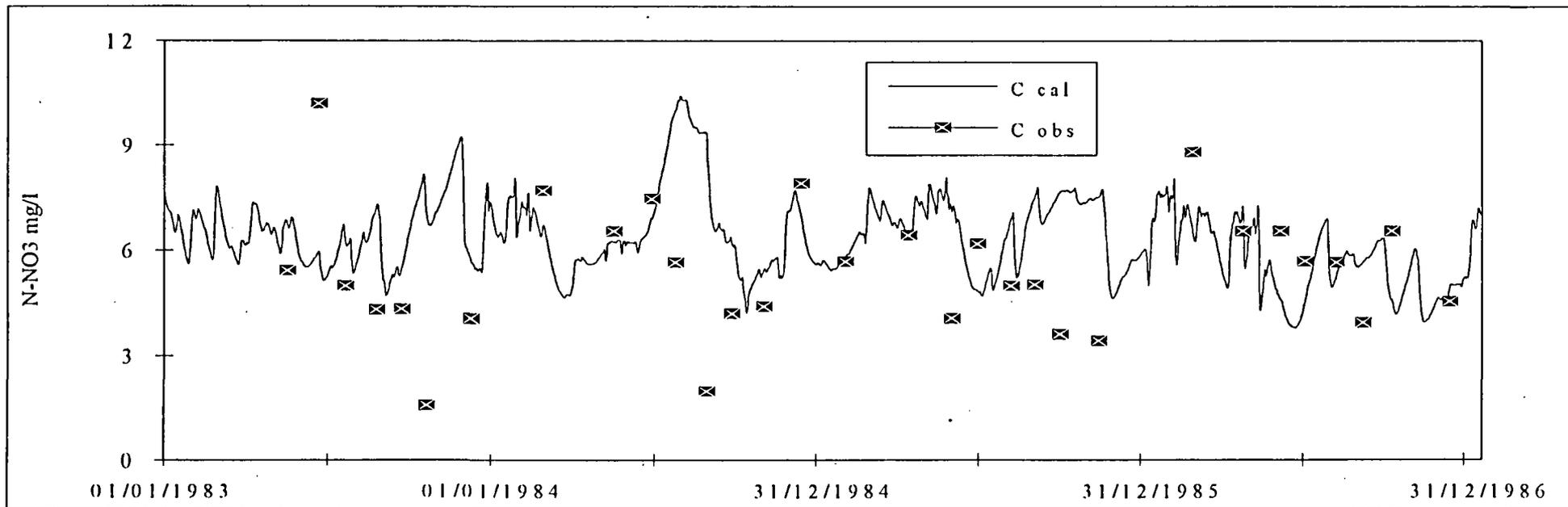
Bassin de la Boutonne



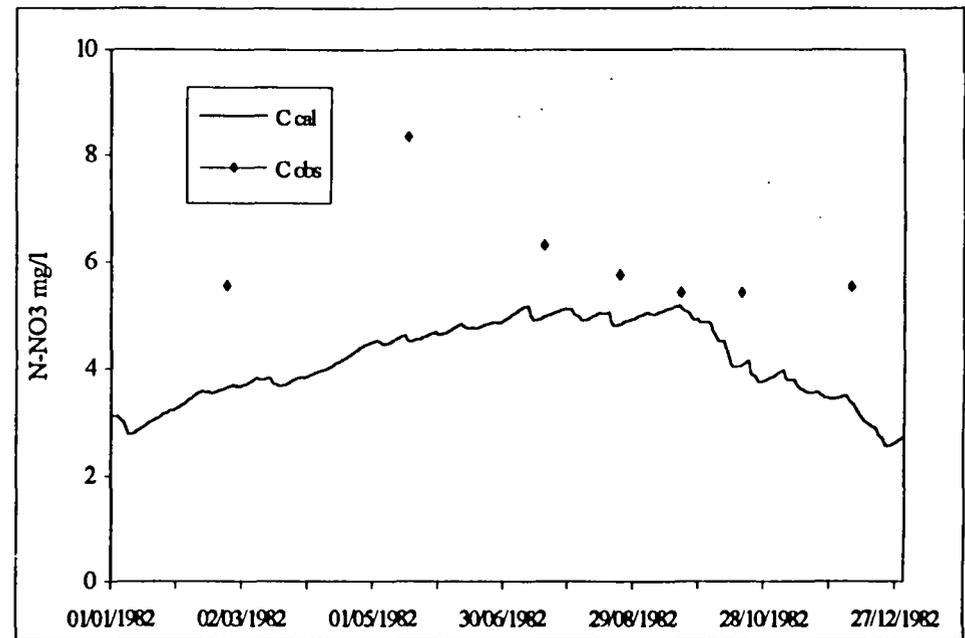
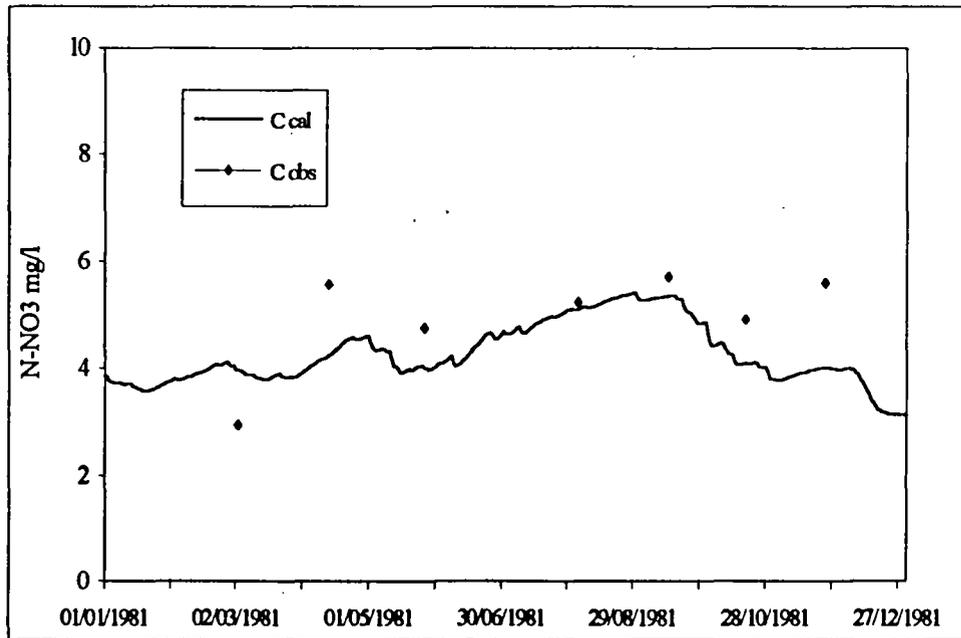
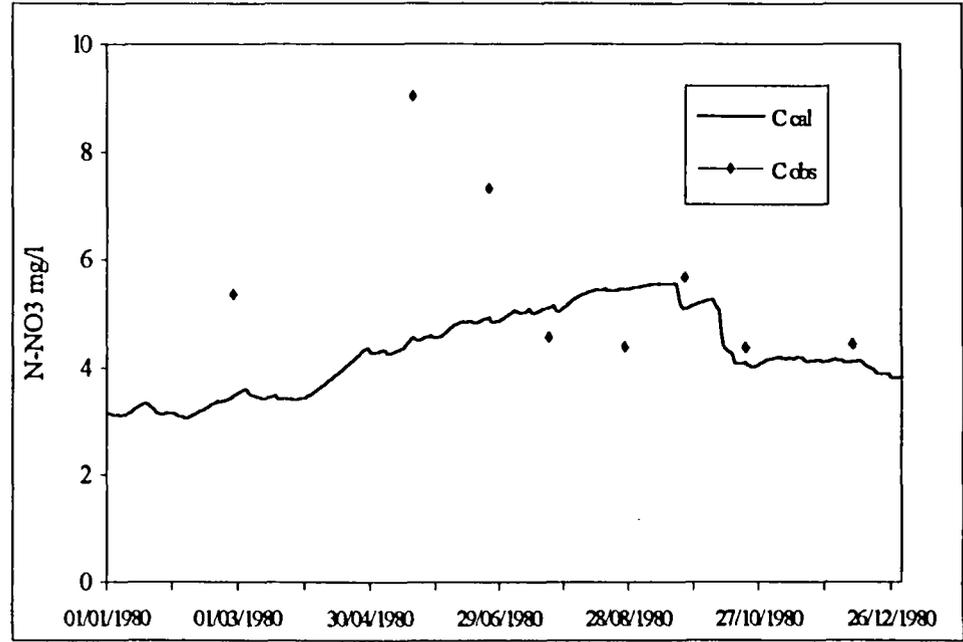
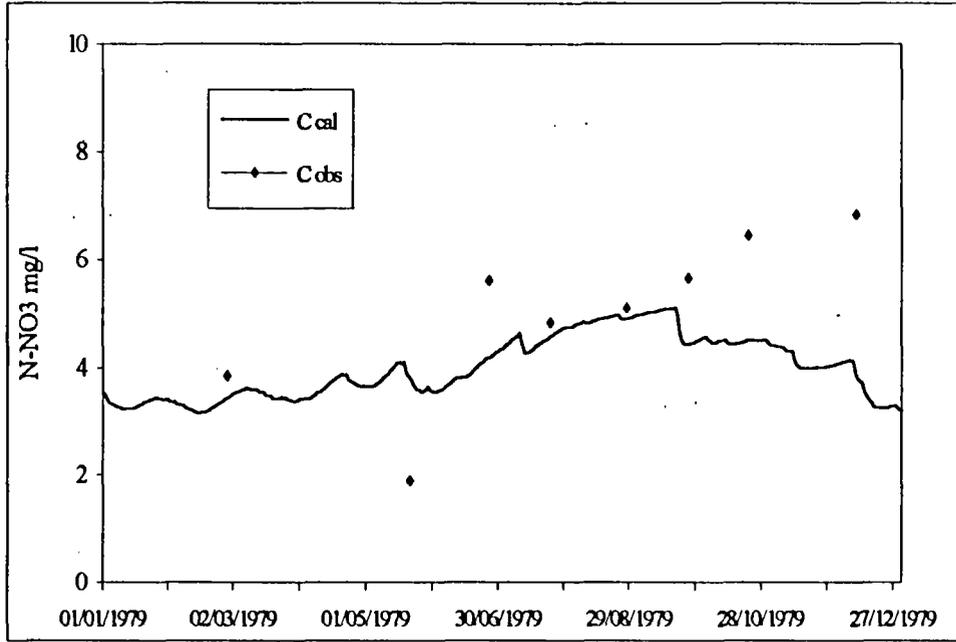
Bassin de la Seugne

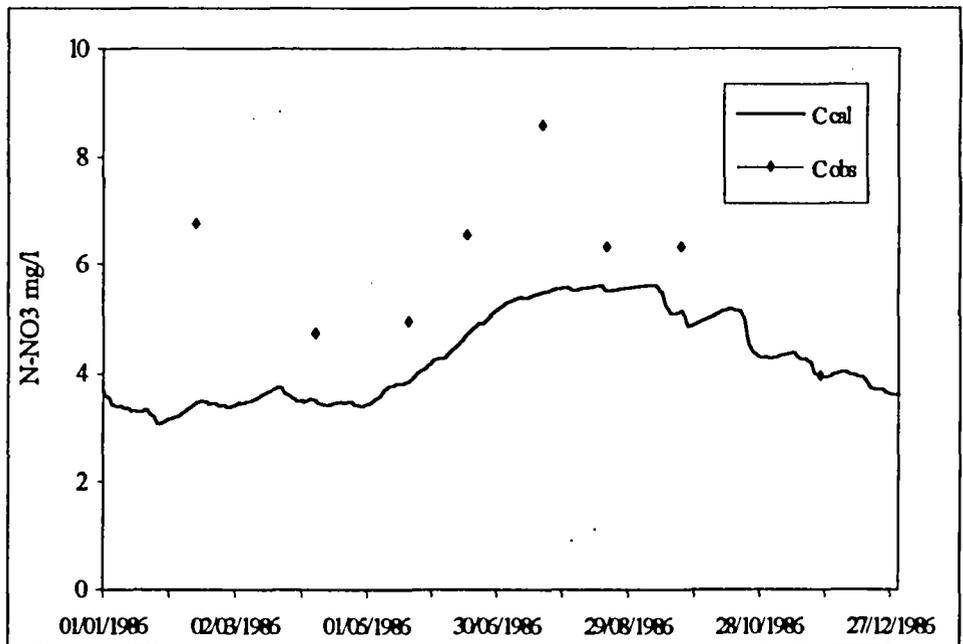
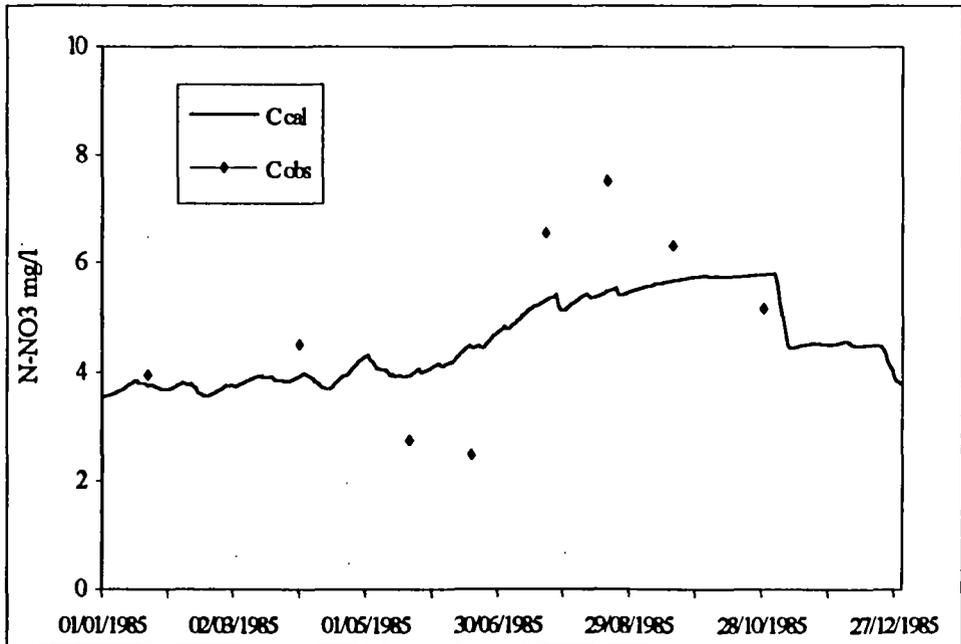
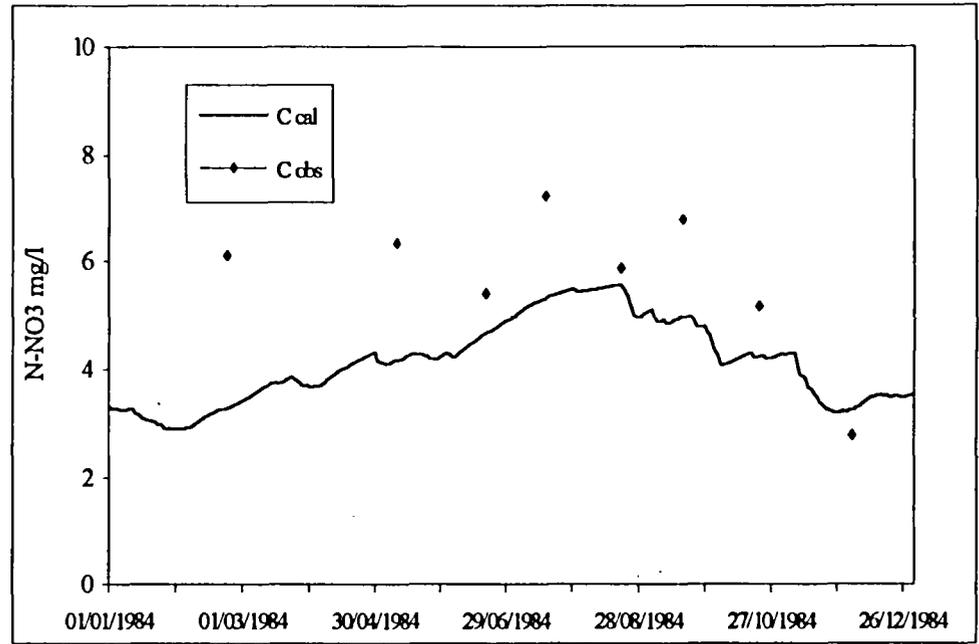
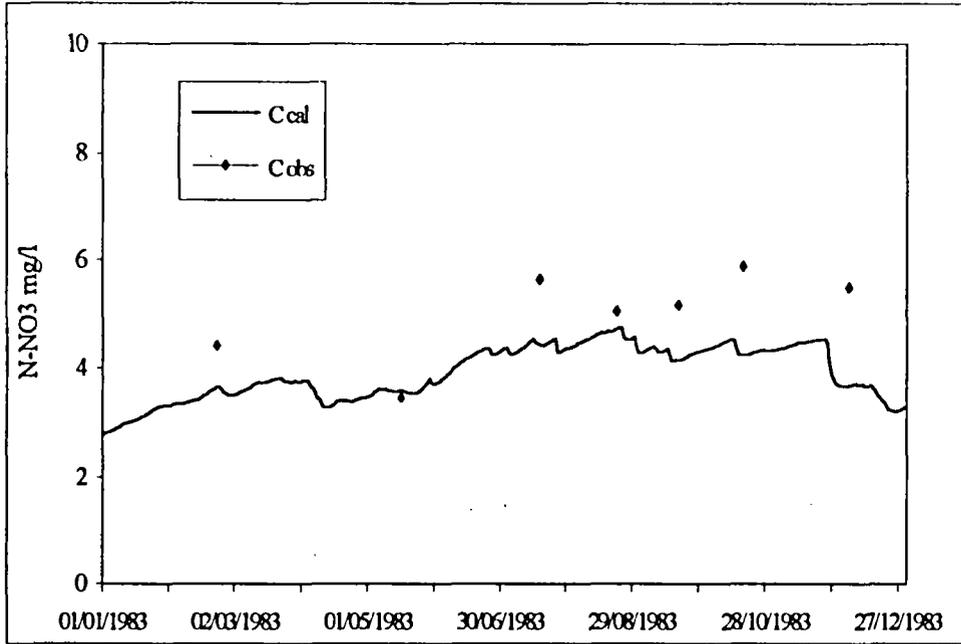


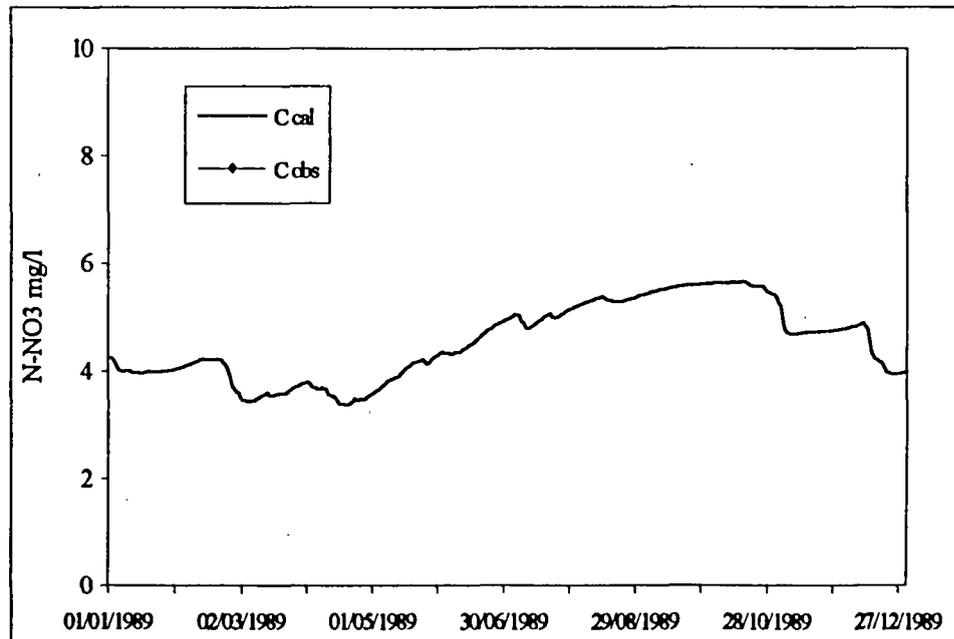
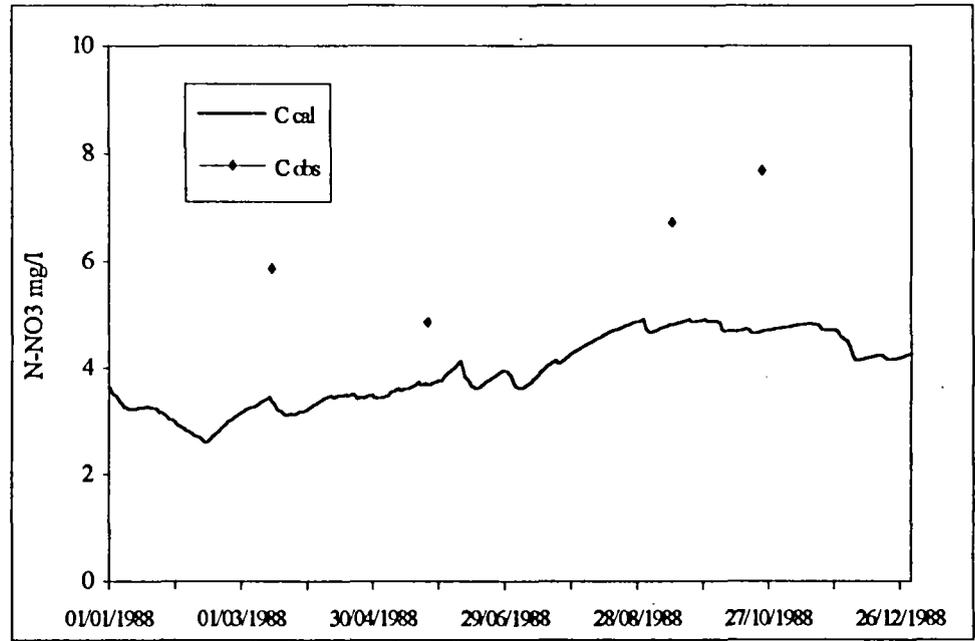
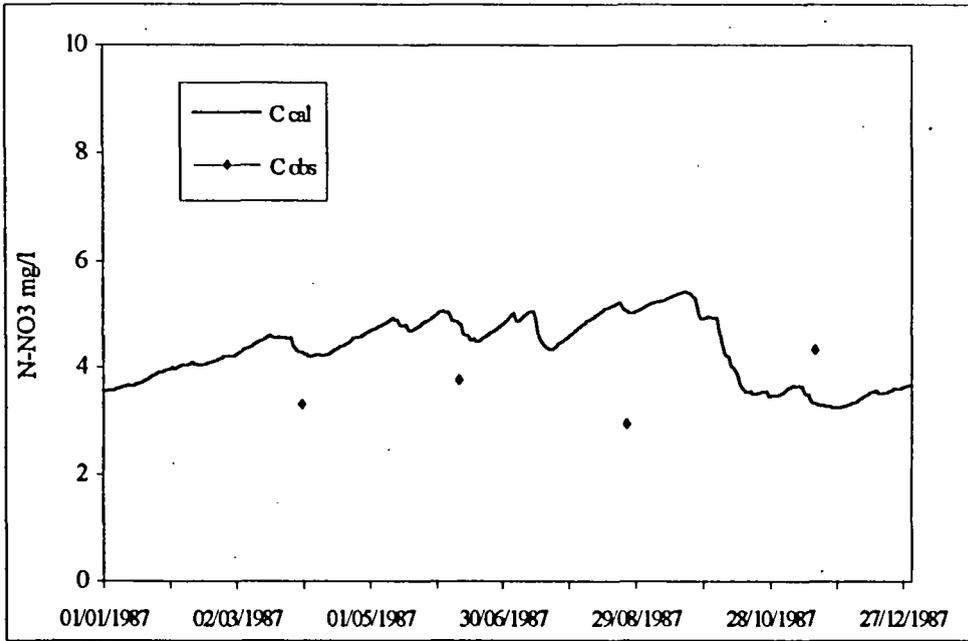


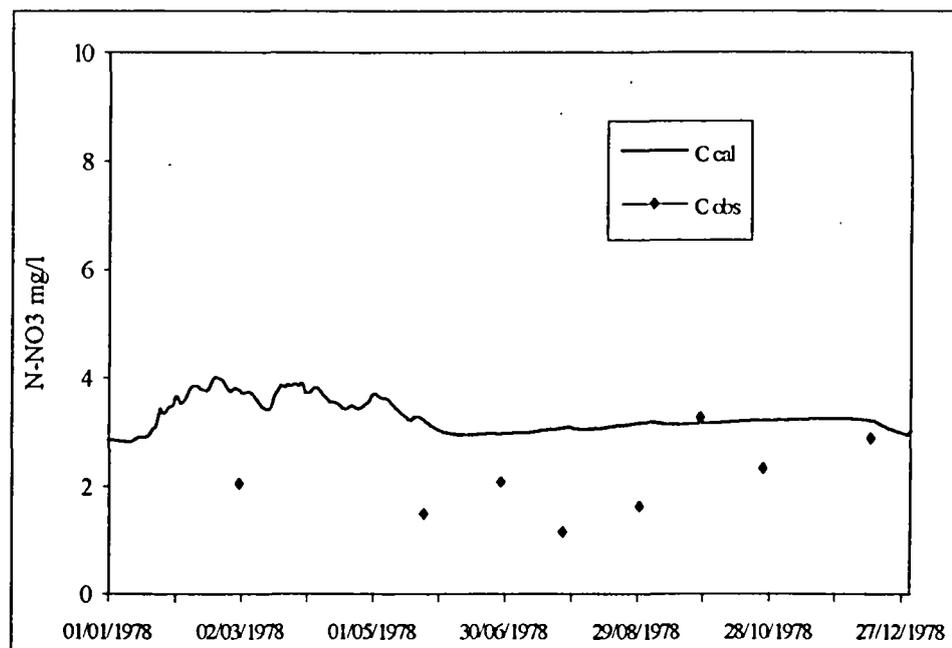
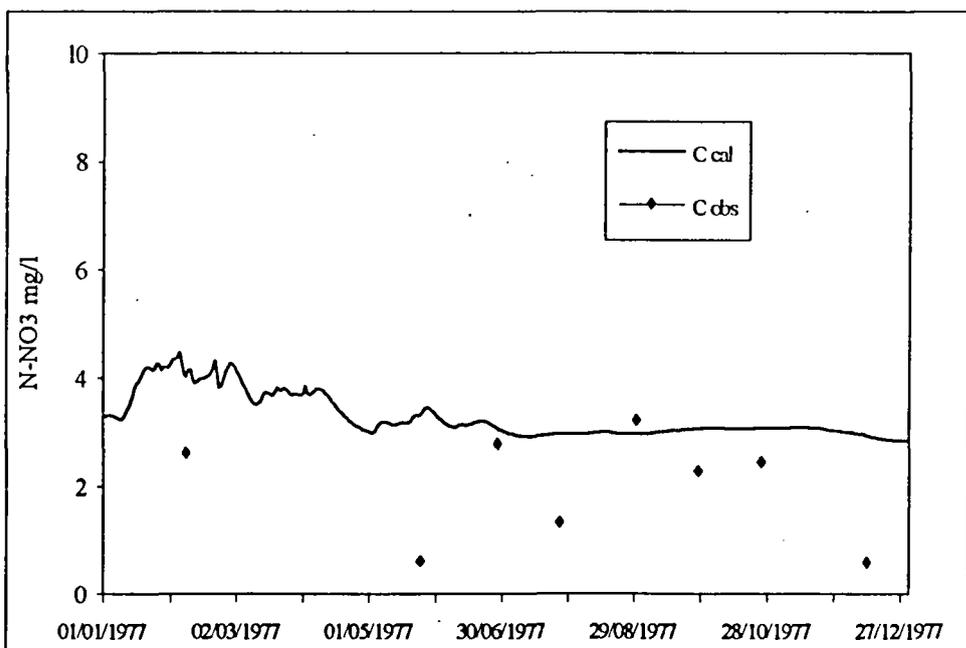
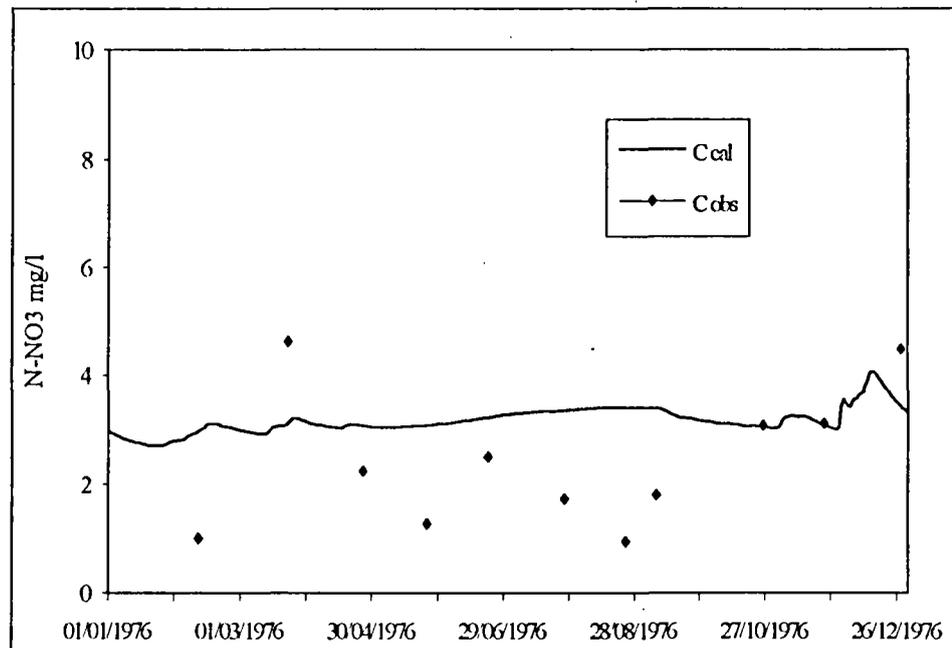
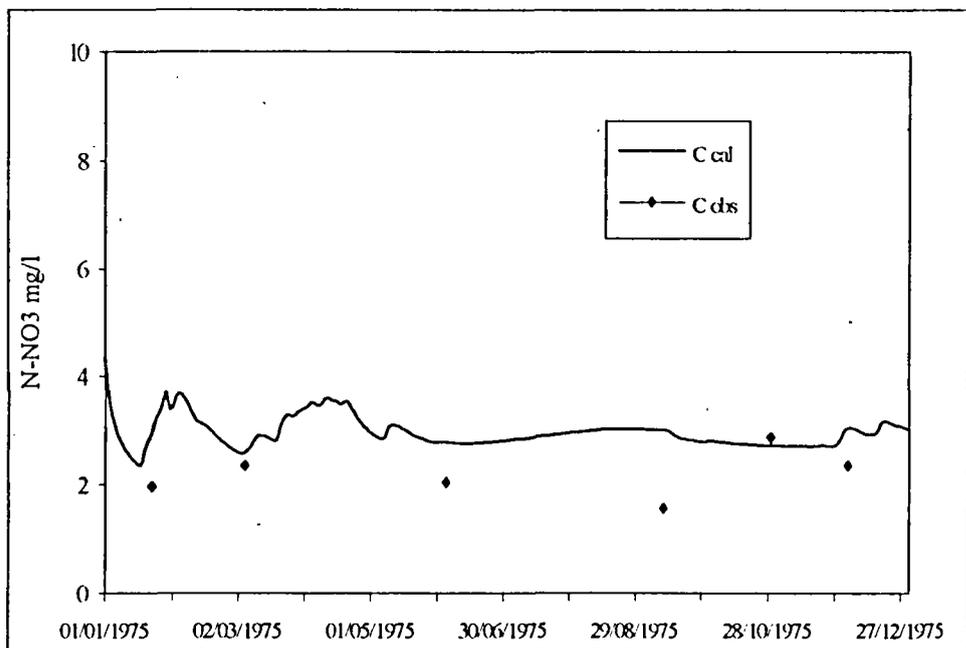


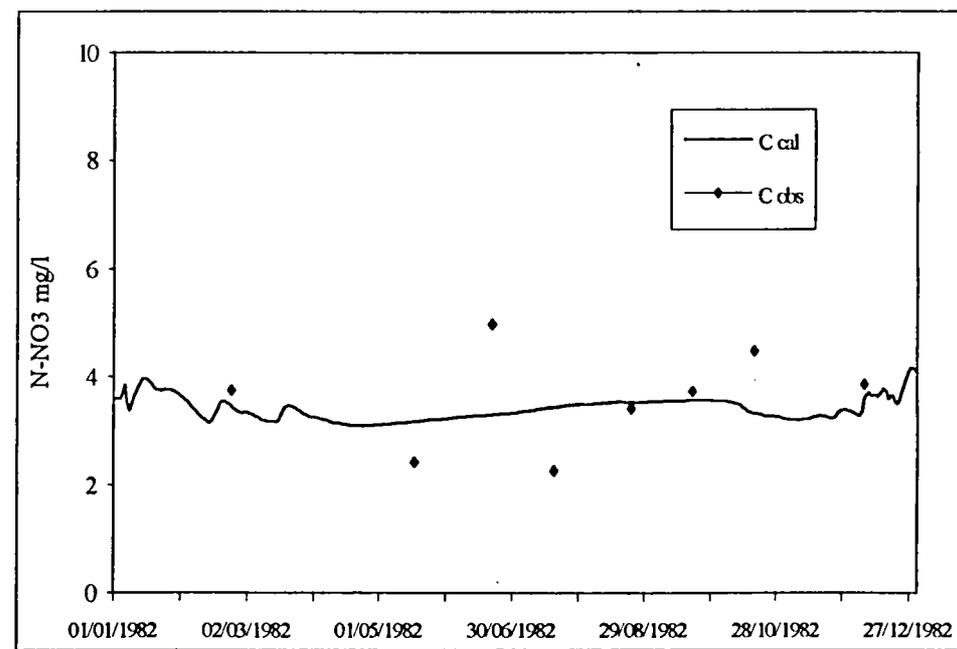
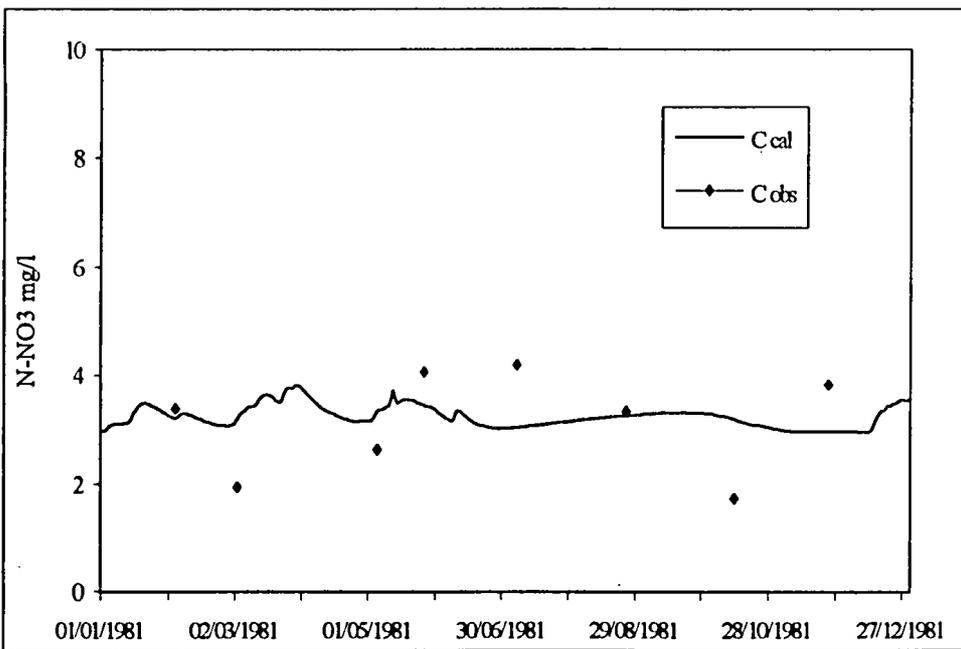
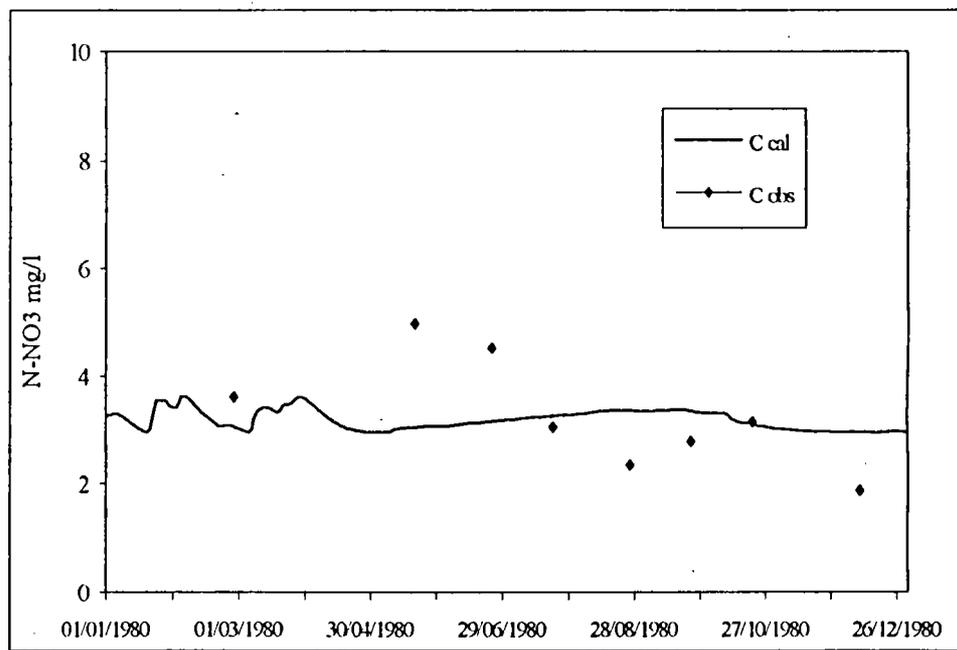
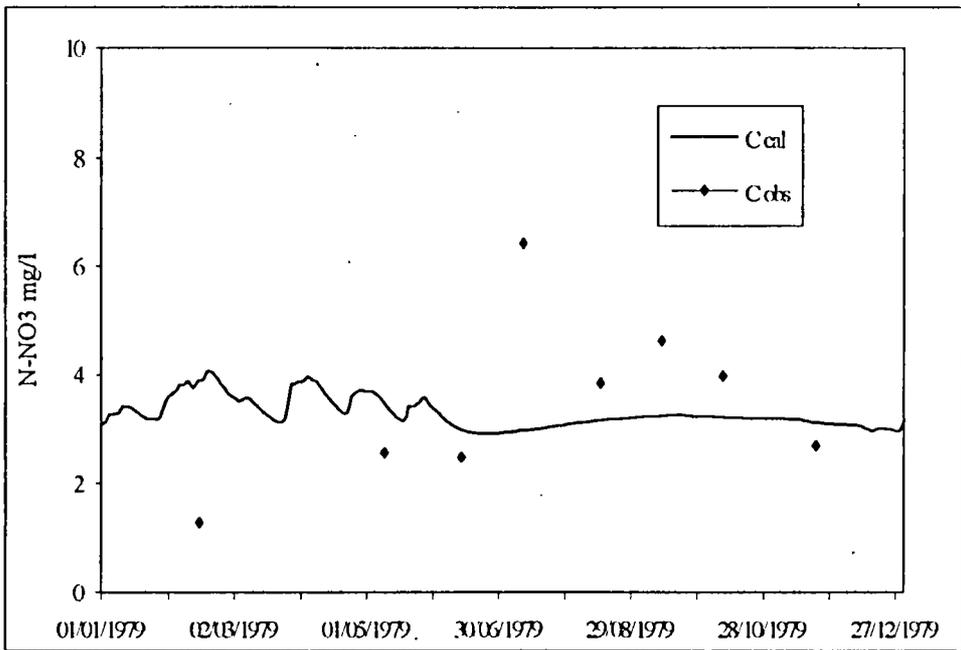
ANNEXE V.2

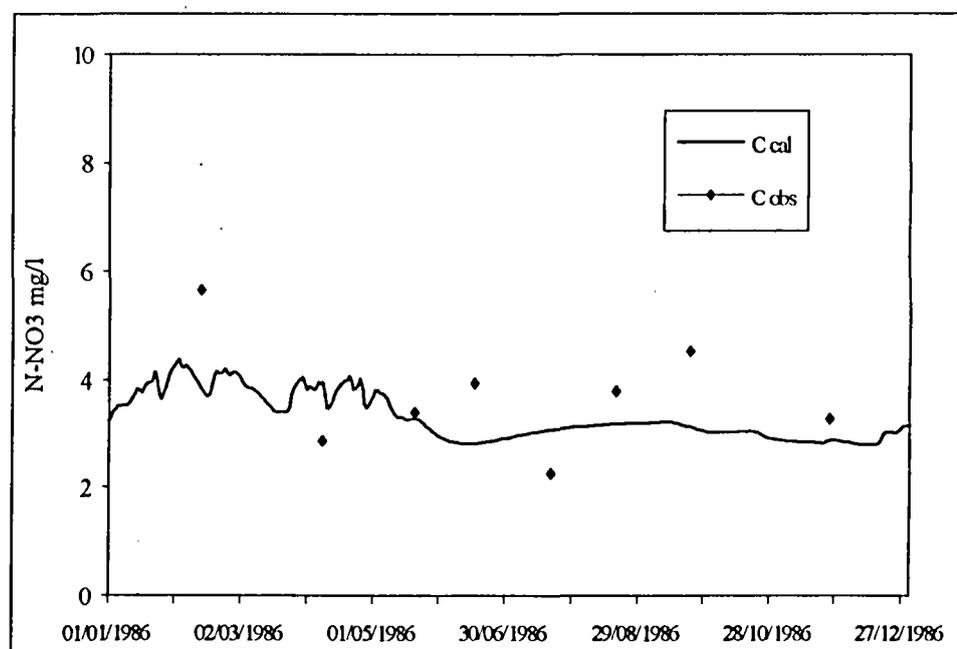
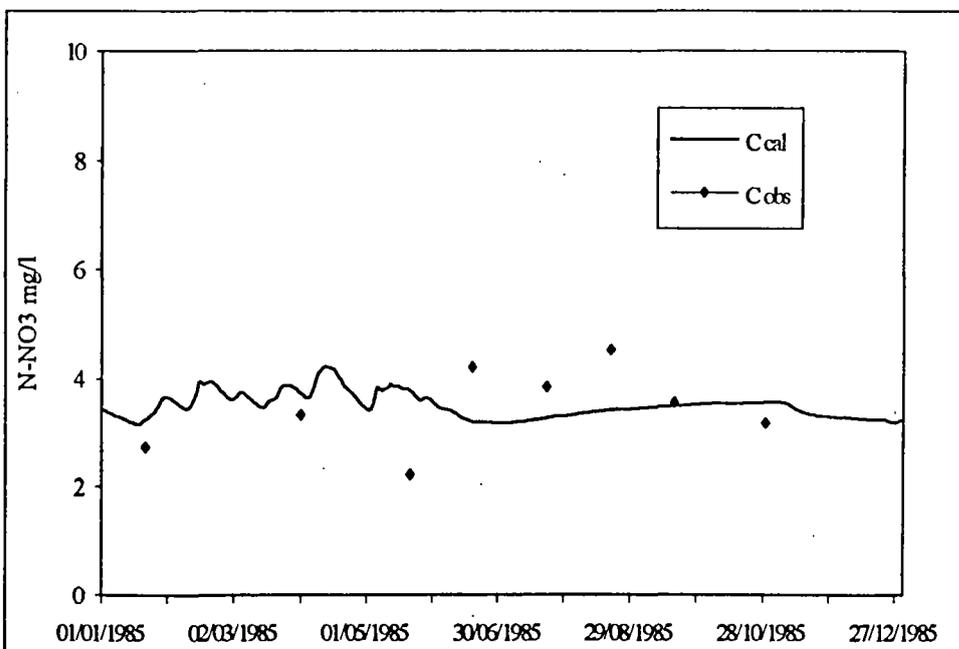
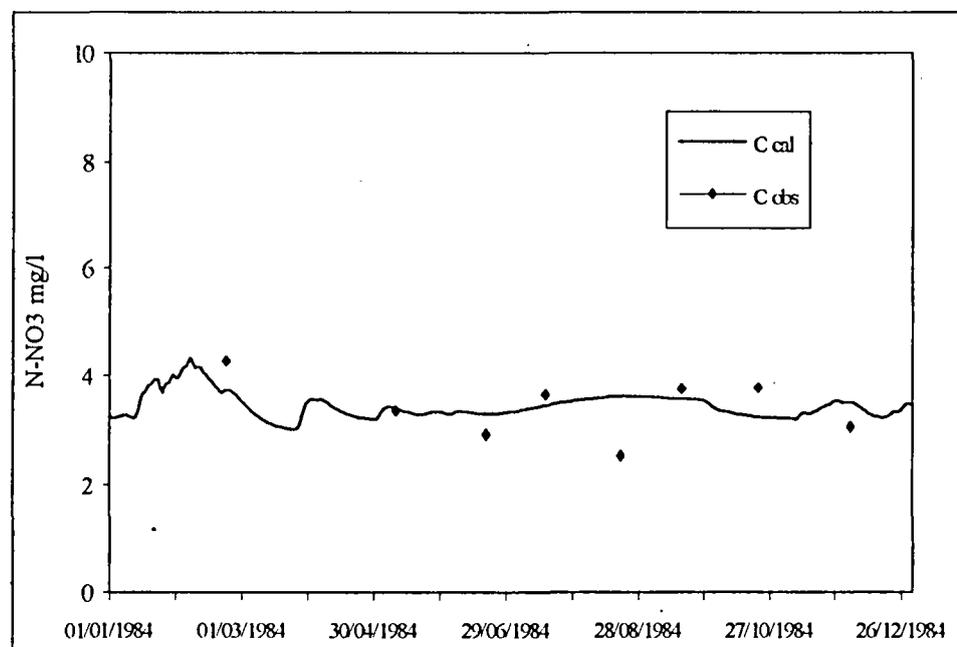
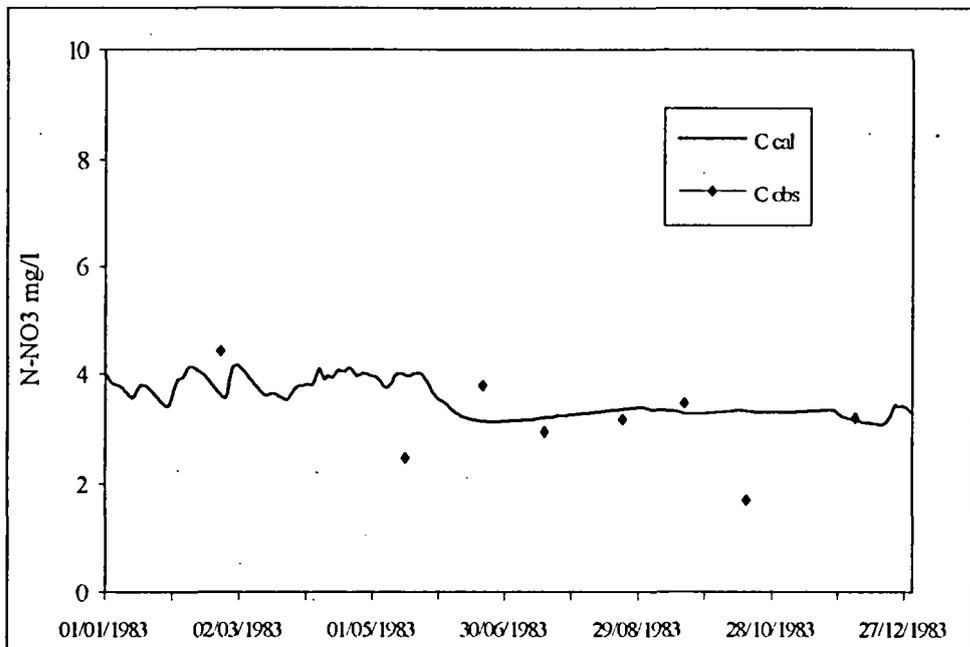


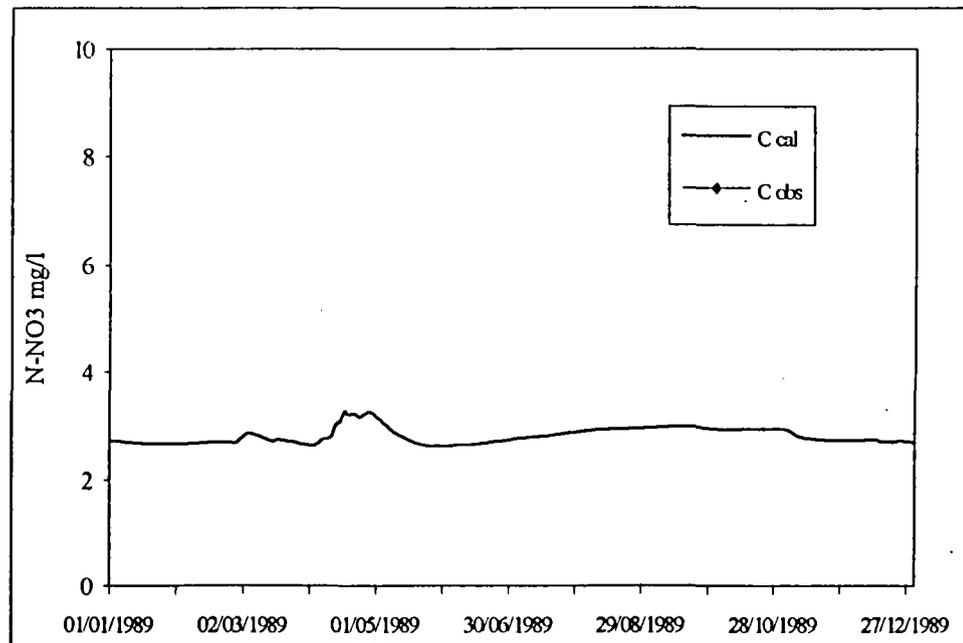
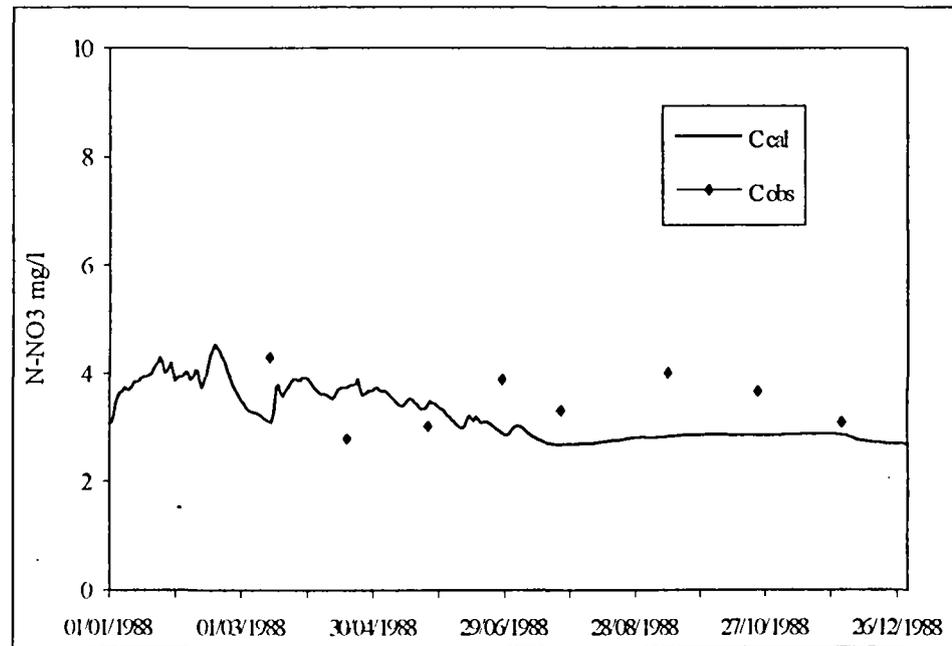
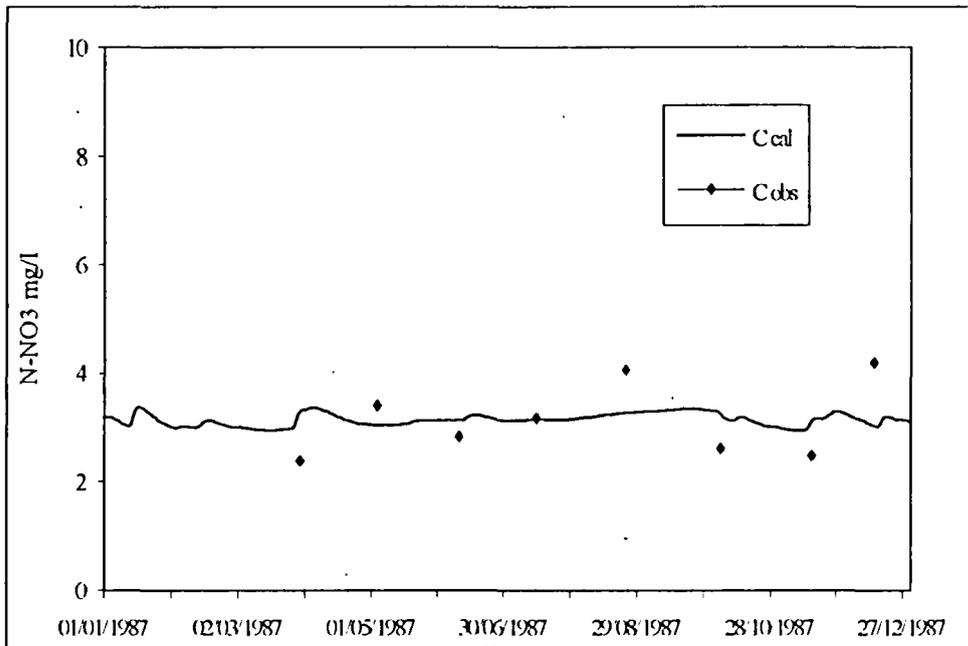


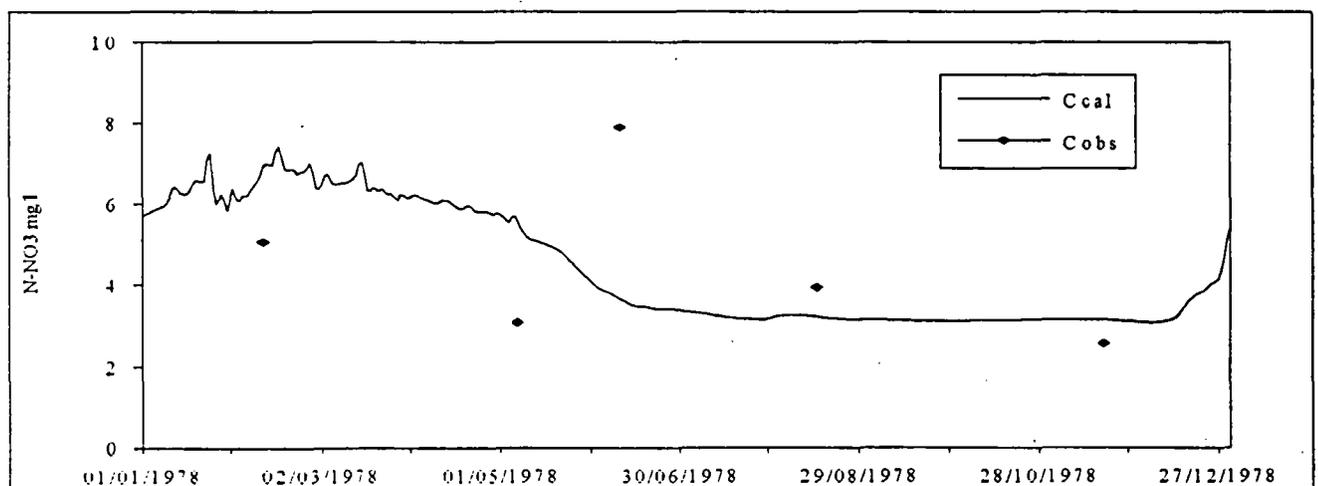
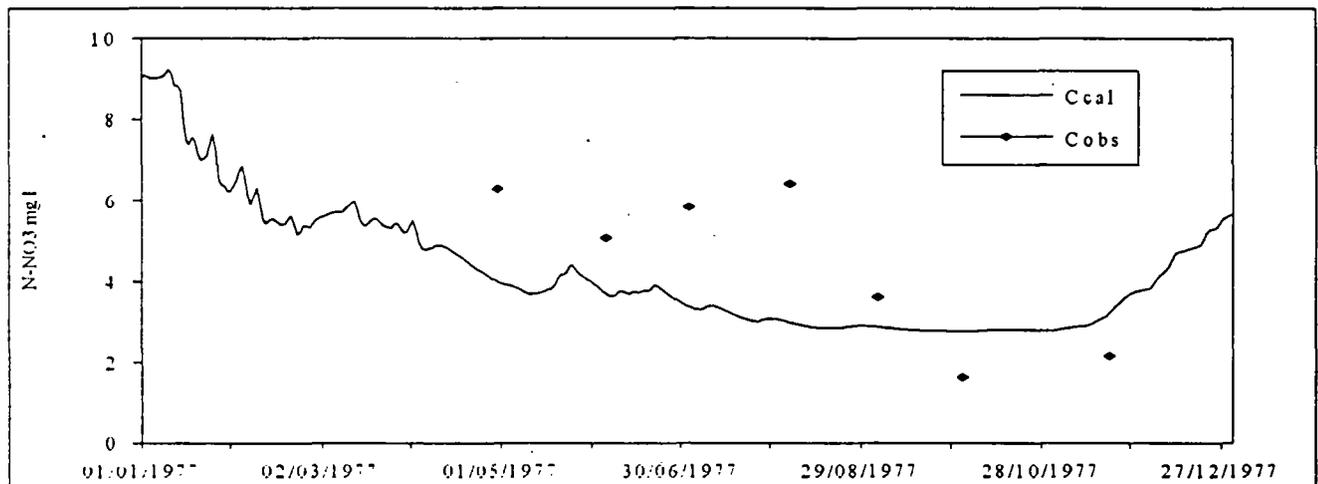
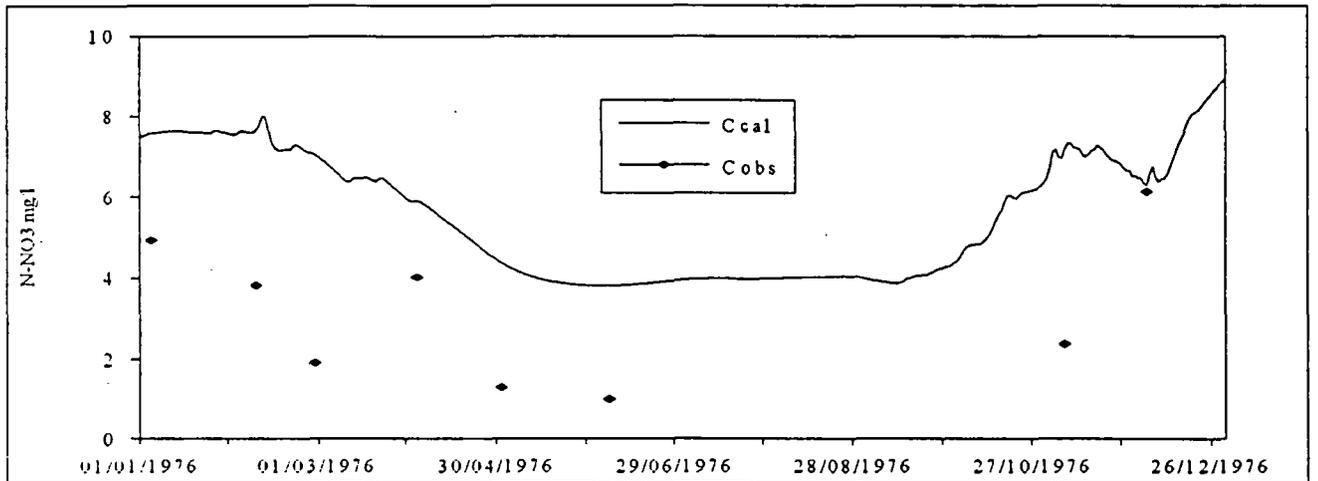
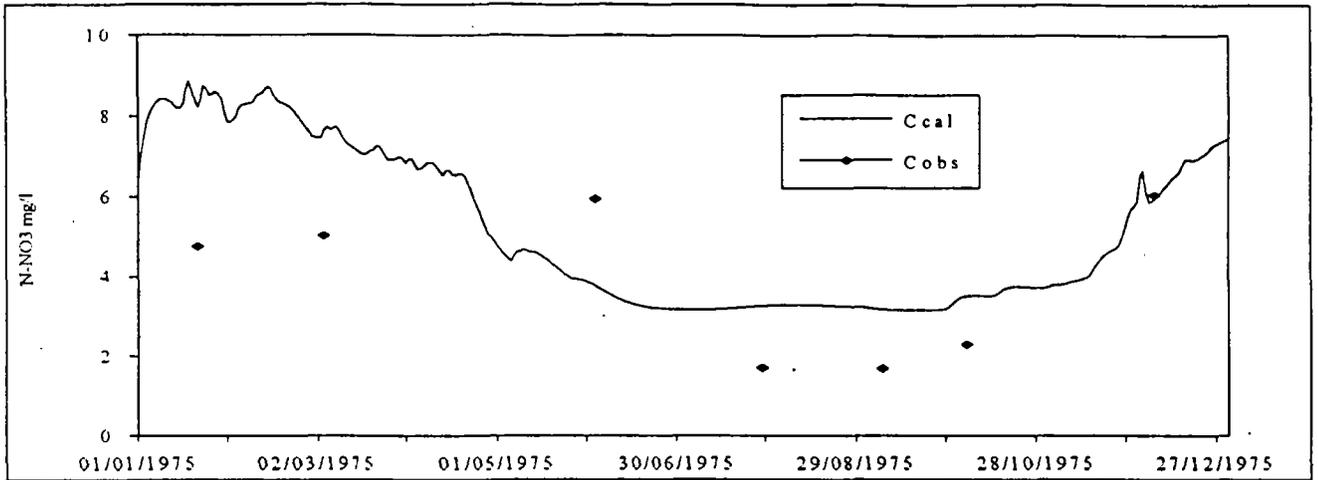


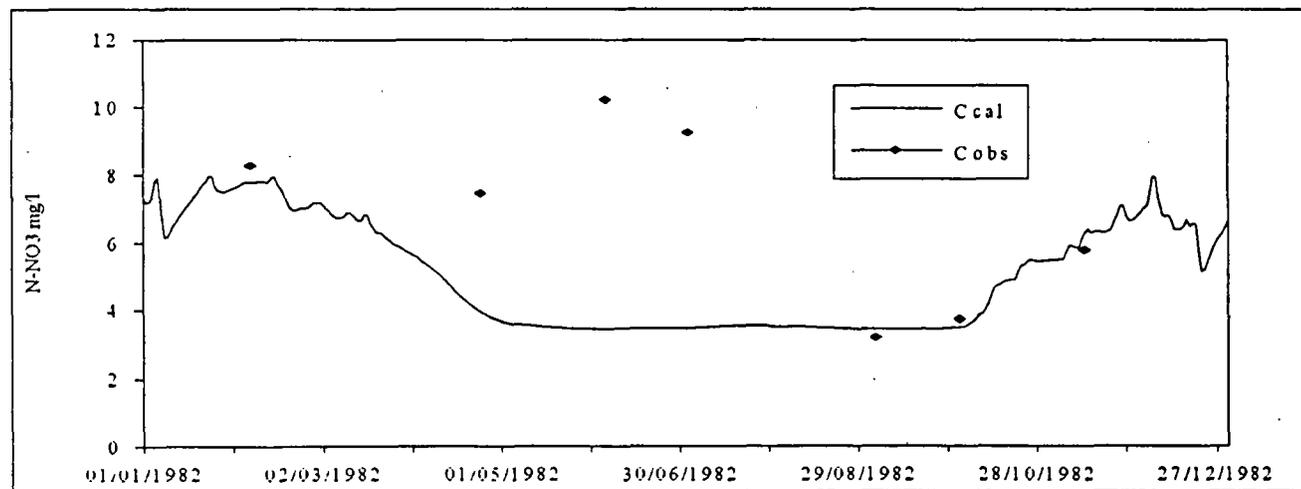
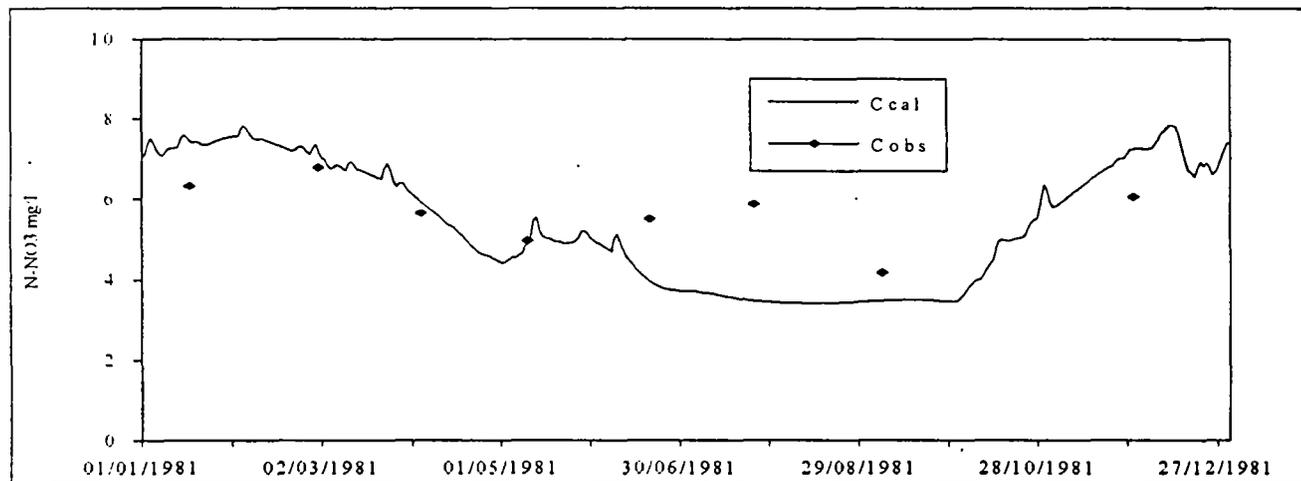
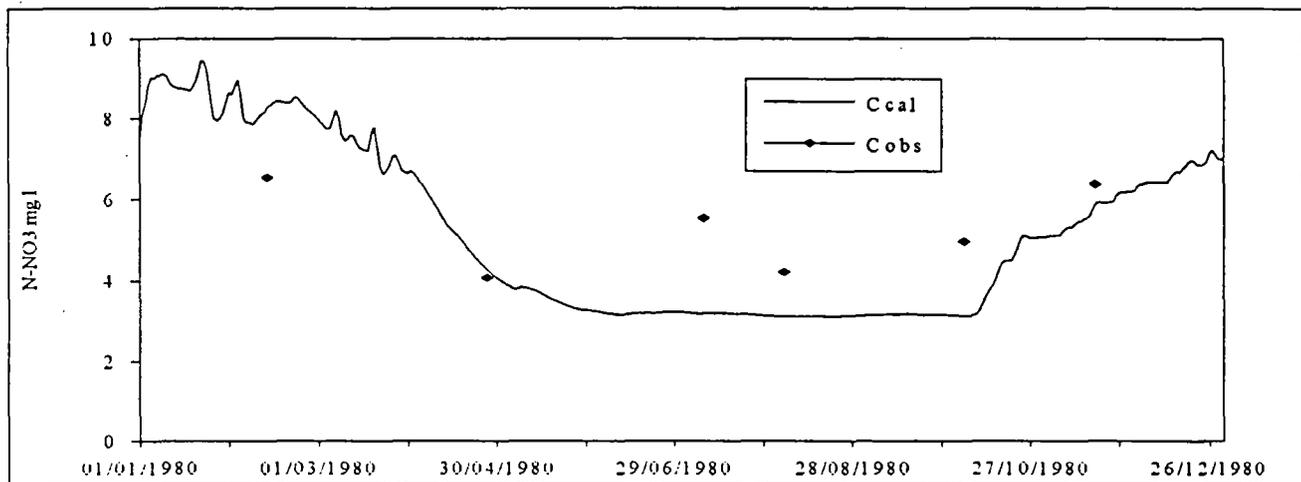
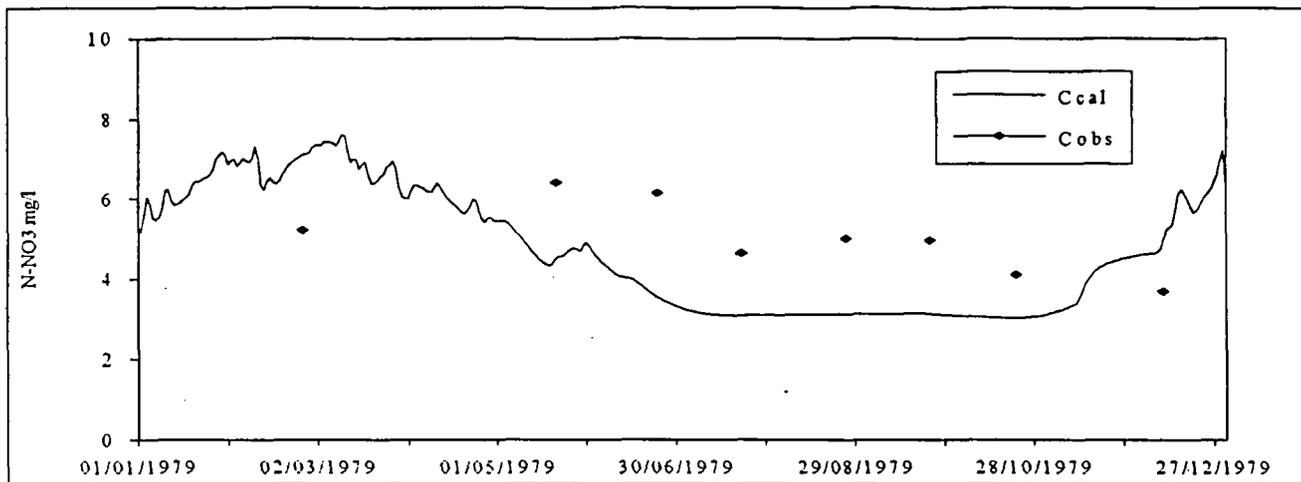


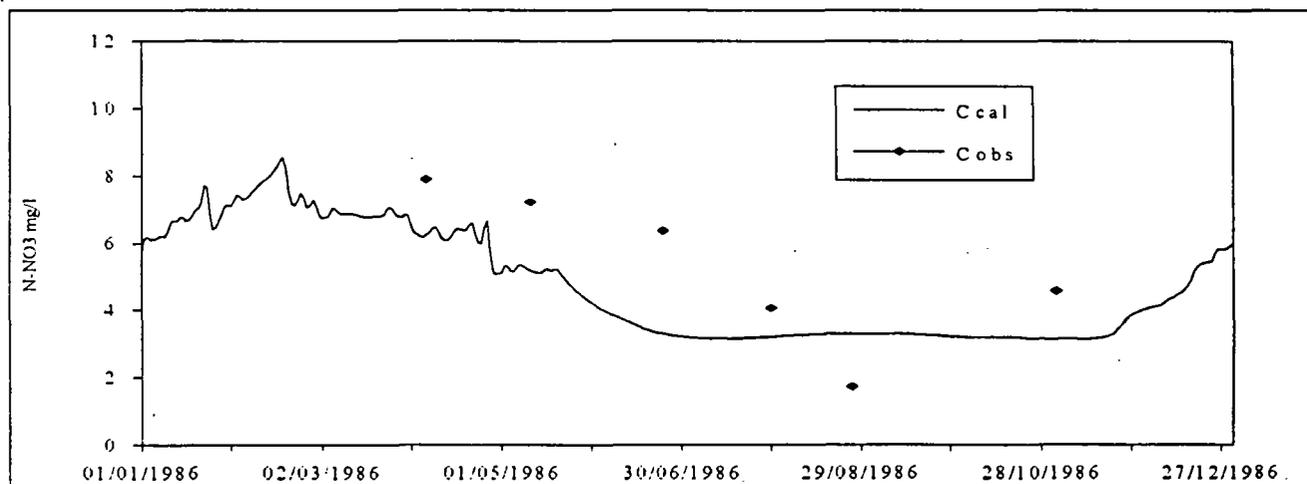
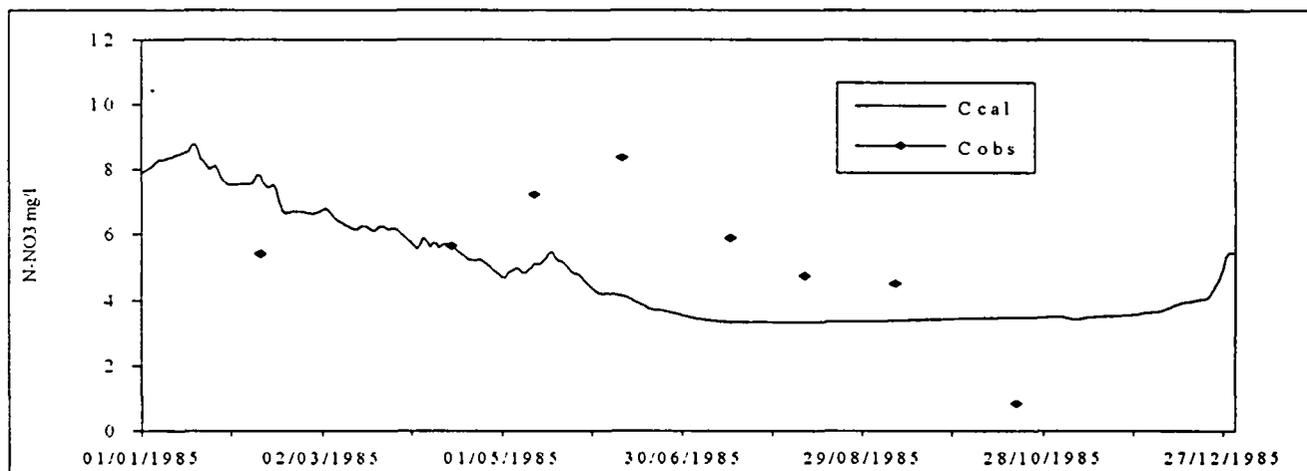
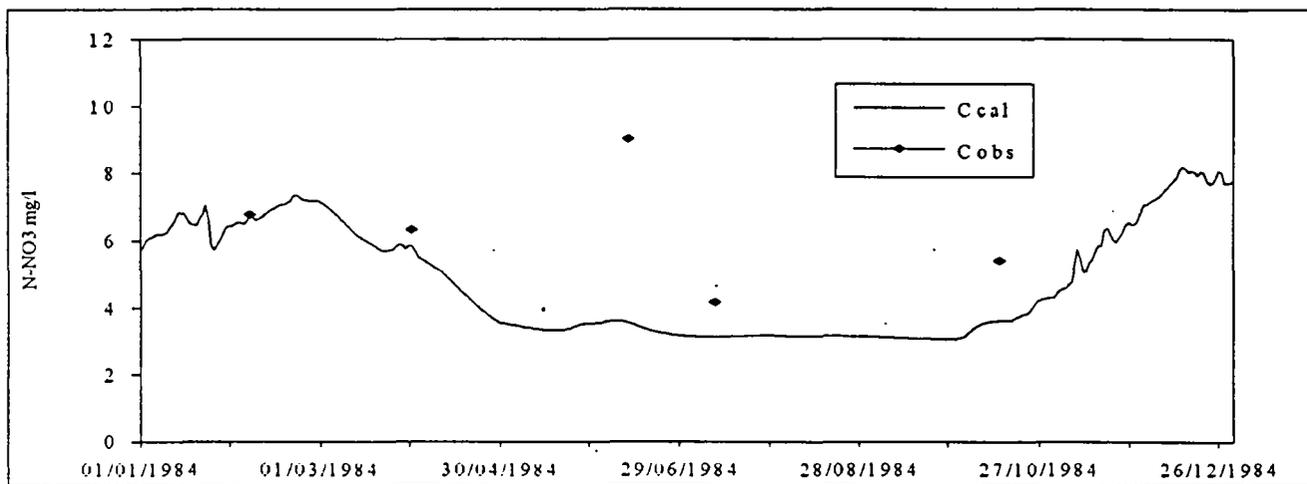
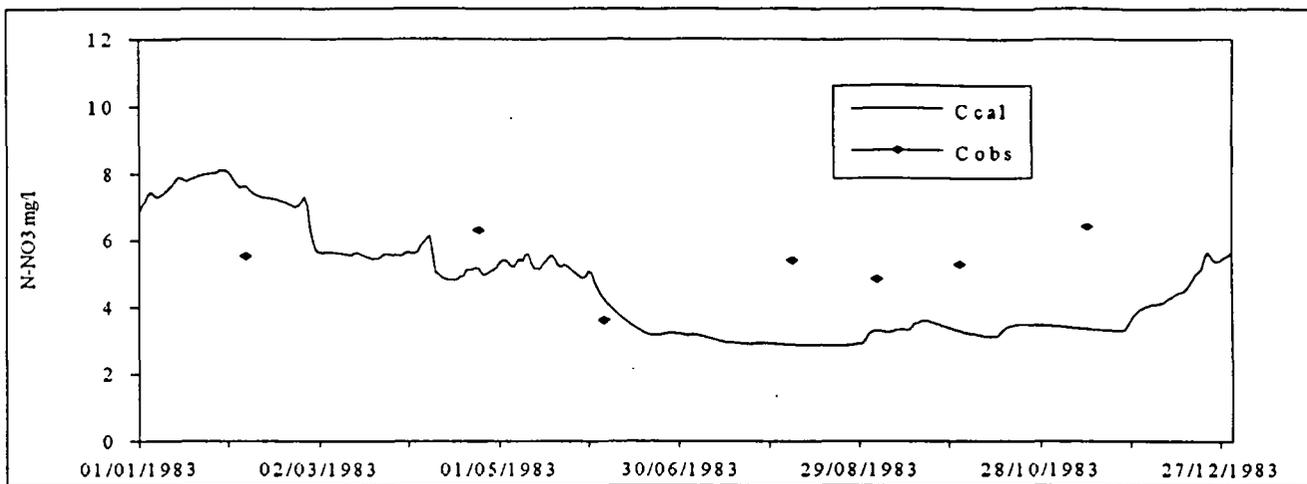


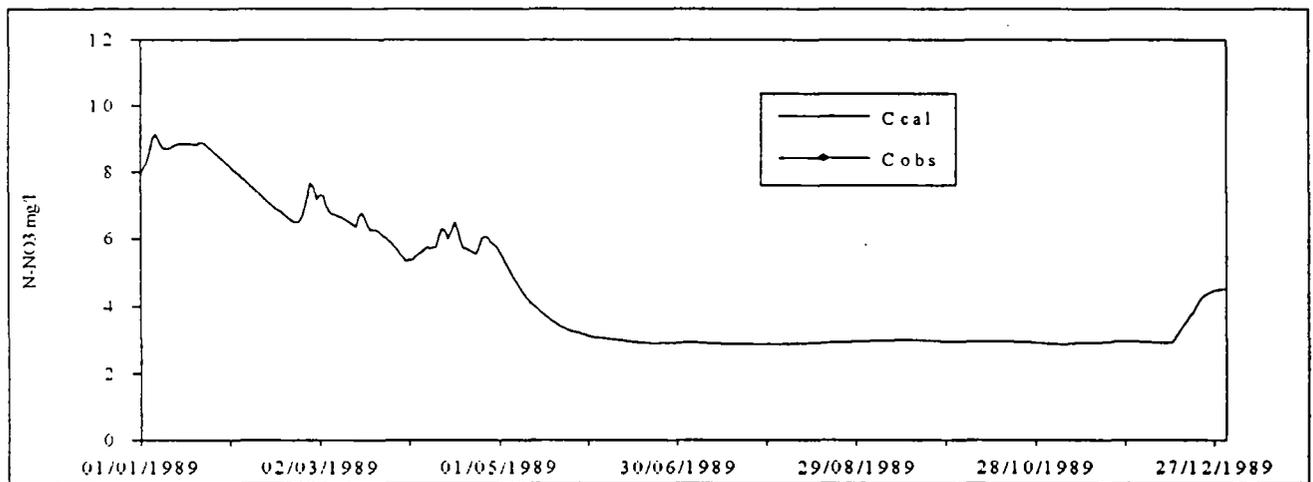
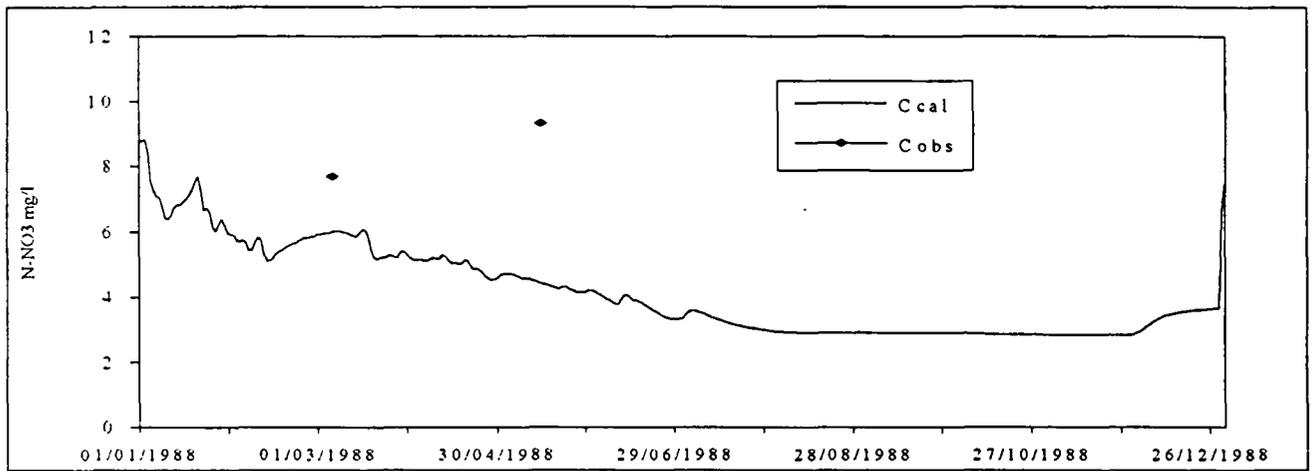
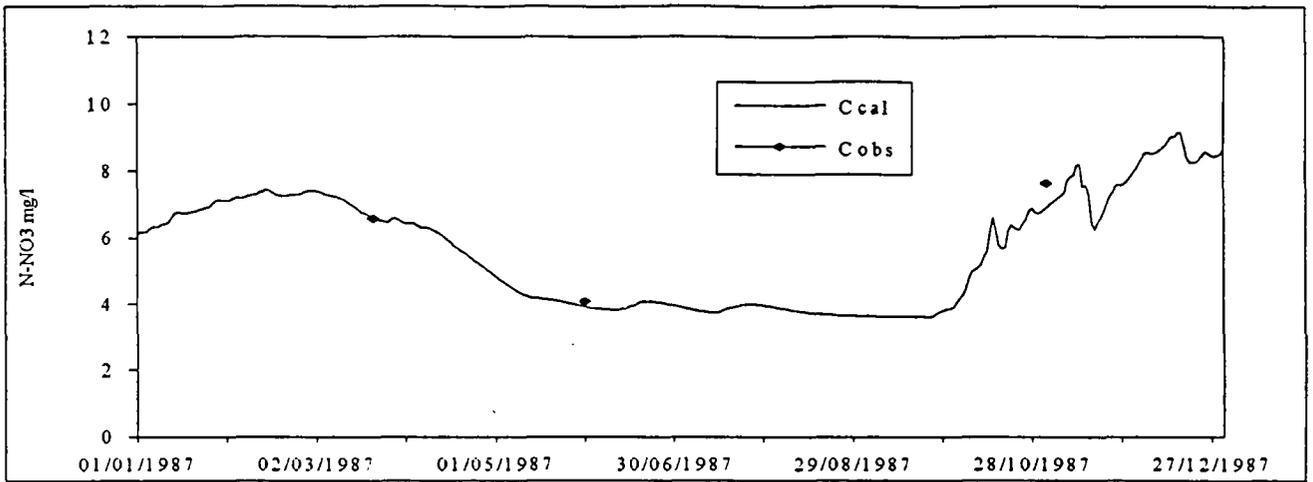


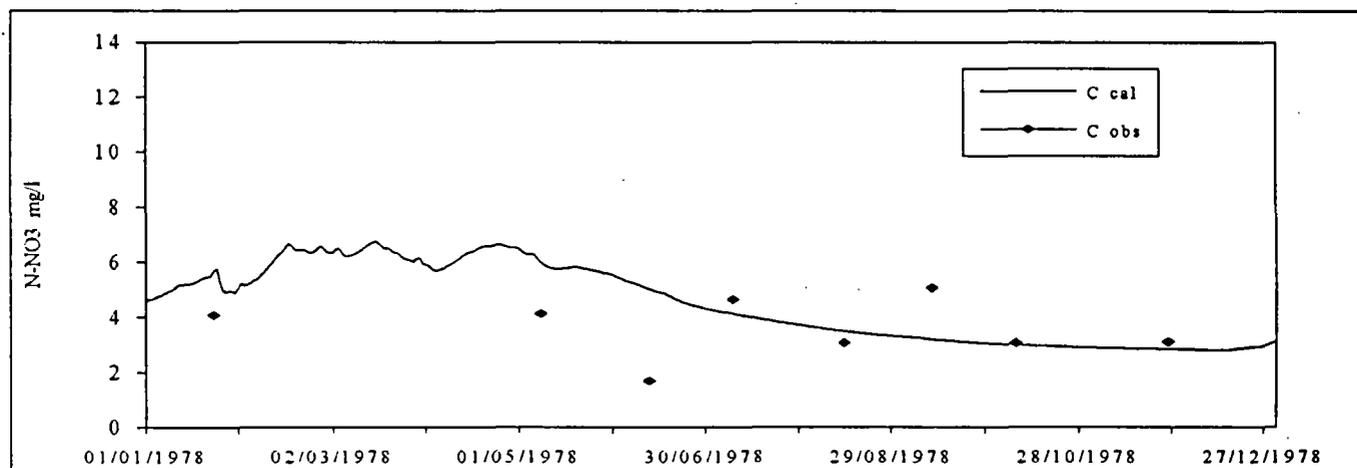
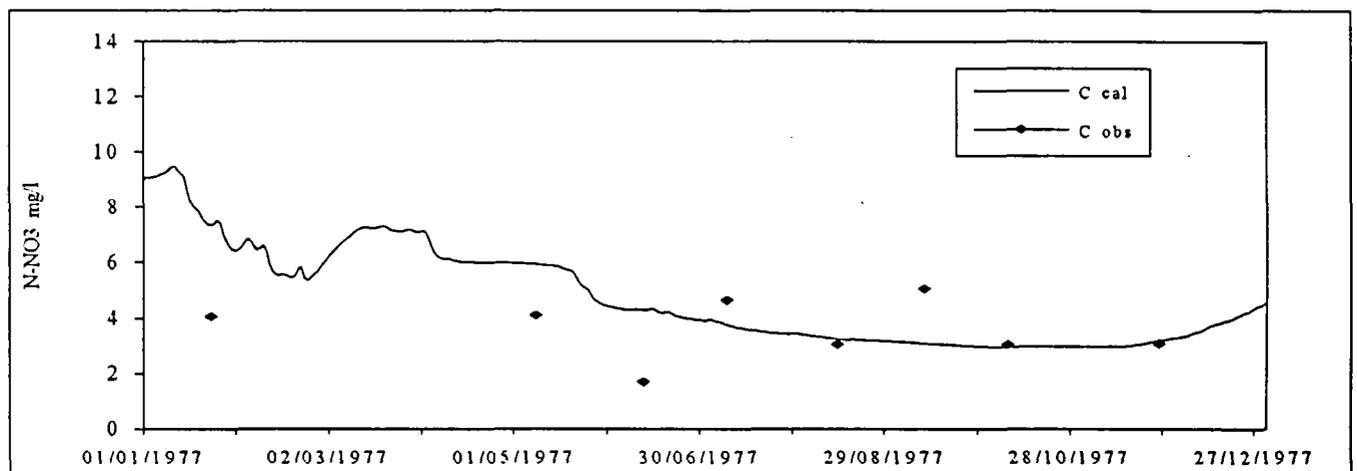
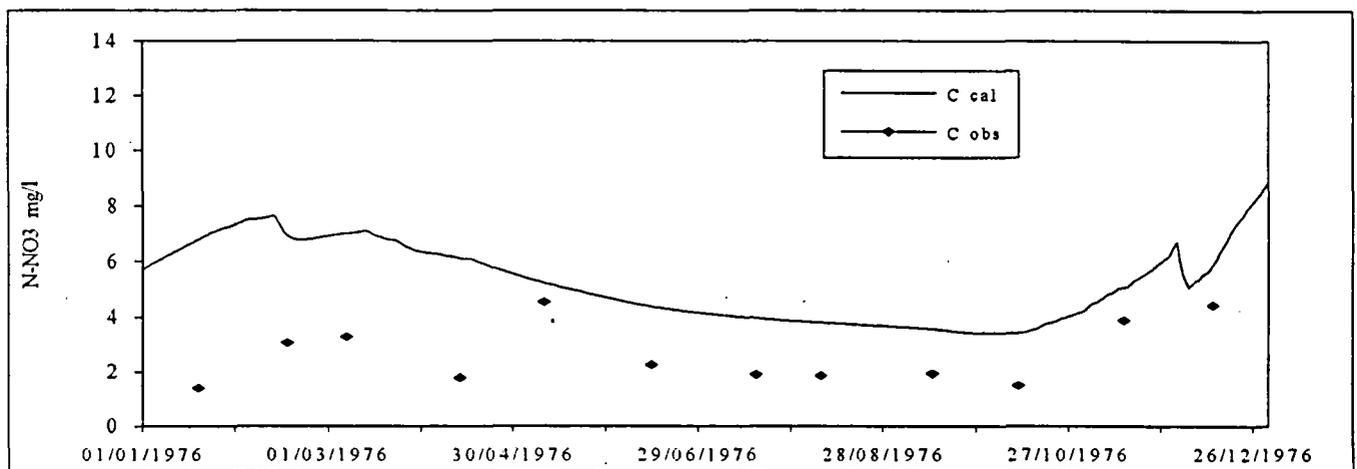
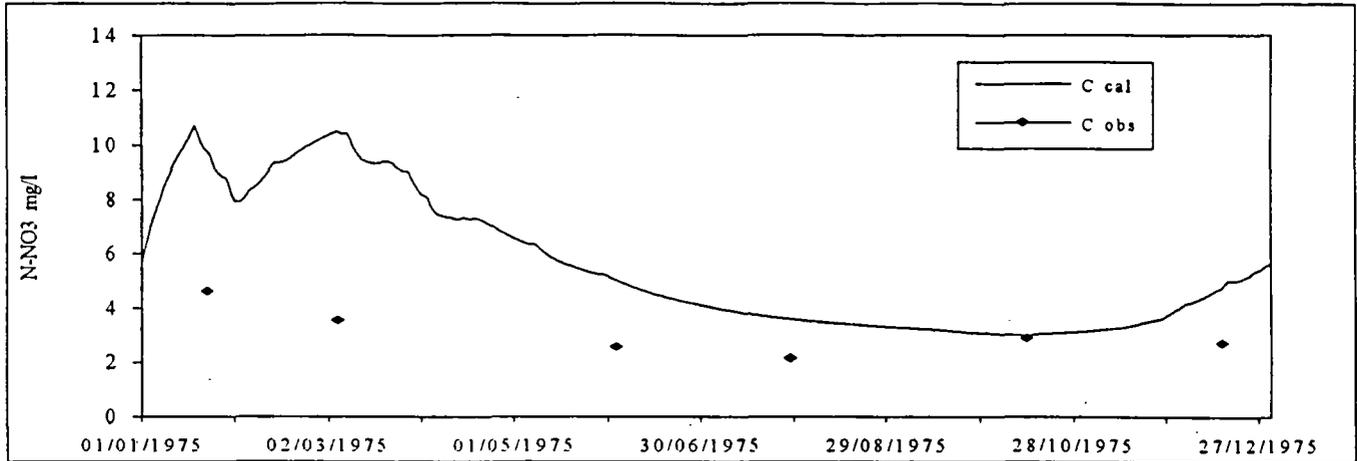


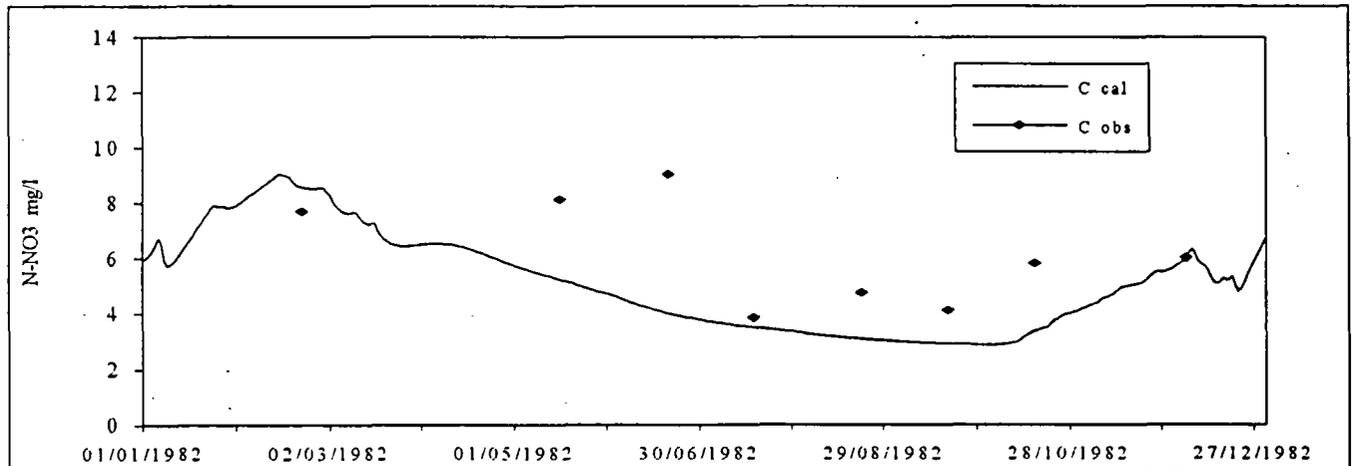
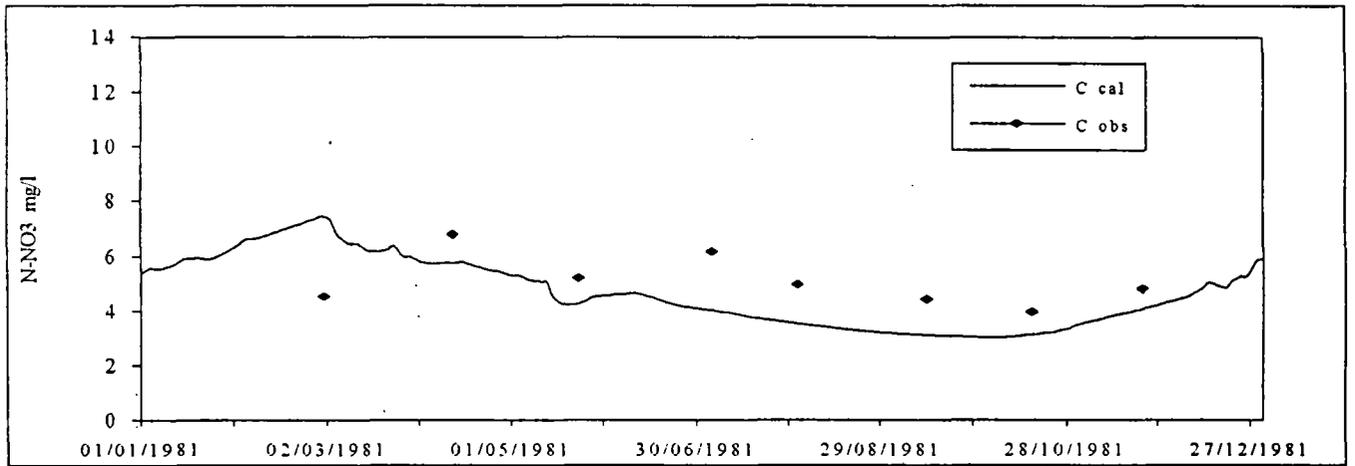
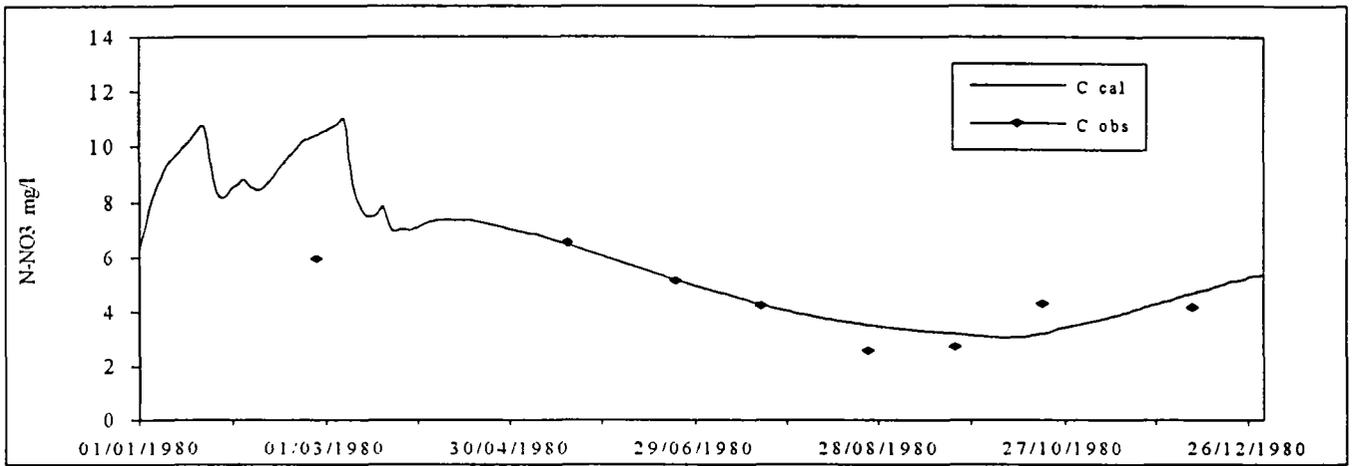
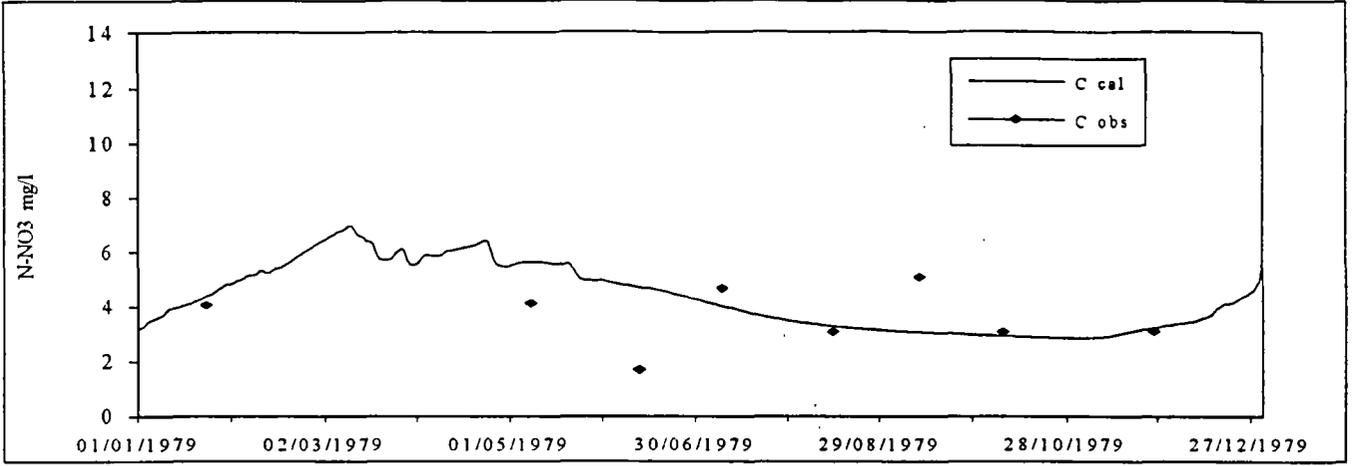


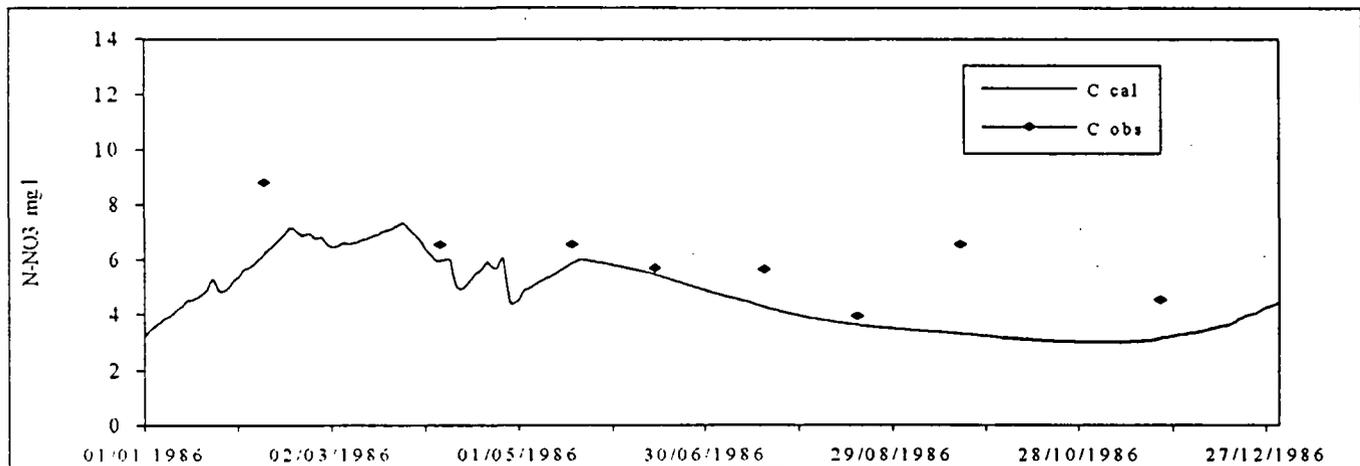
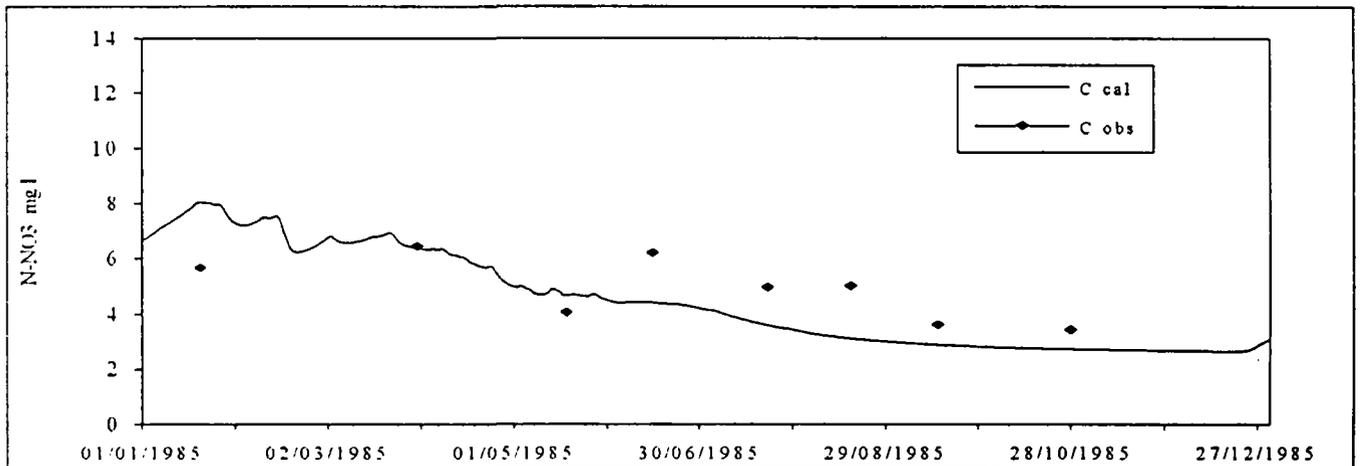
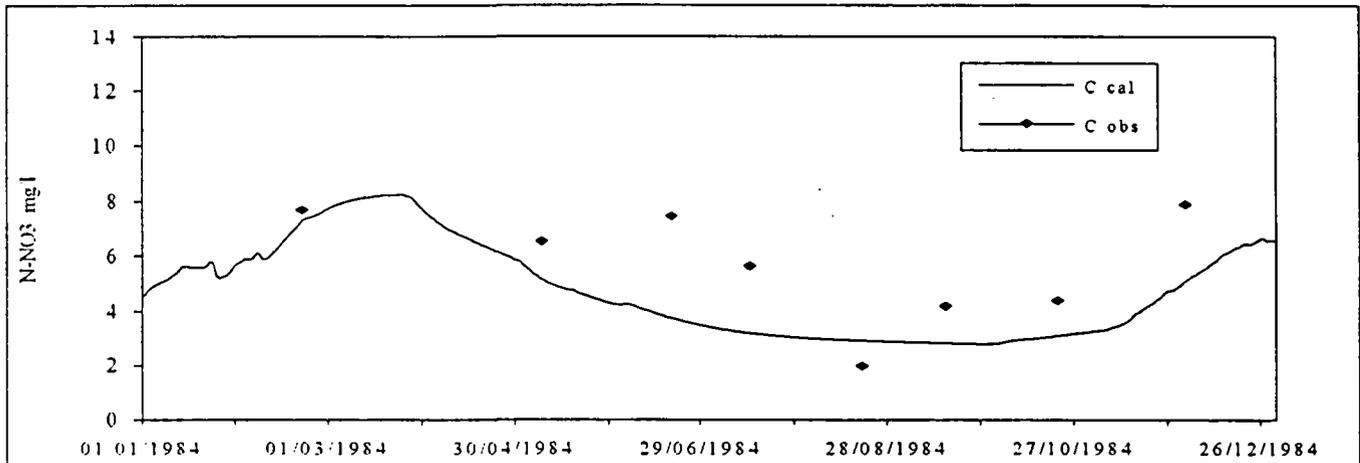
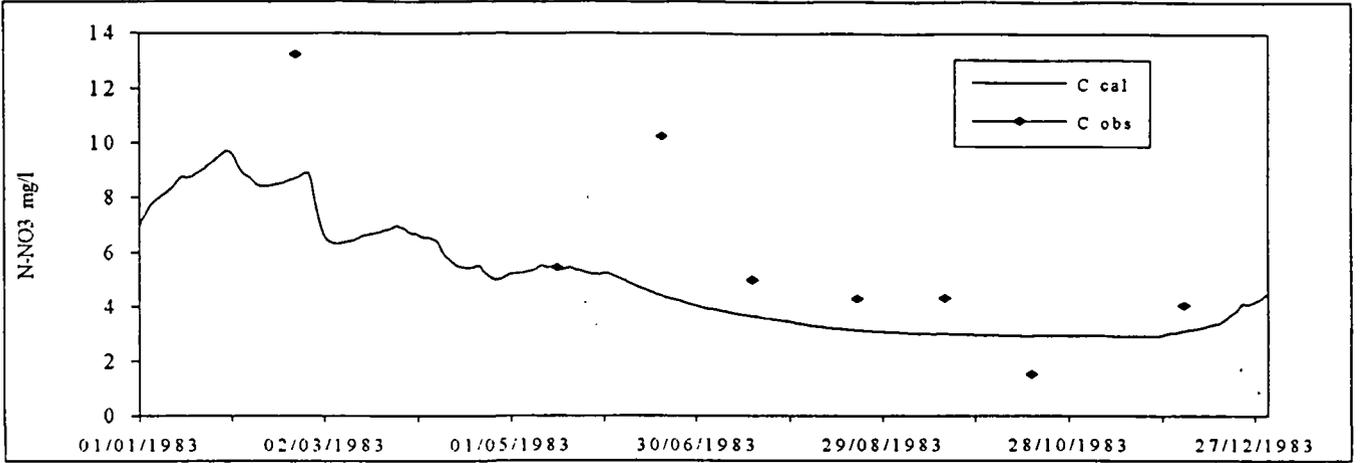


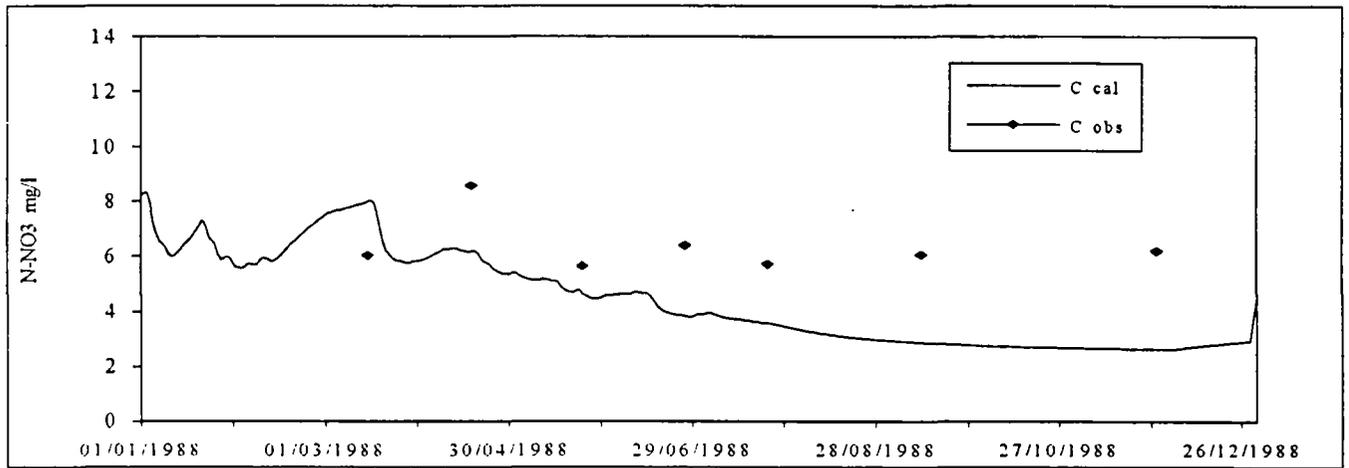
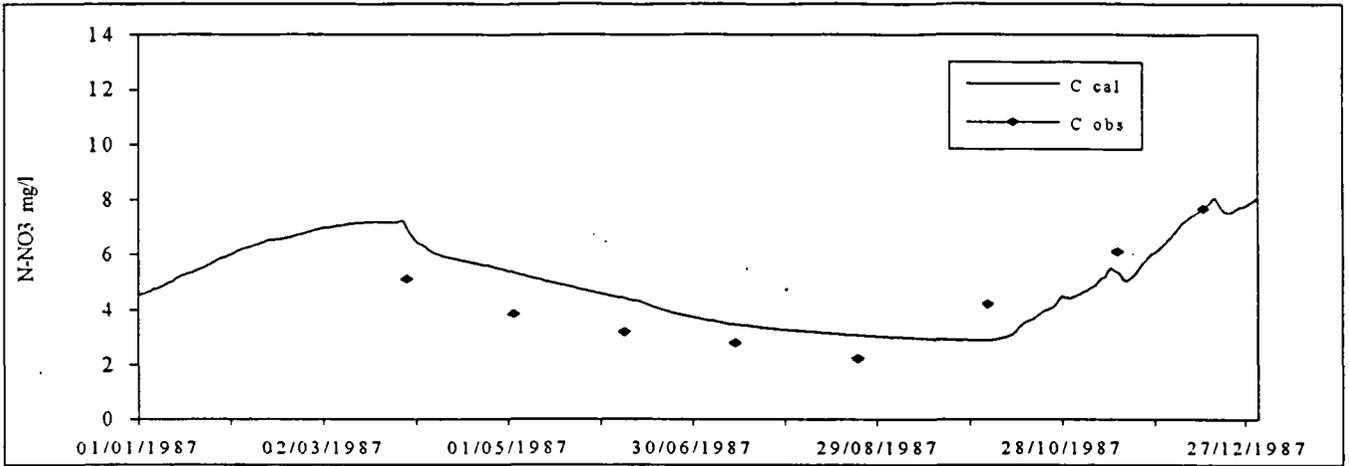


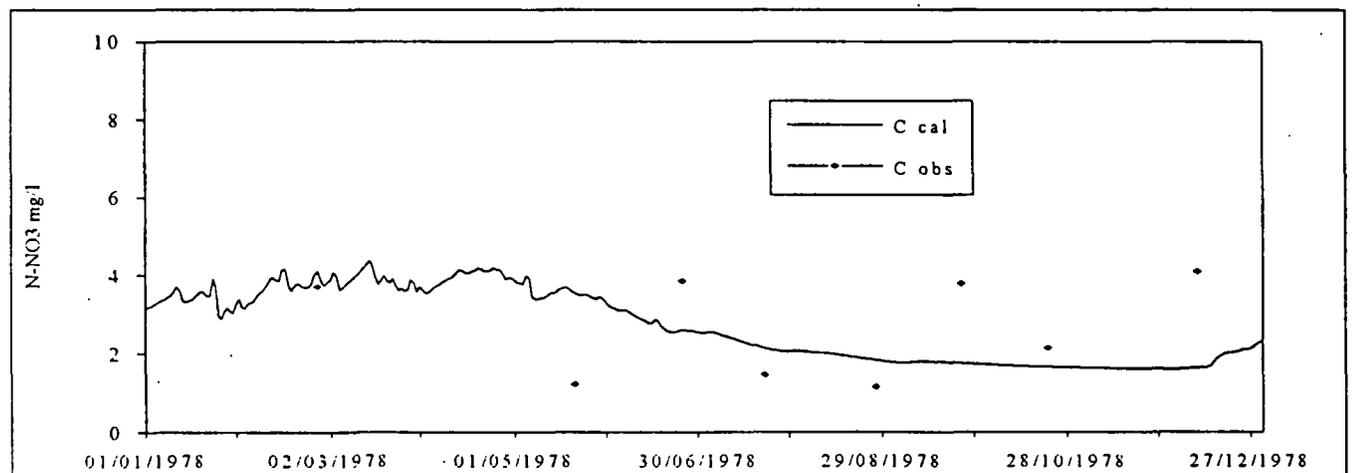
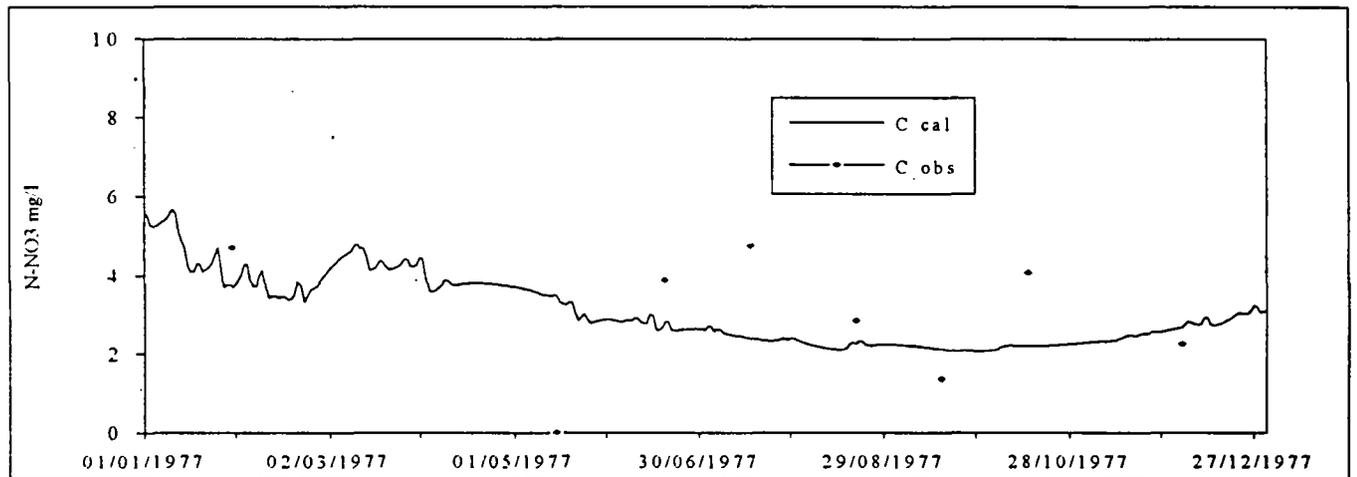
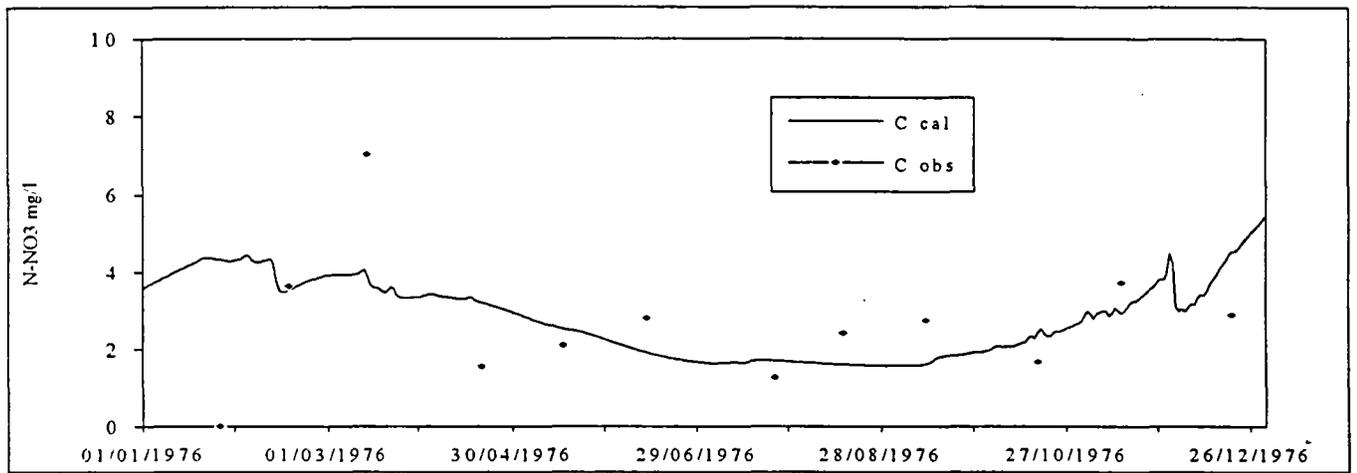
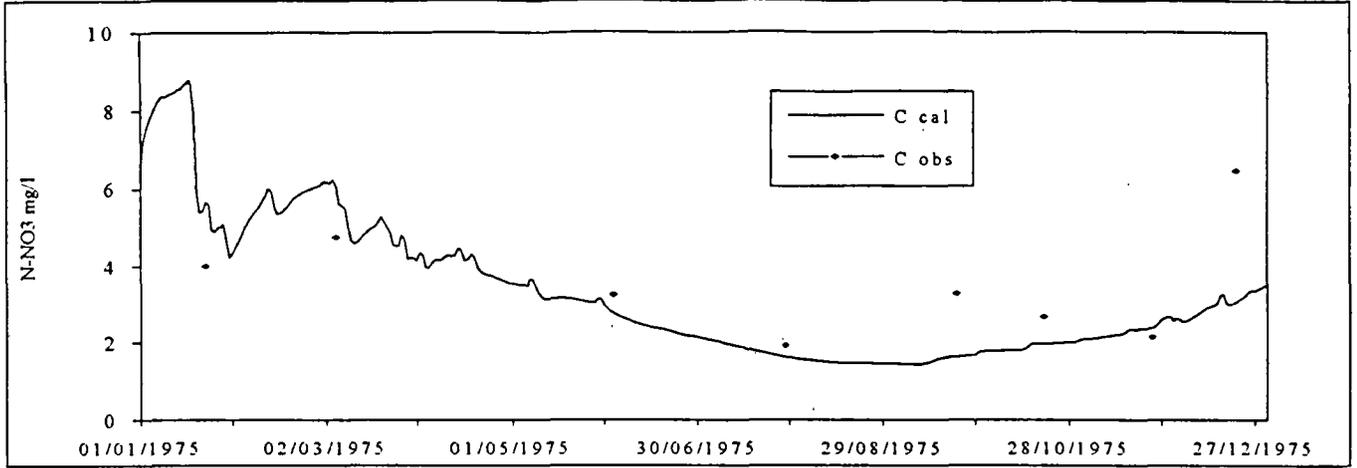


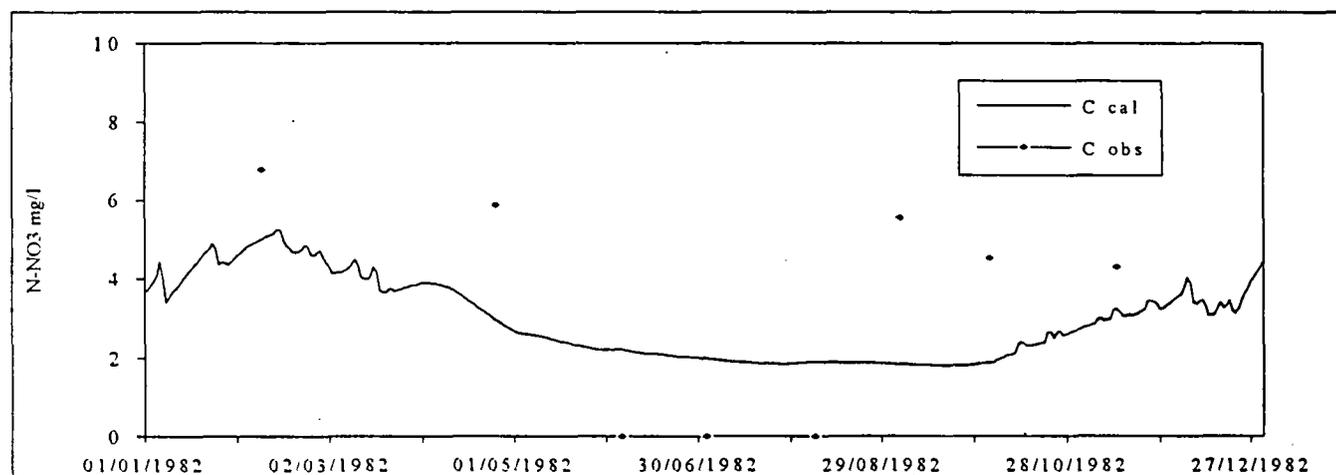
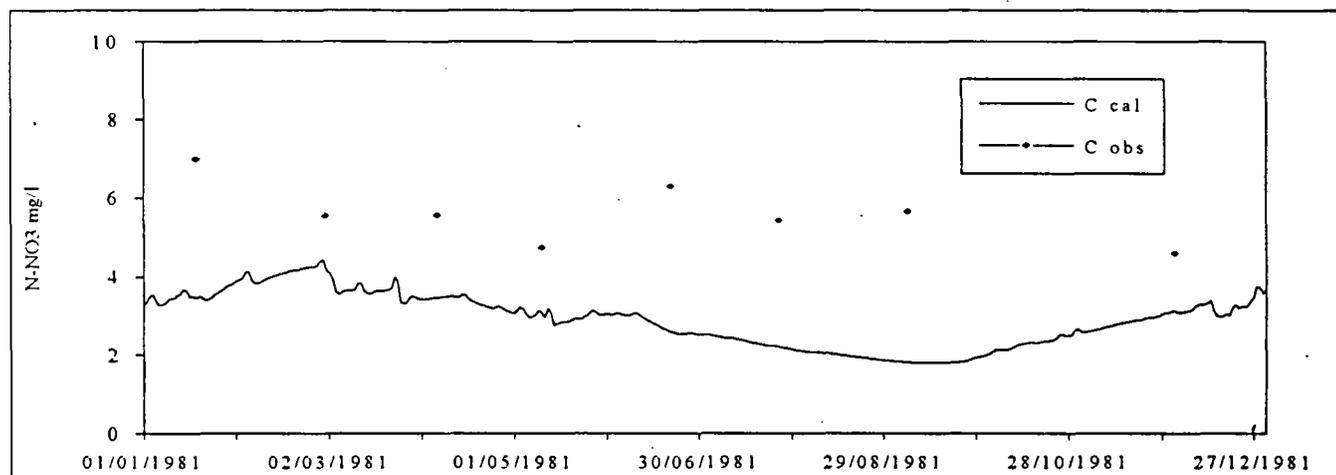
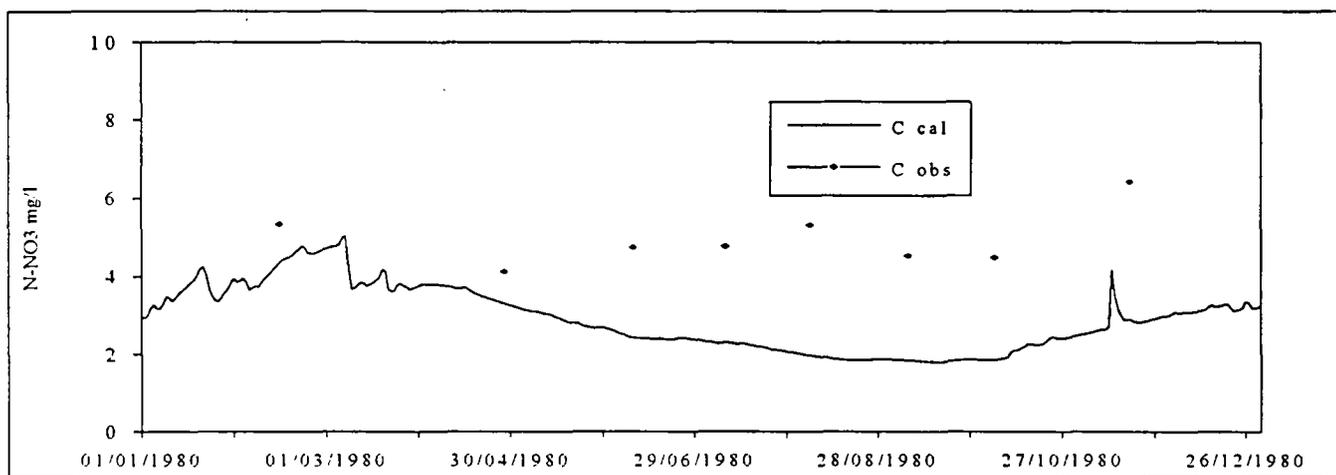
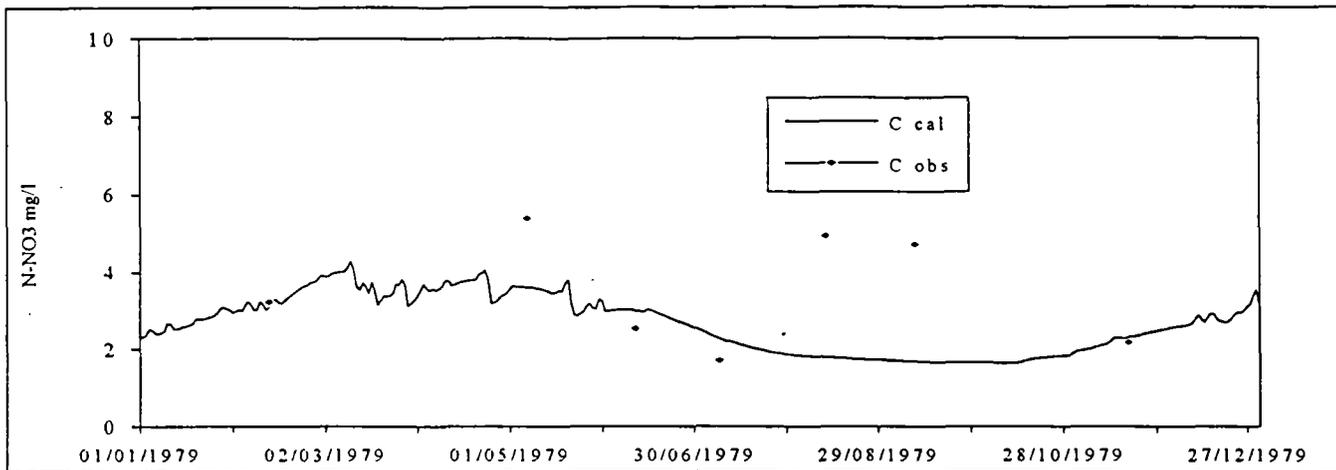


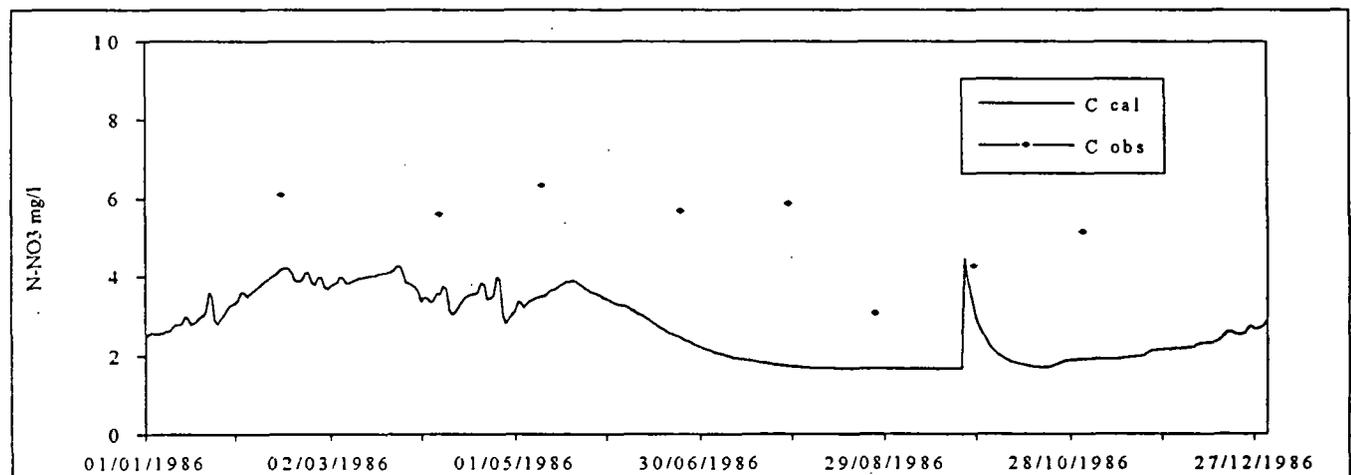
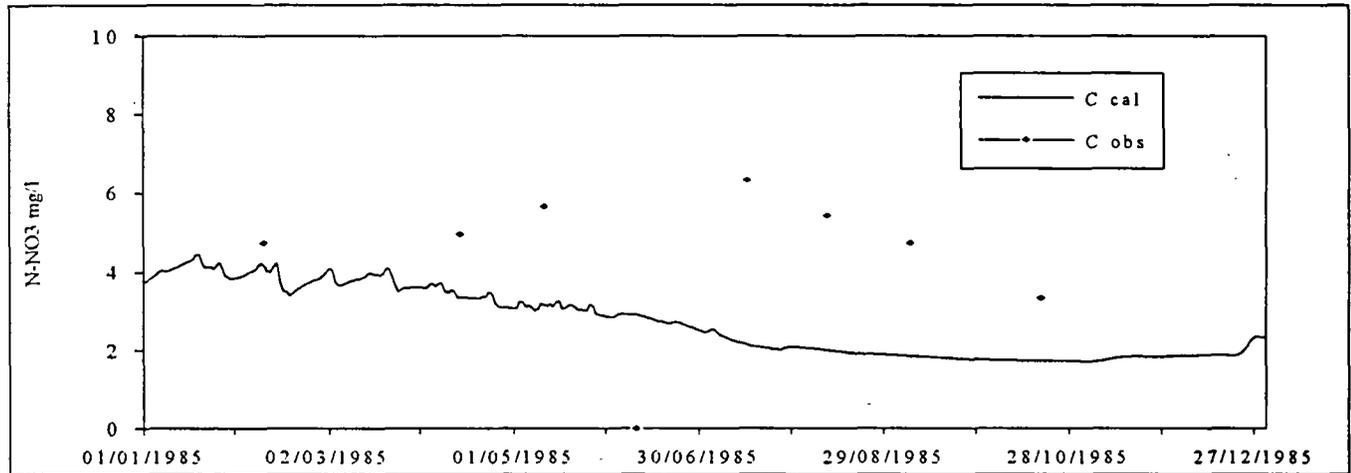
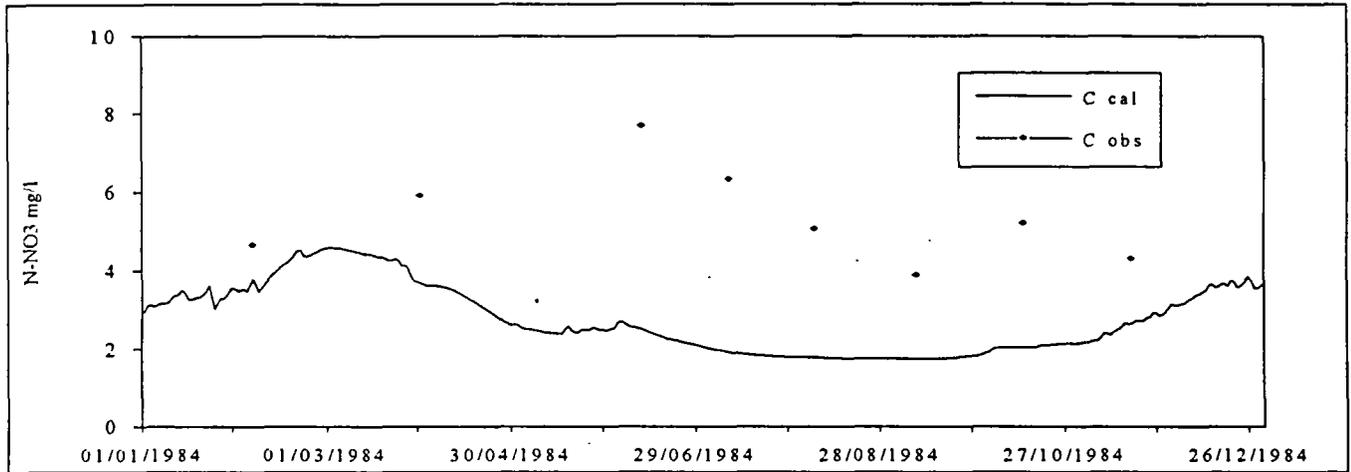
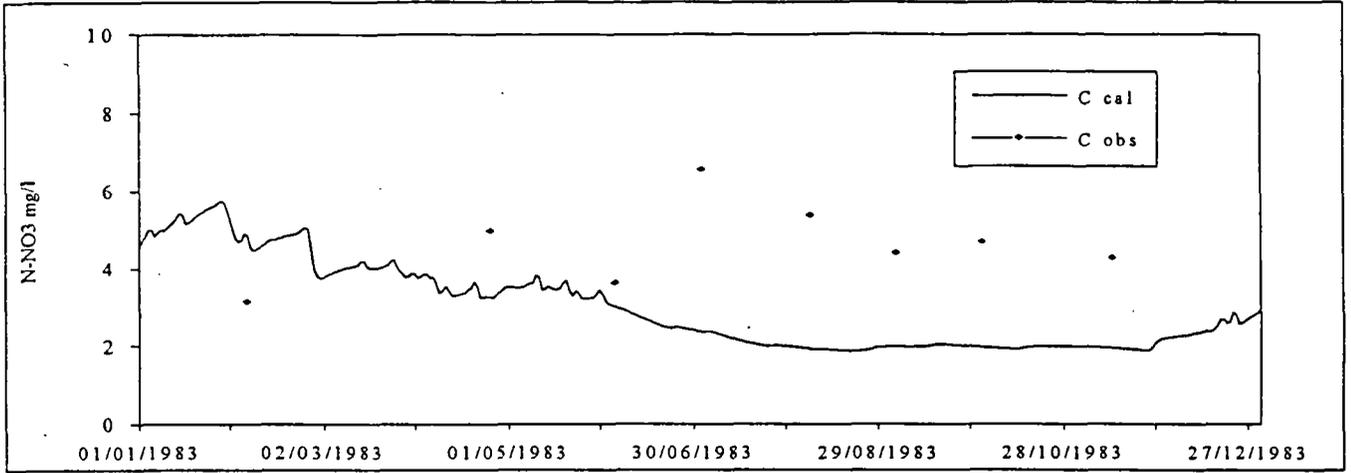


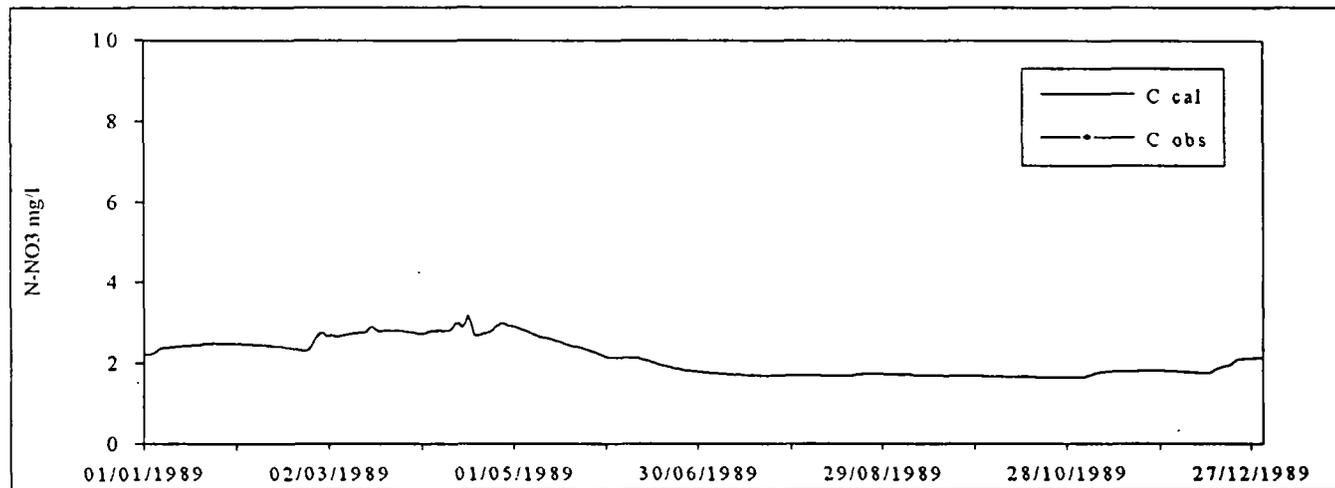
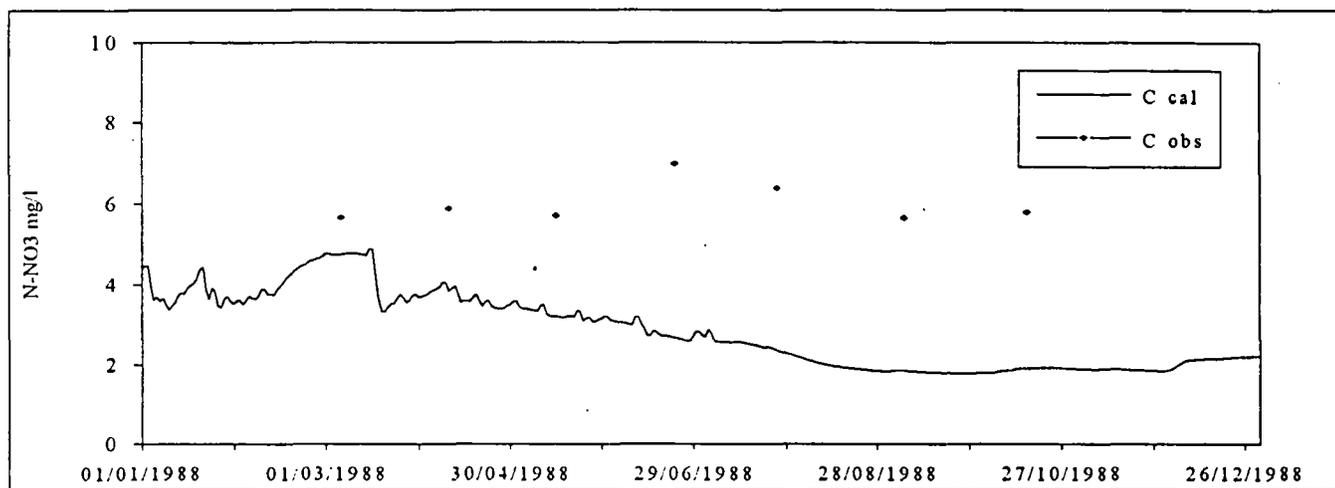
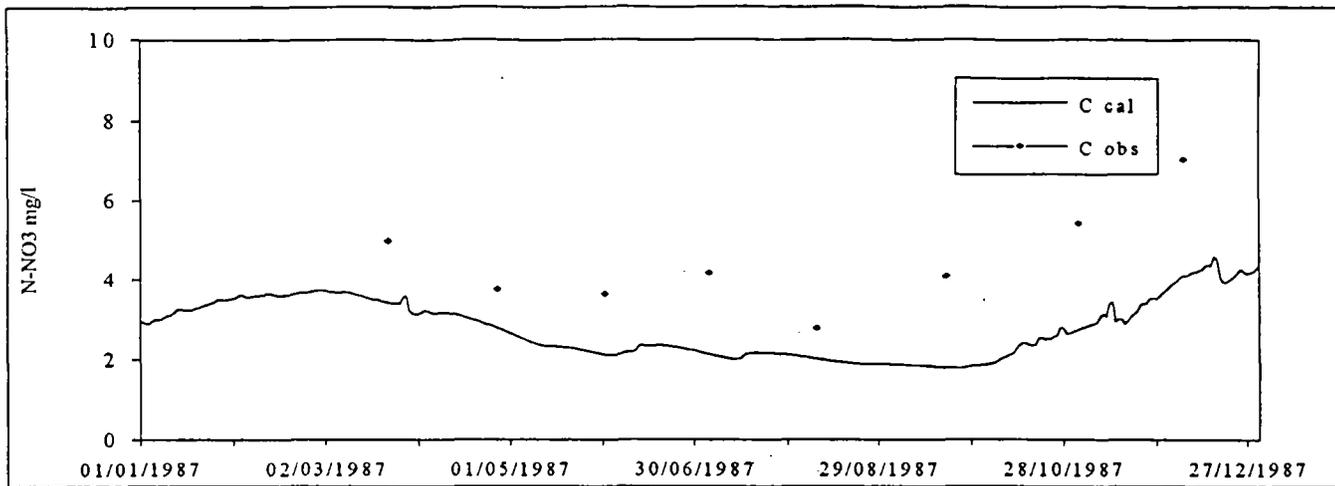


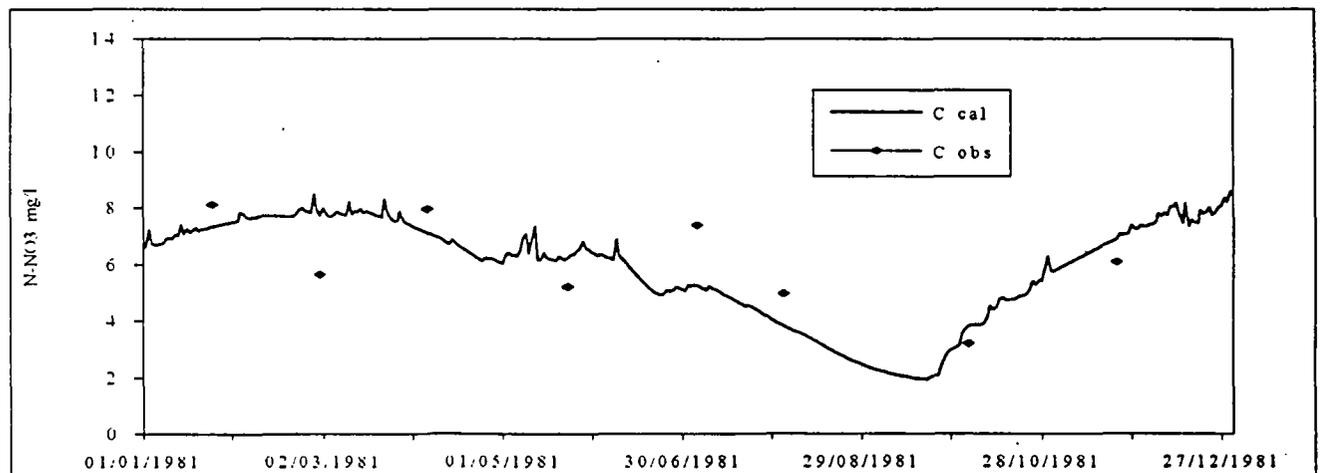
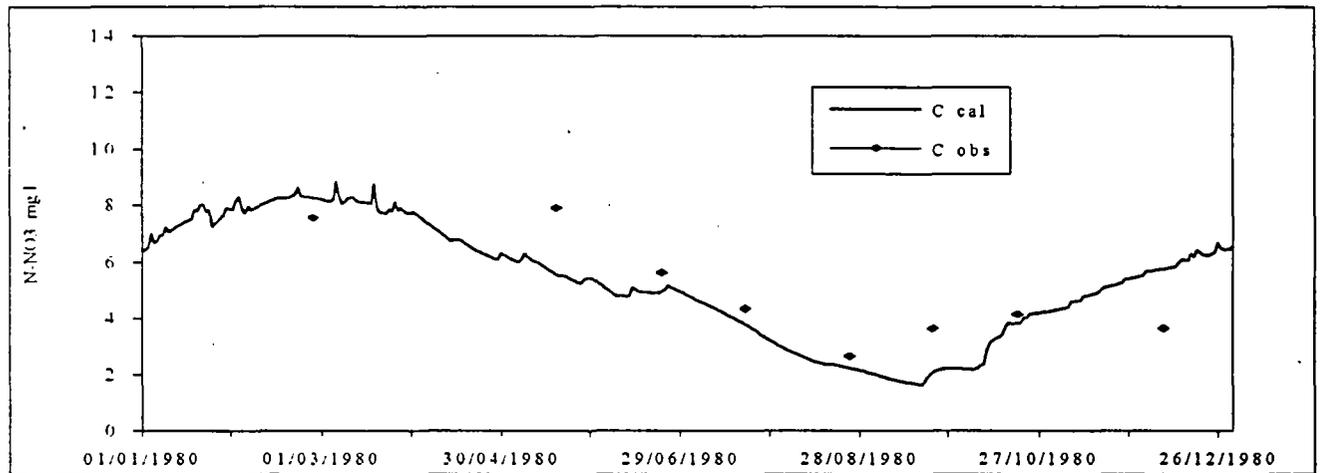
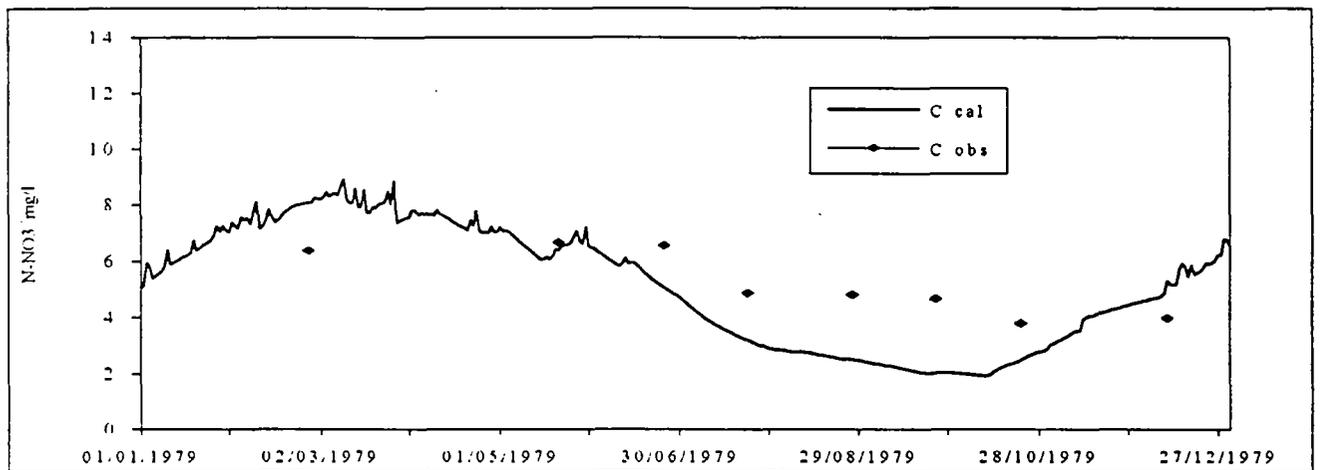
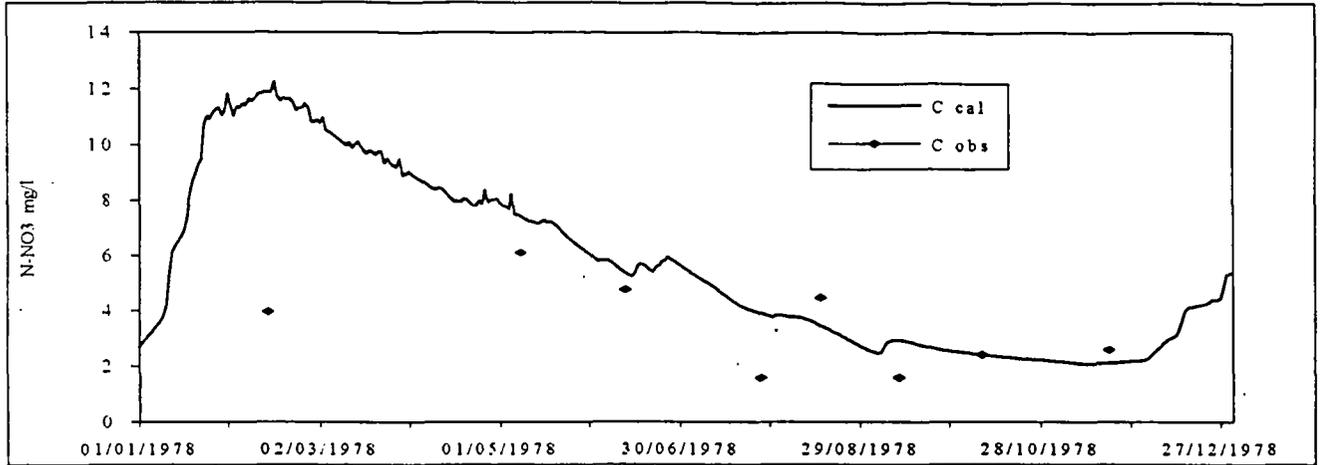


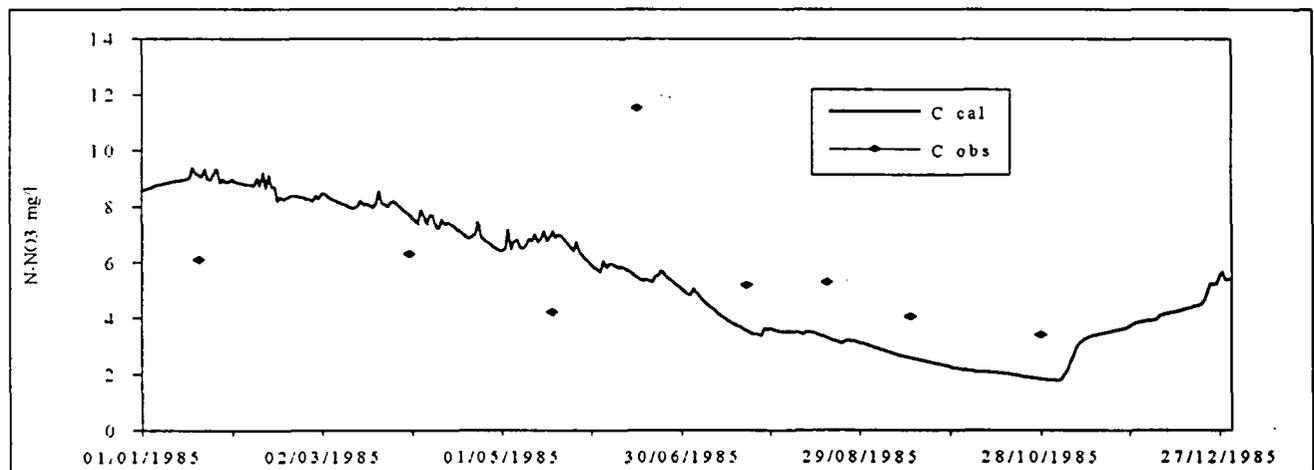
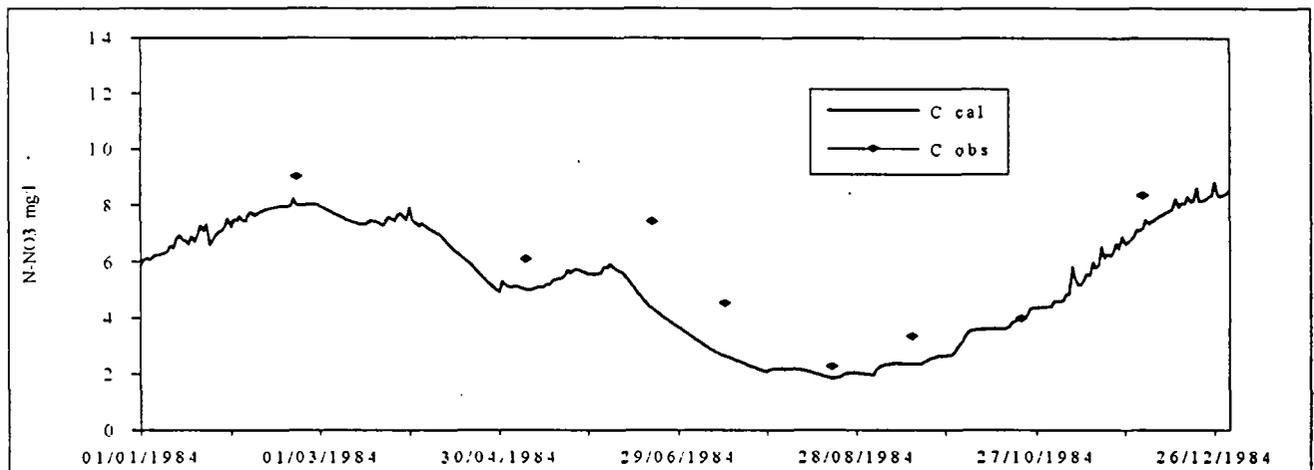
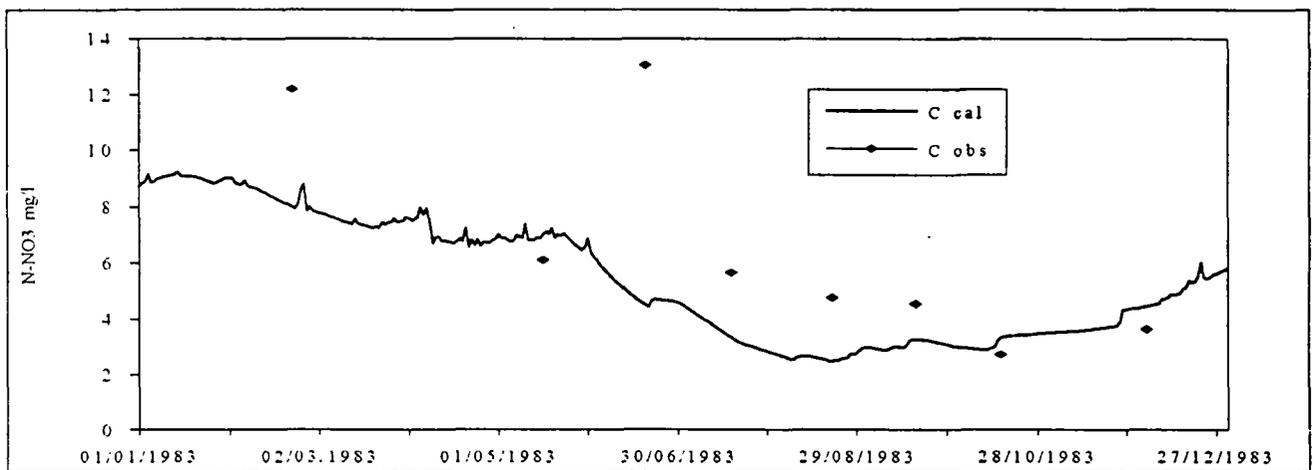
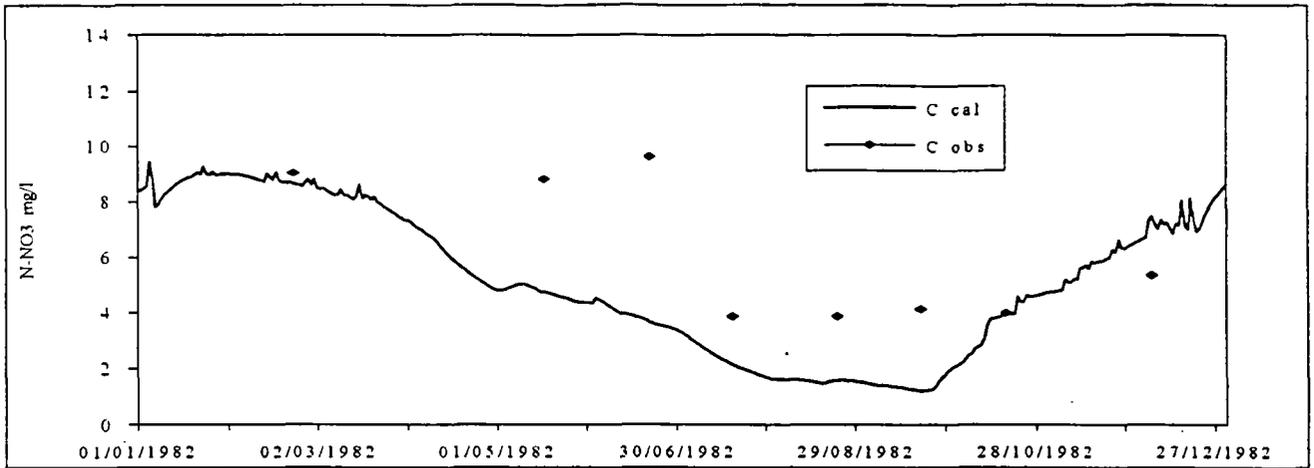


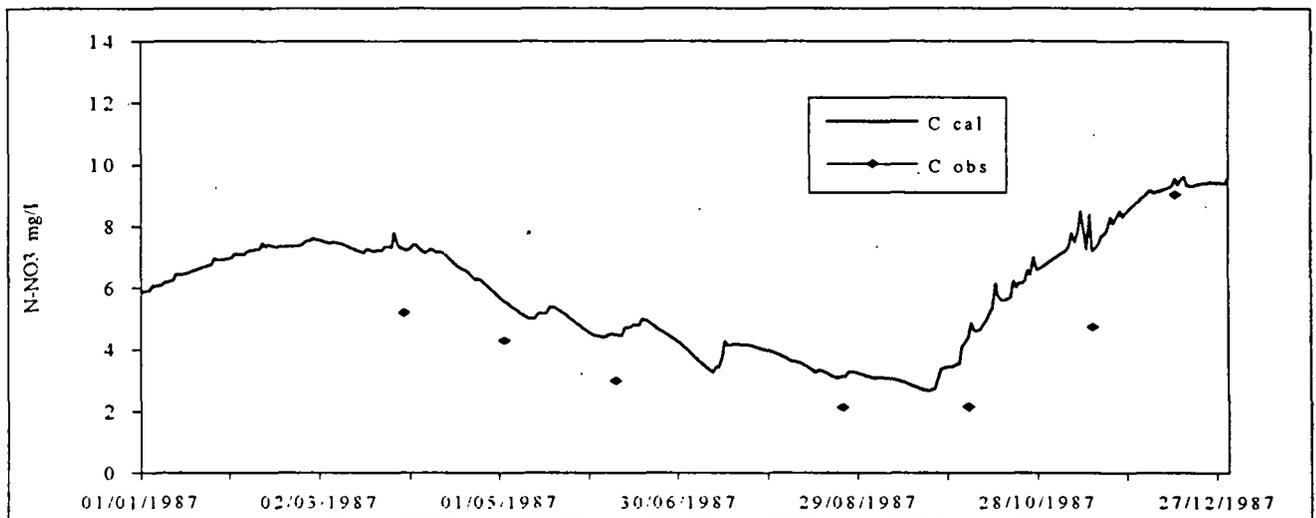
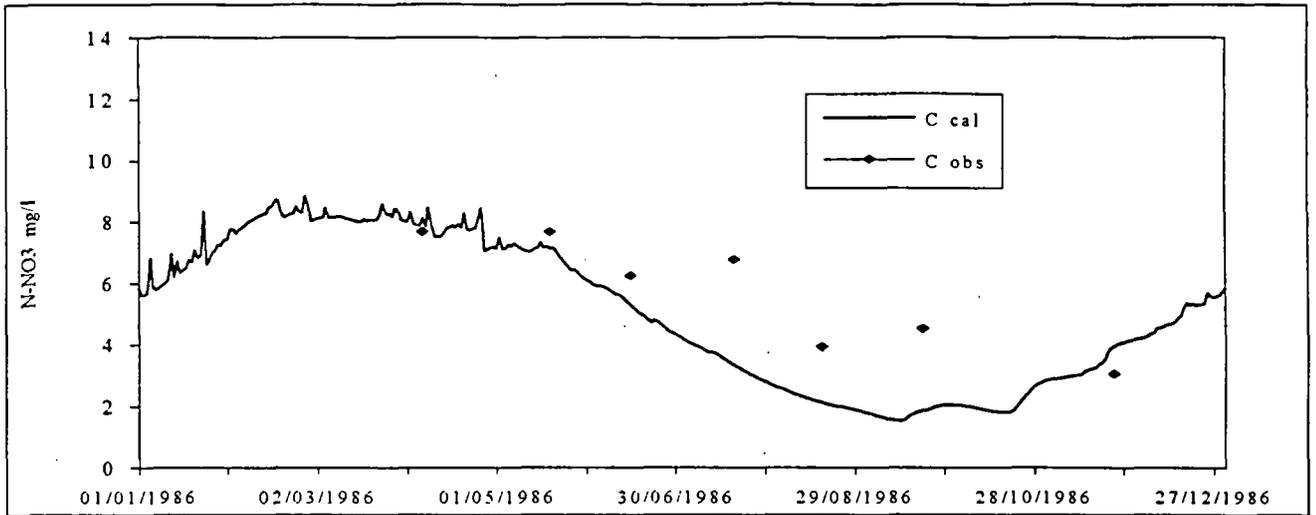


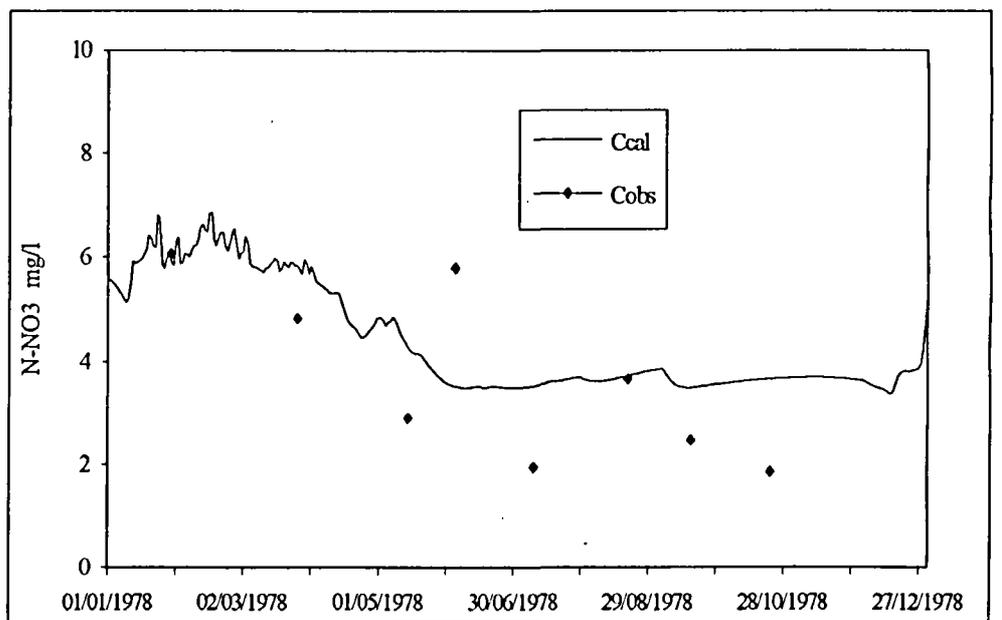
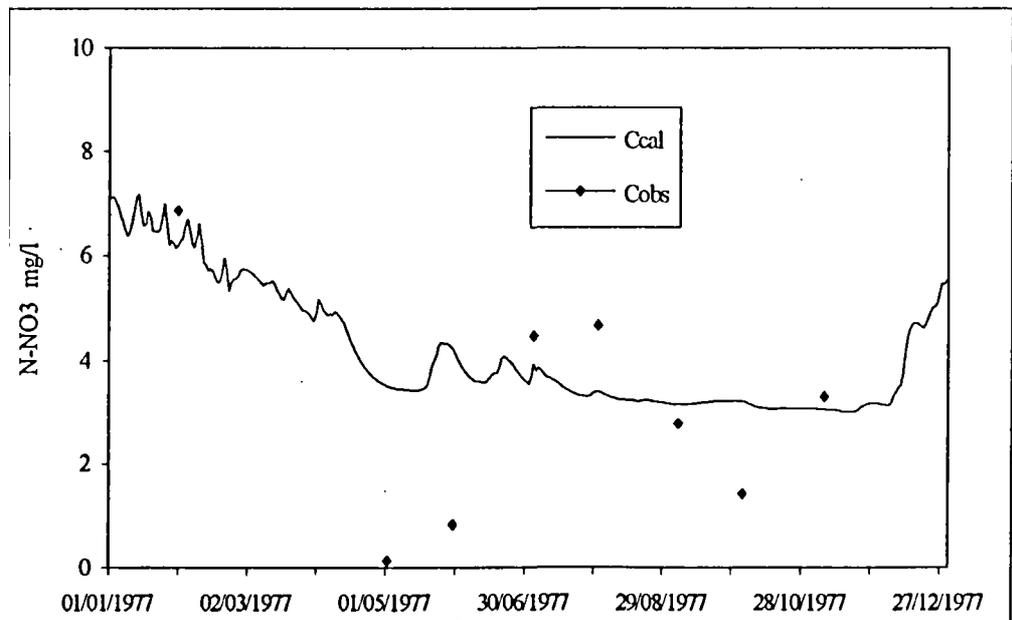
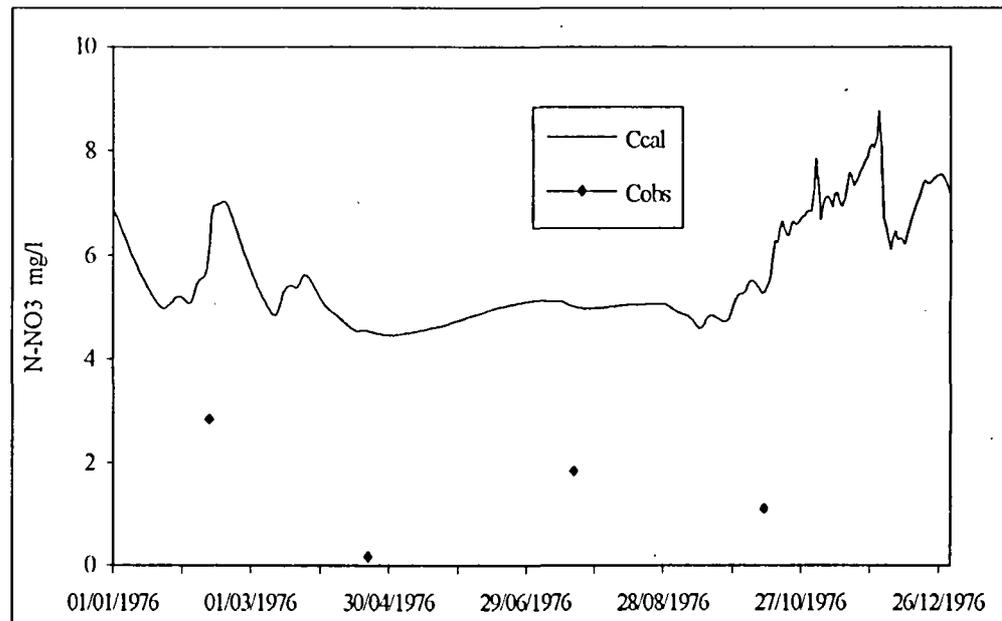
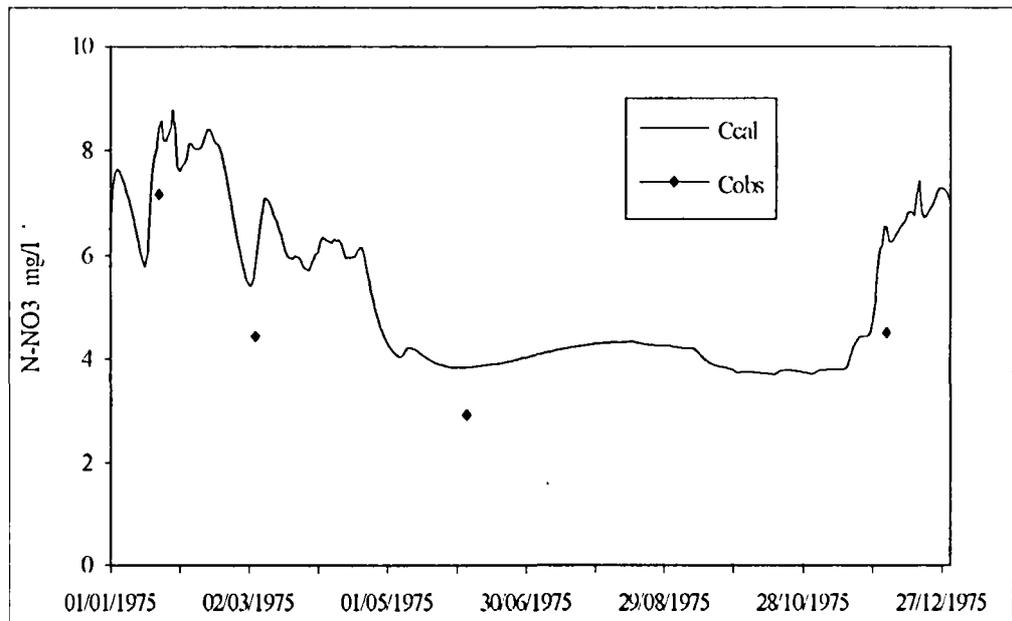


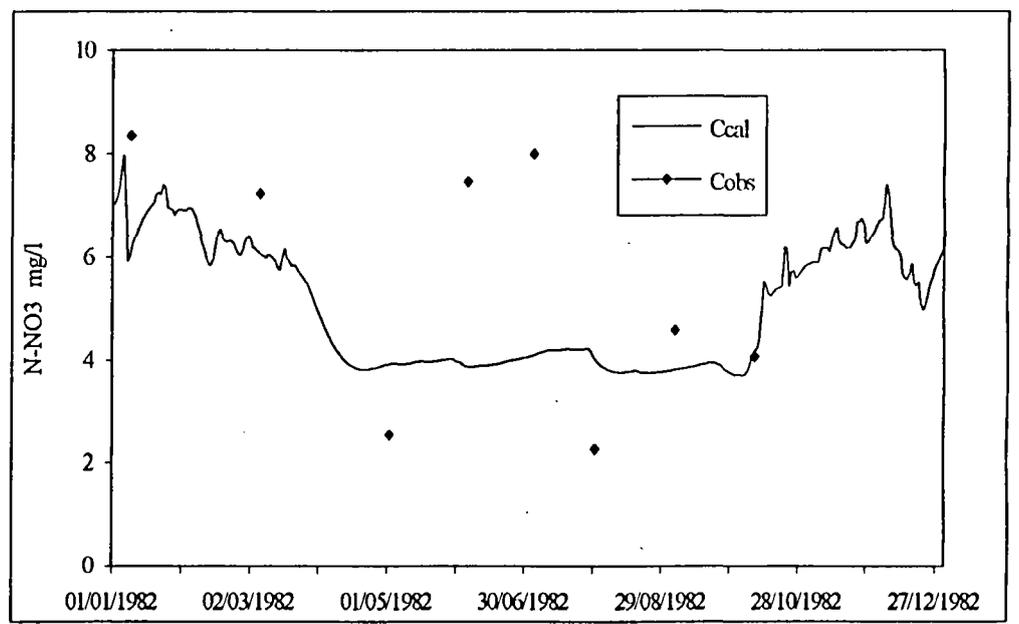
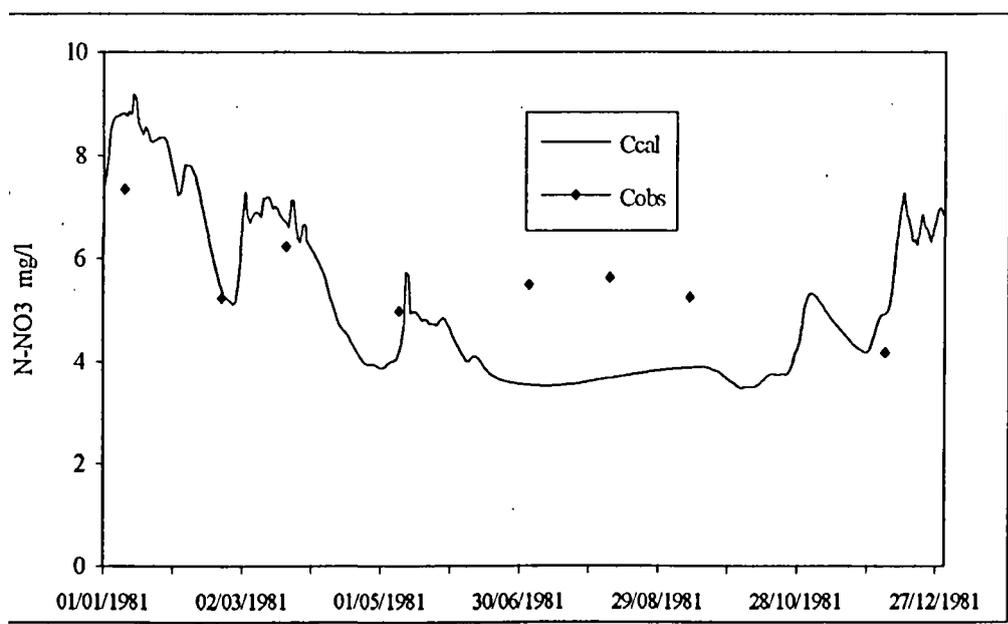
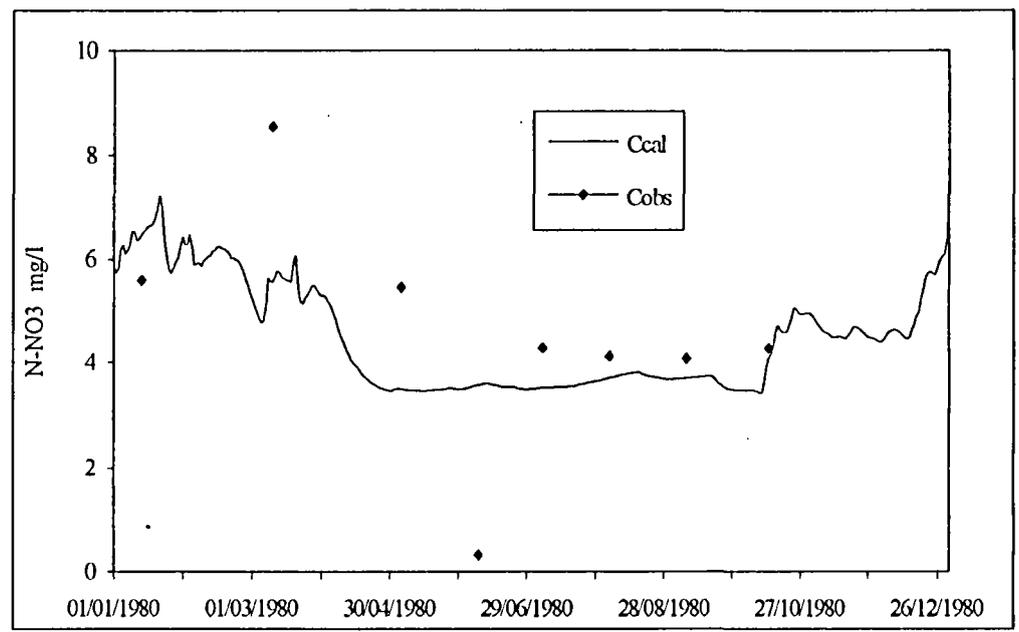
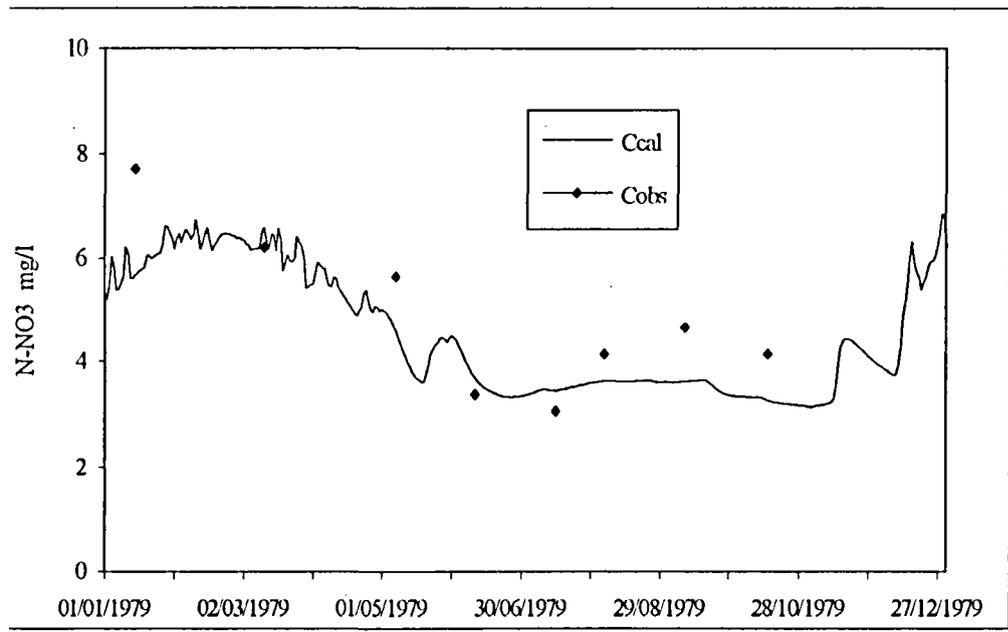


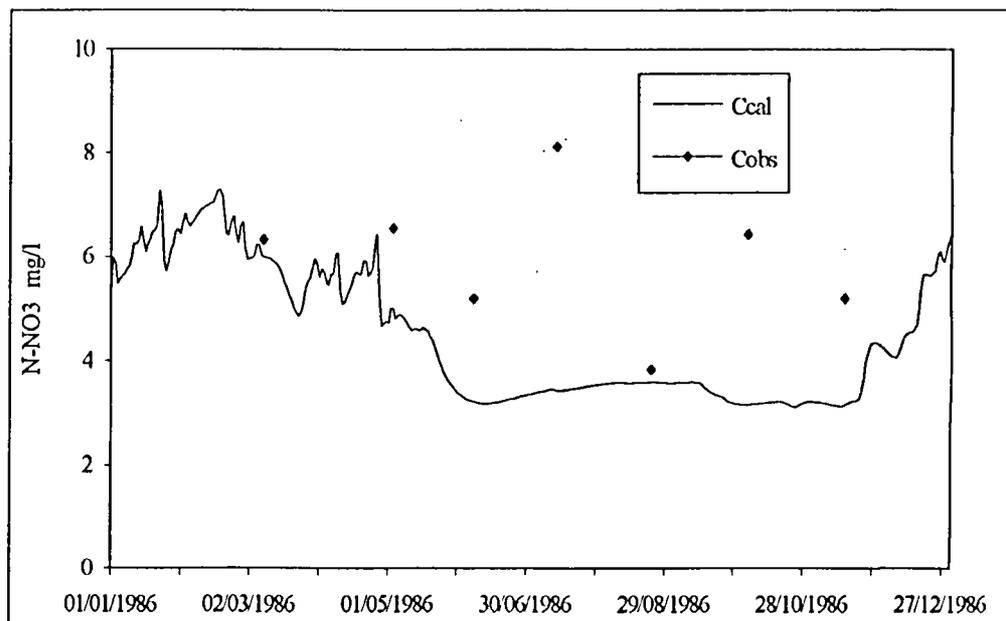
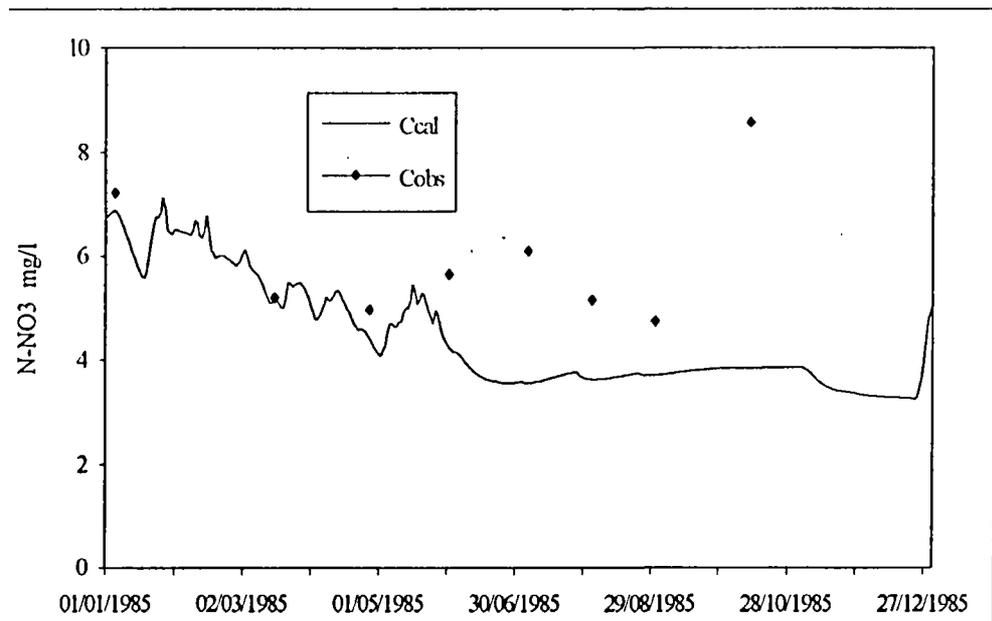
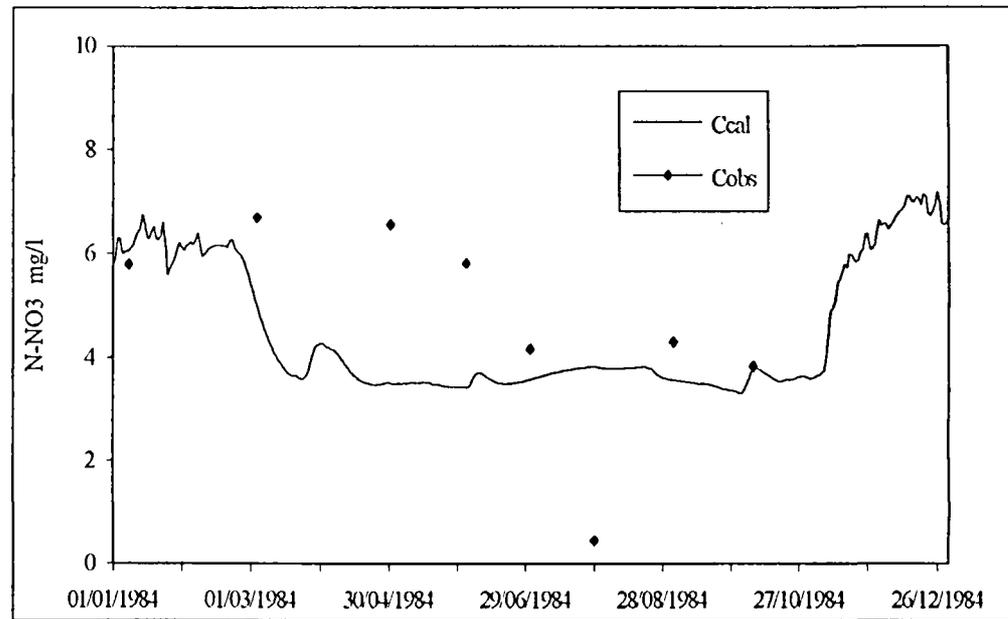
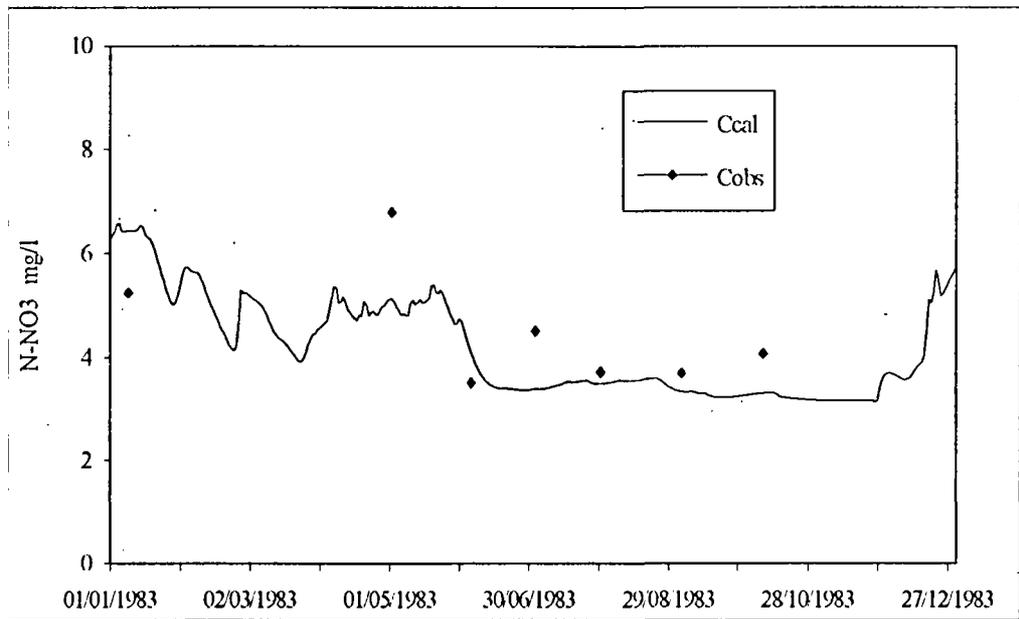


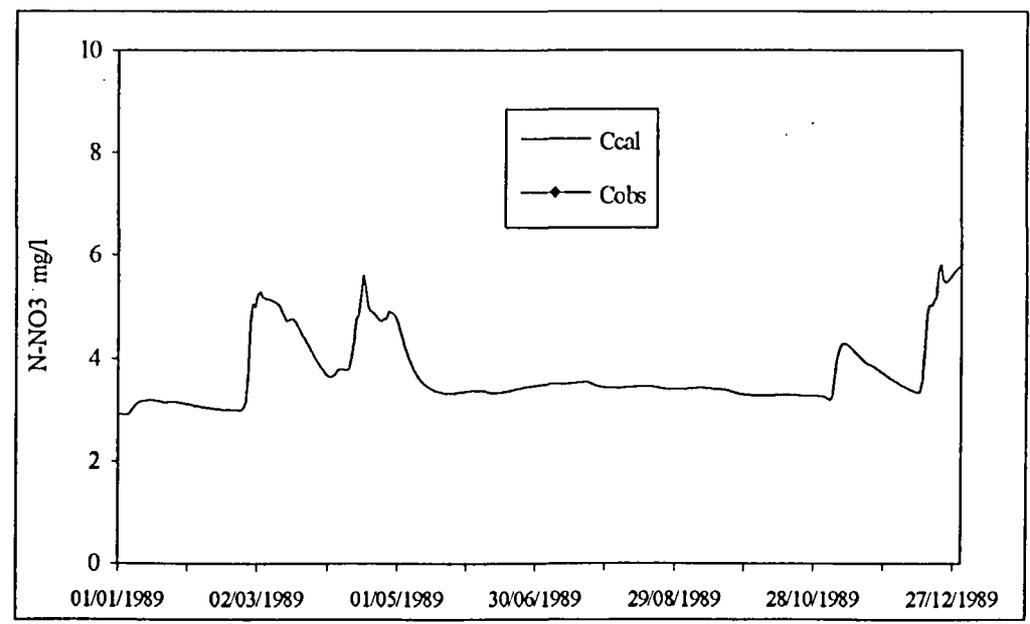
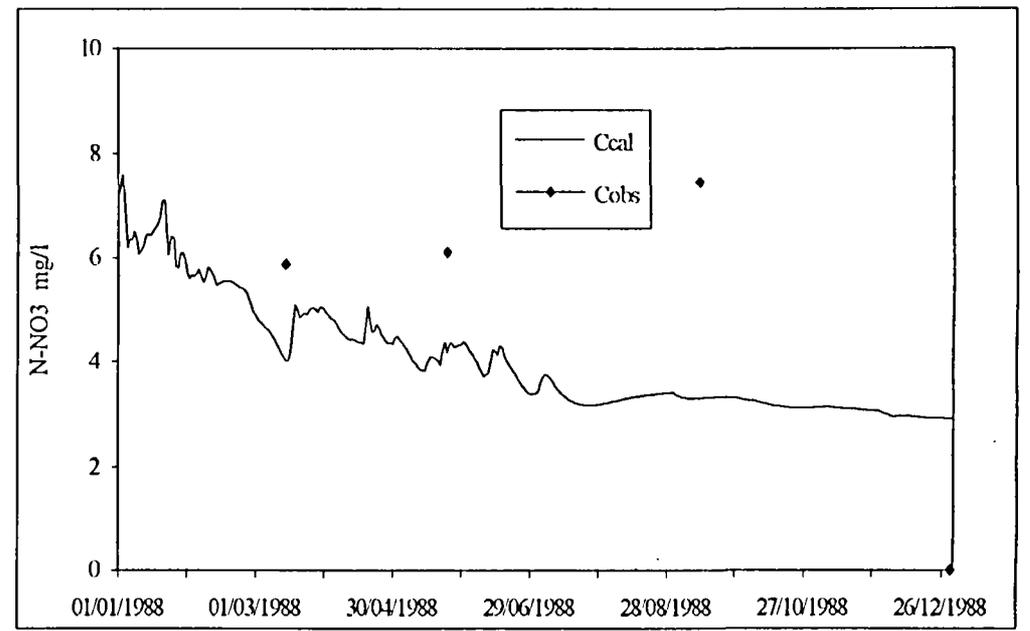
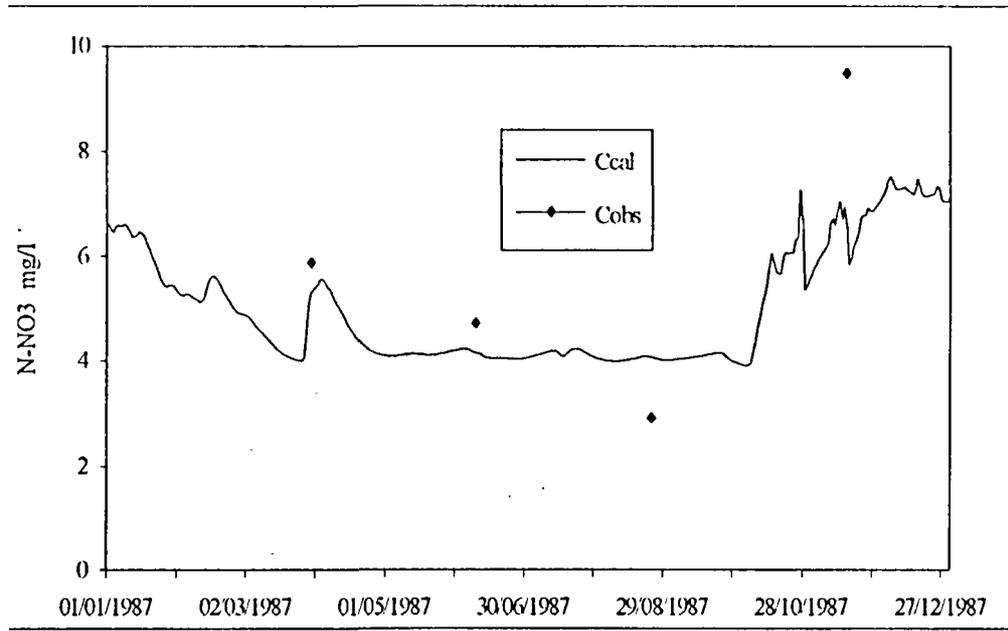








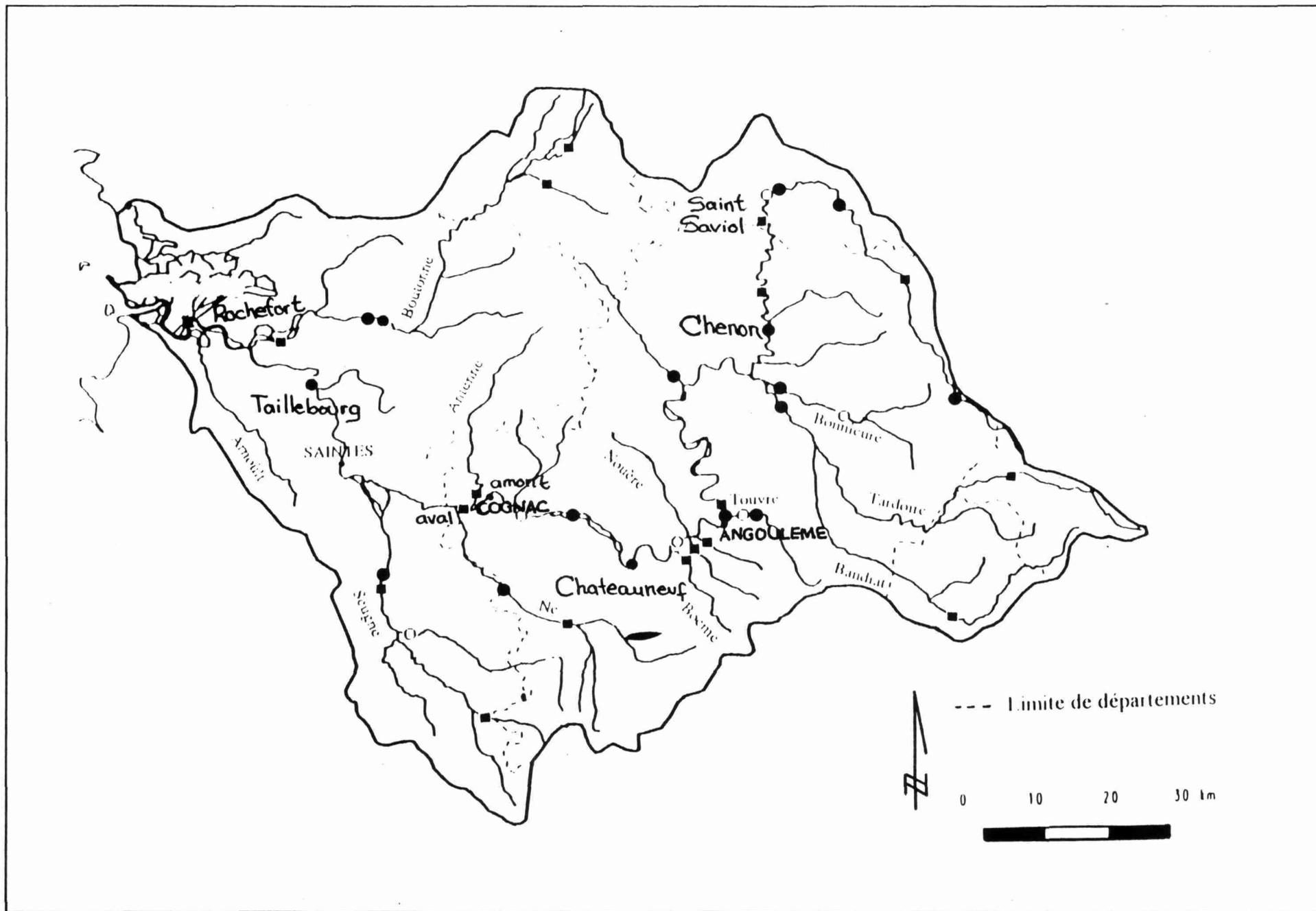




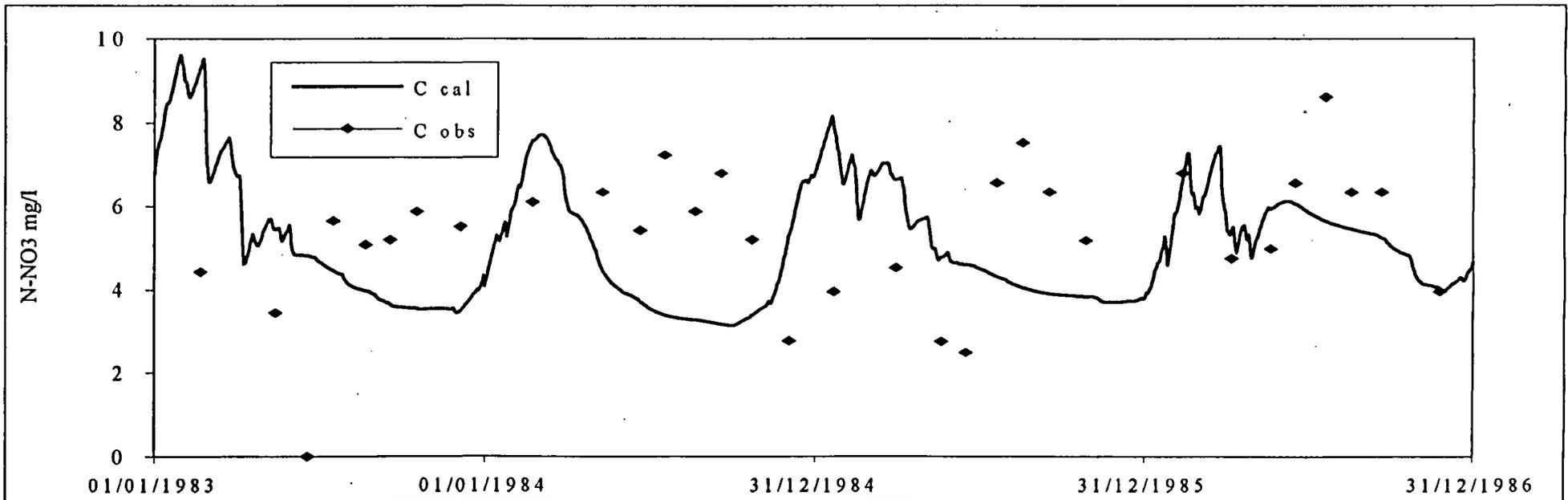
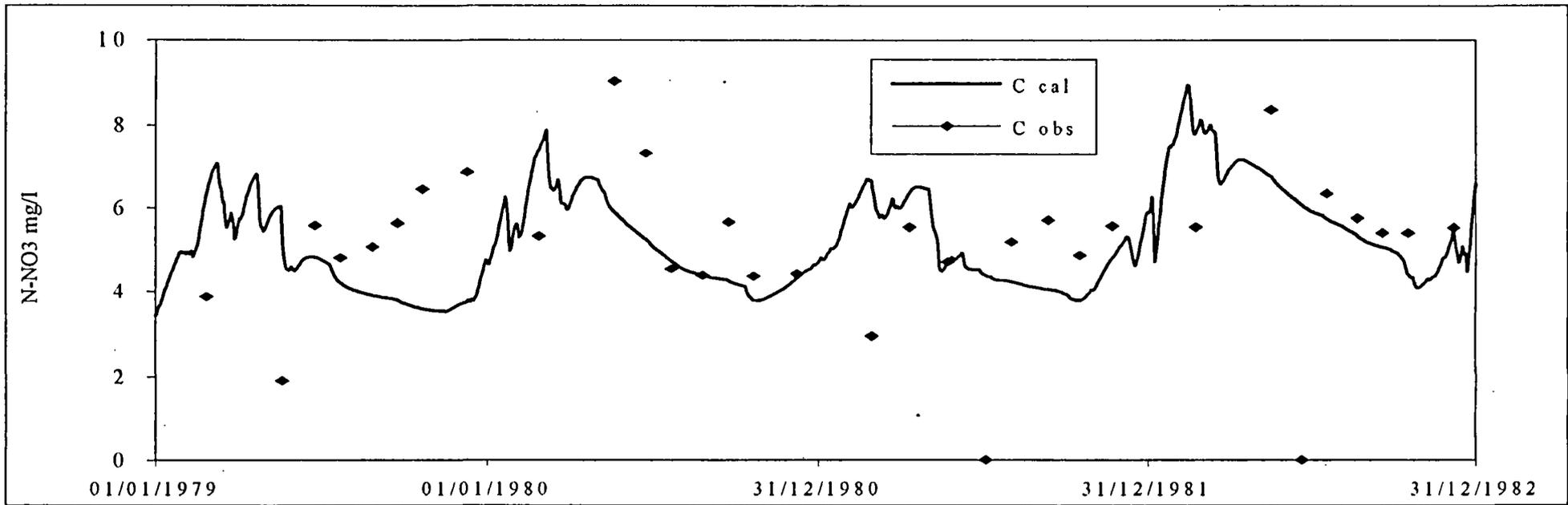
ANNEXE VI

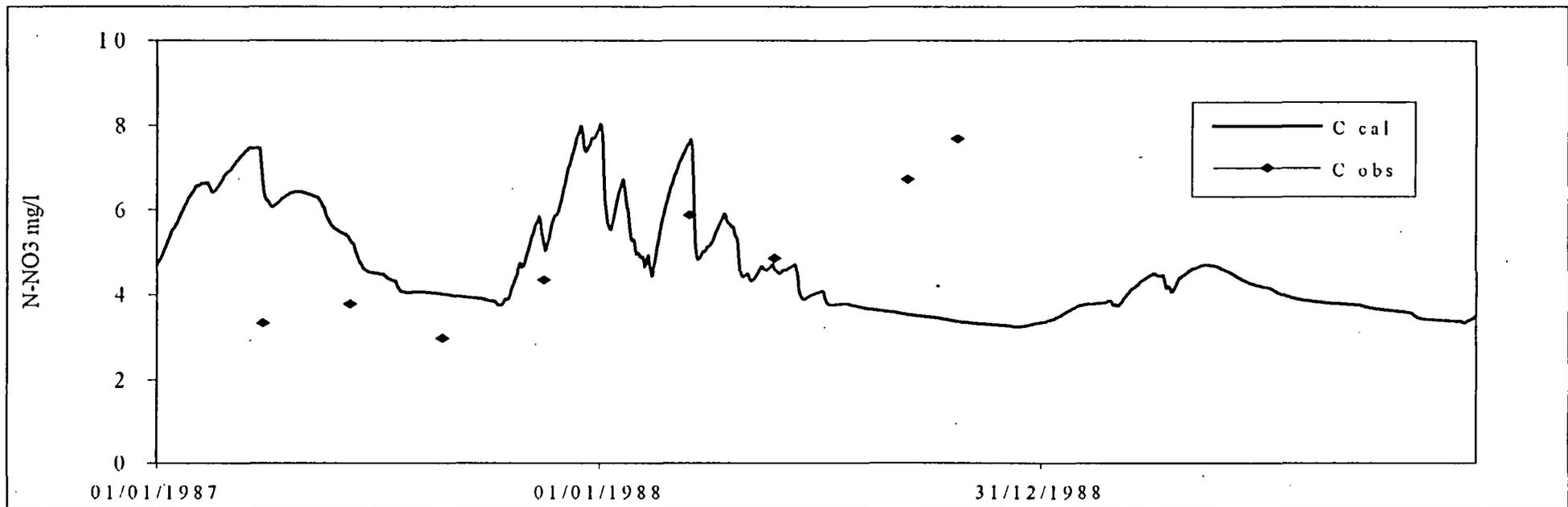
Localisation des stations de mesure de la concentration en nitrates sur la Charente et résultats graphiques.

- Saint Saviol
- Angoulême
- Chateauneuf
- Cognac (amont)
- Cognac (aval)
- Taillebourg
- Rochefort (estuaire)

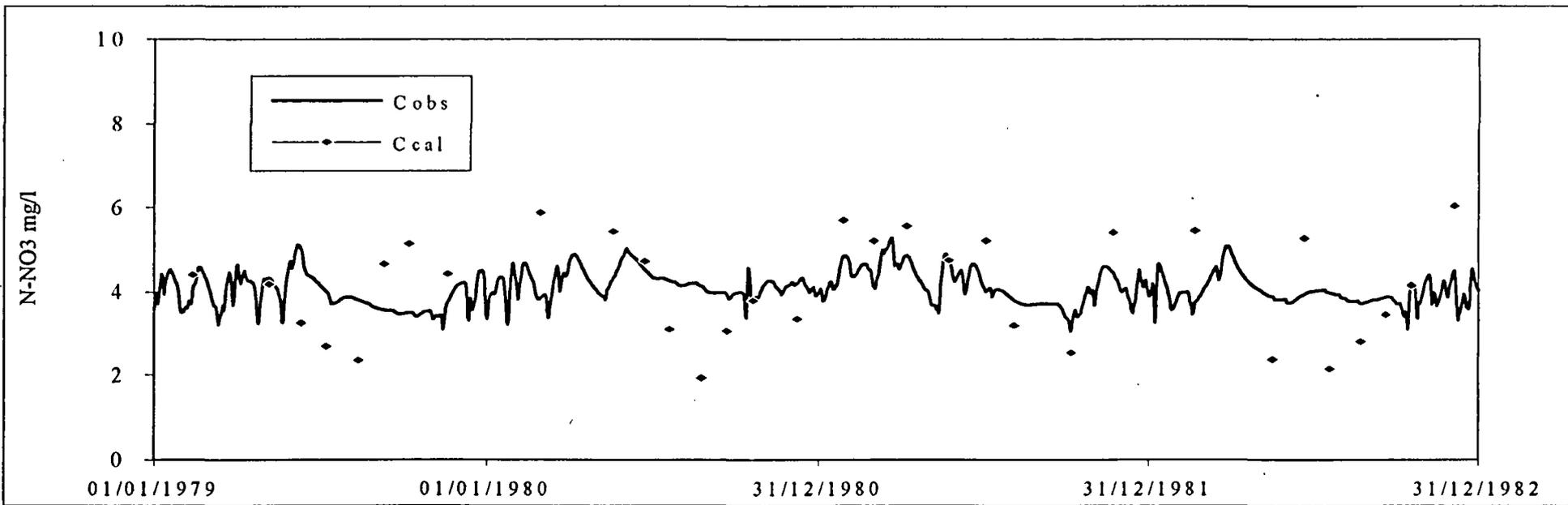
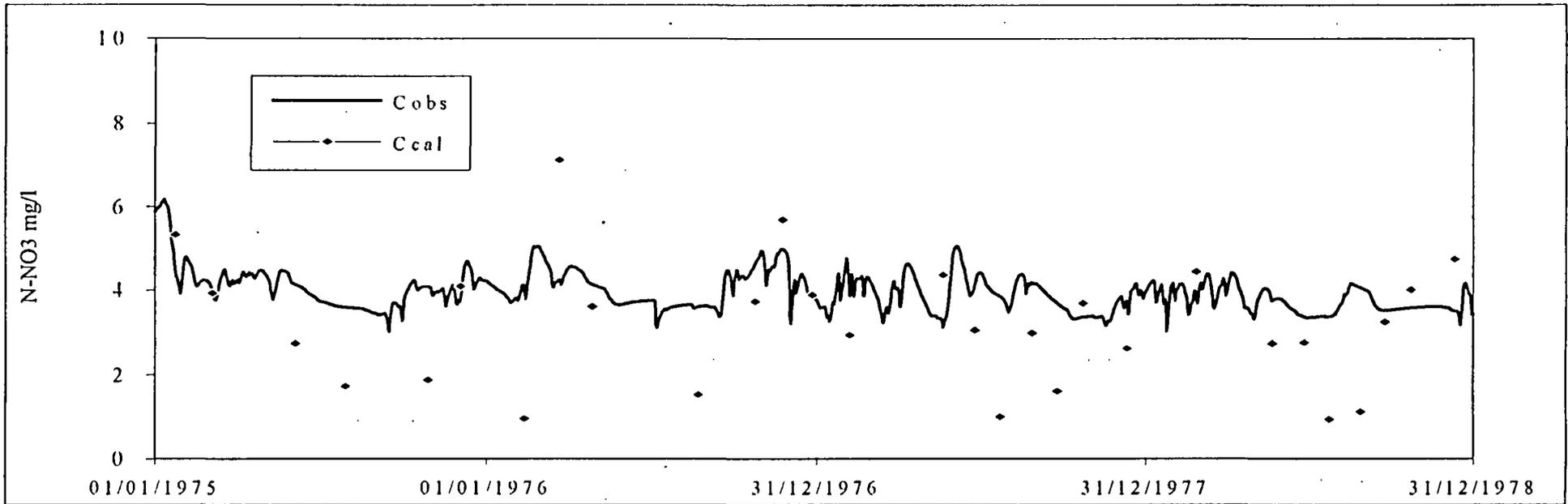


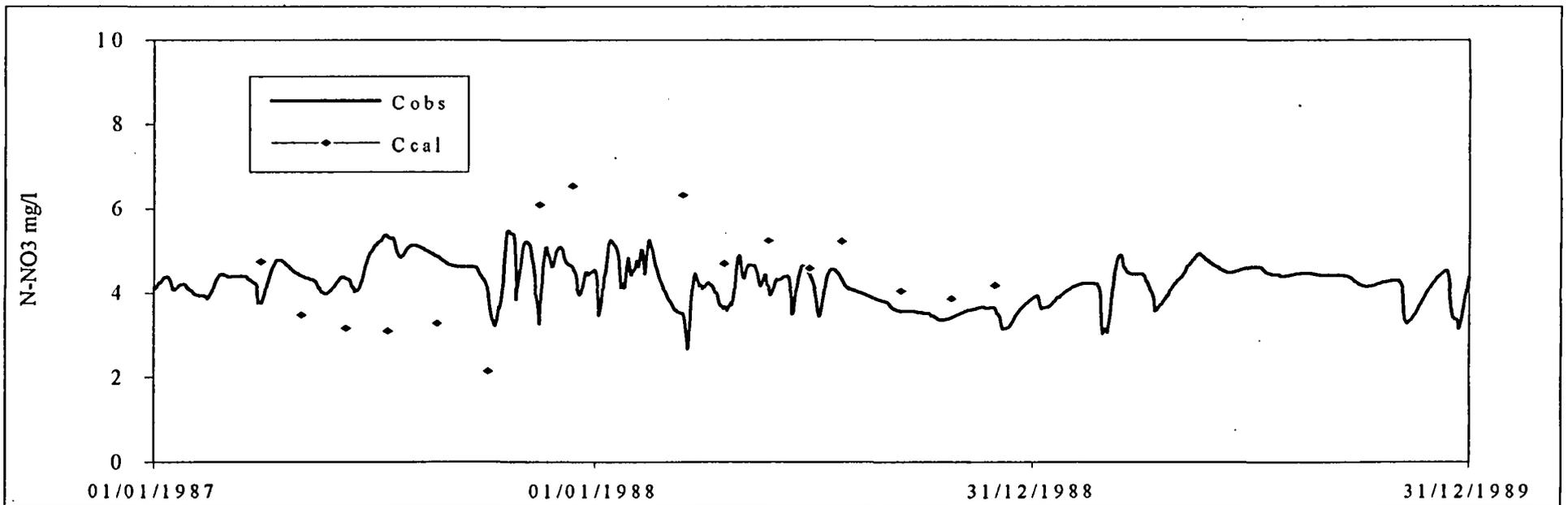
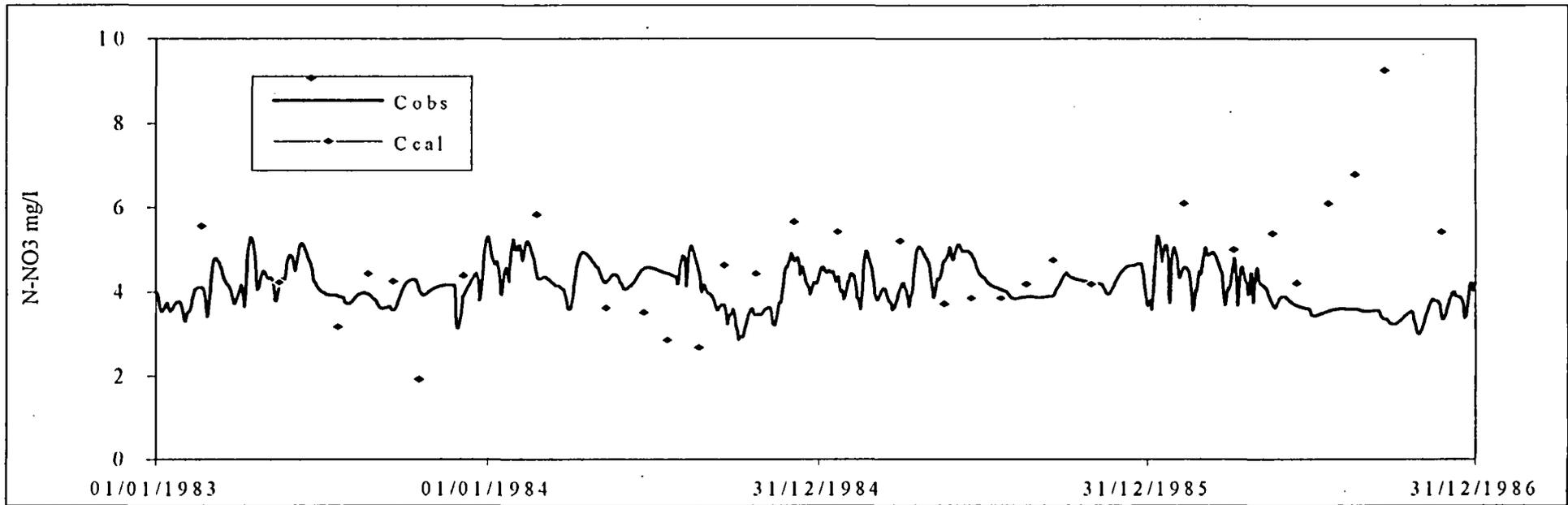
Localisation des stations de mesures de la concentration de nitrates sur la Charente



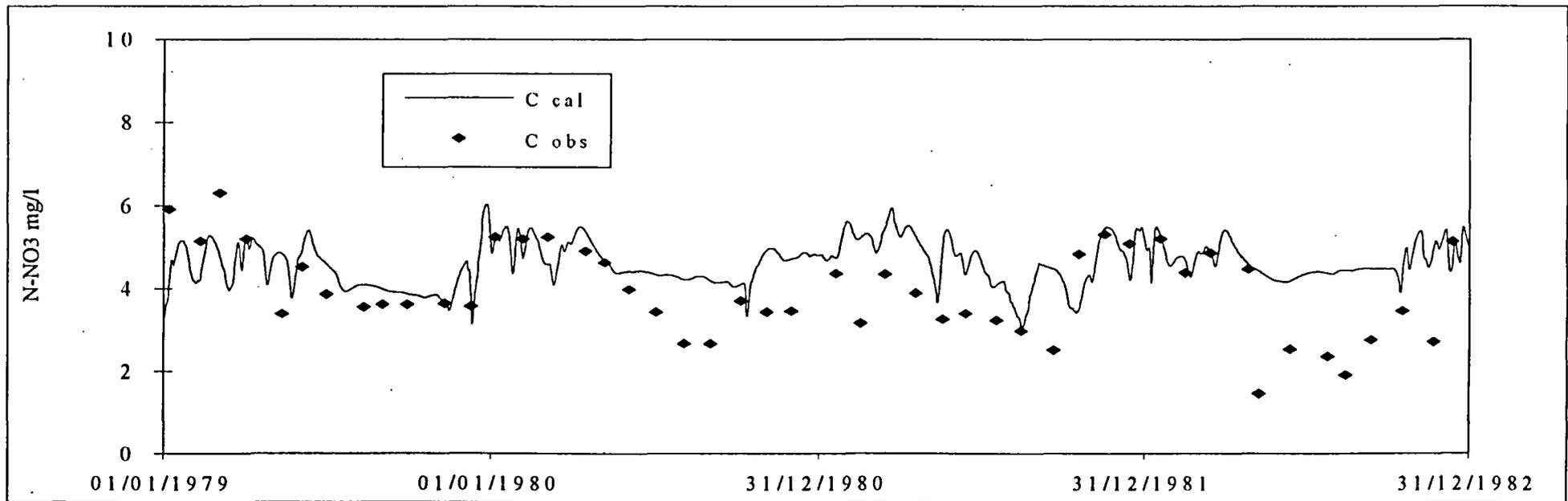
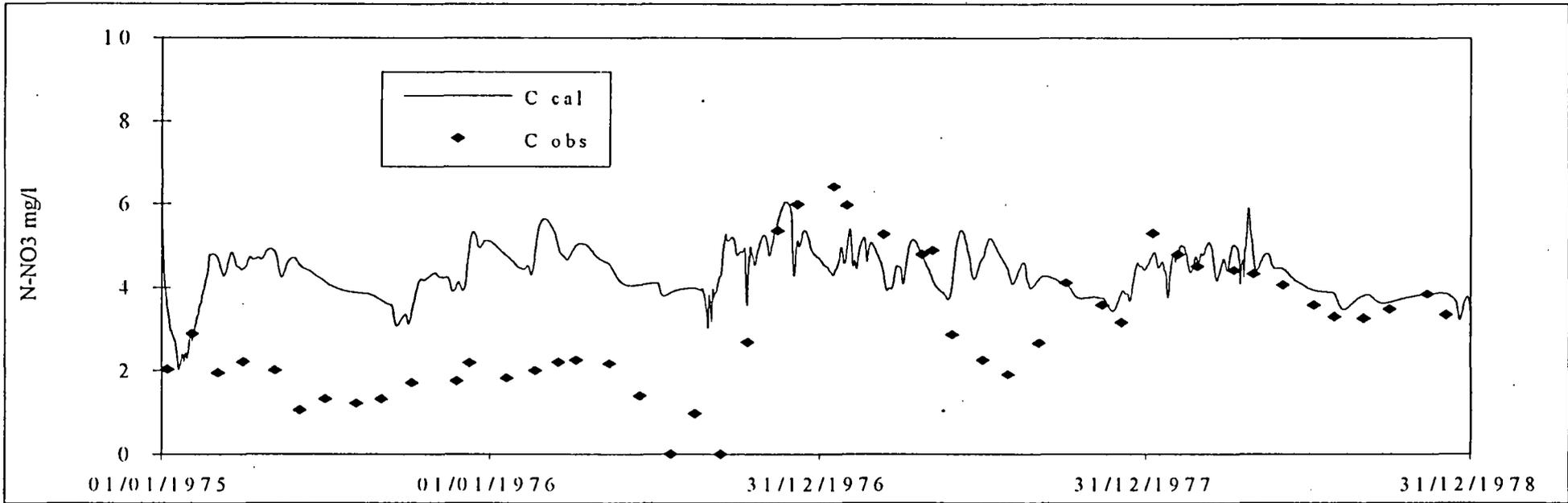


Concentration de nitrates à l'amont de la Charente (Saint Saviol)

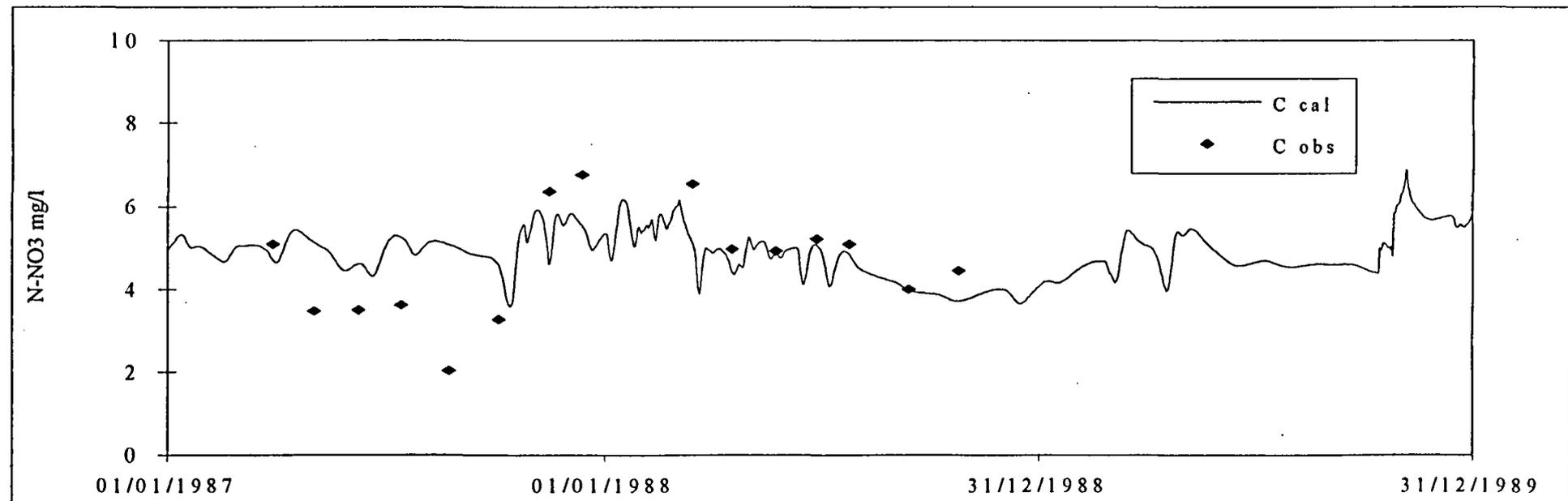
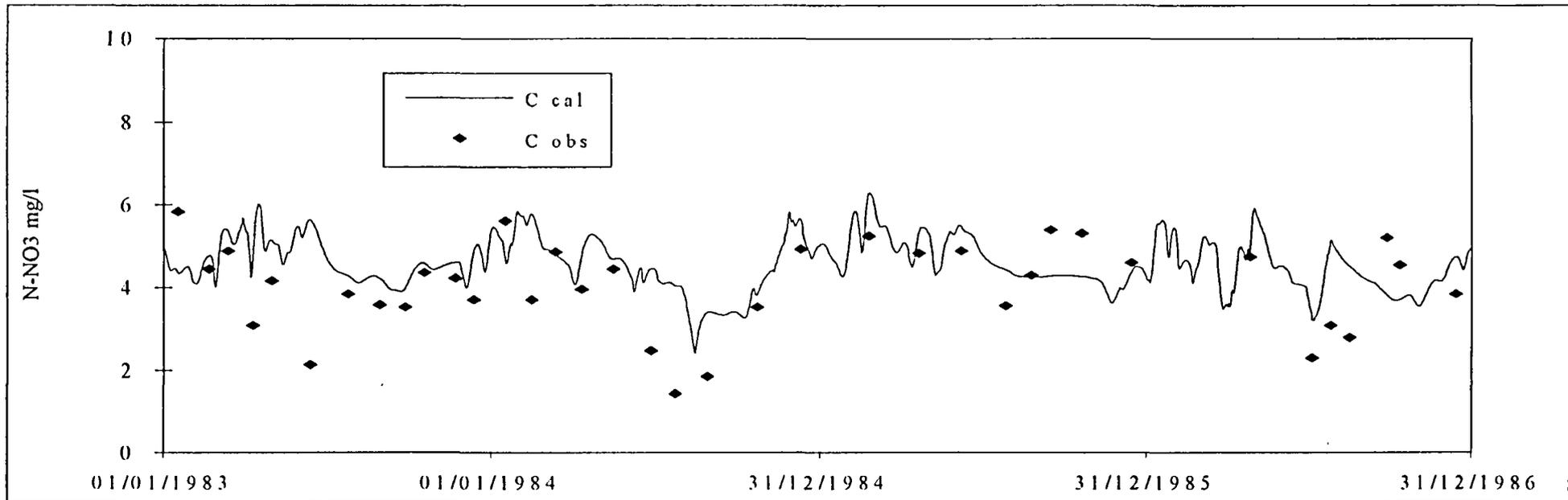




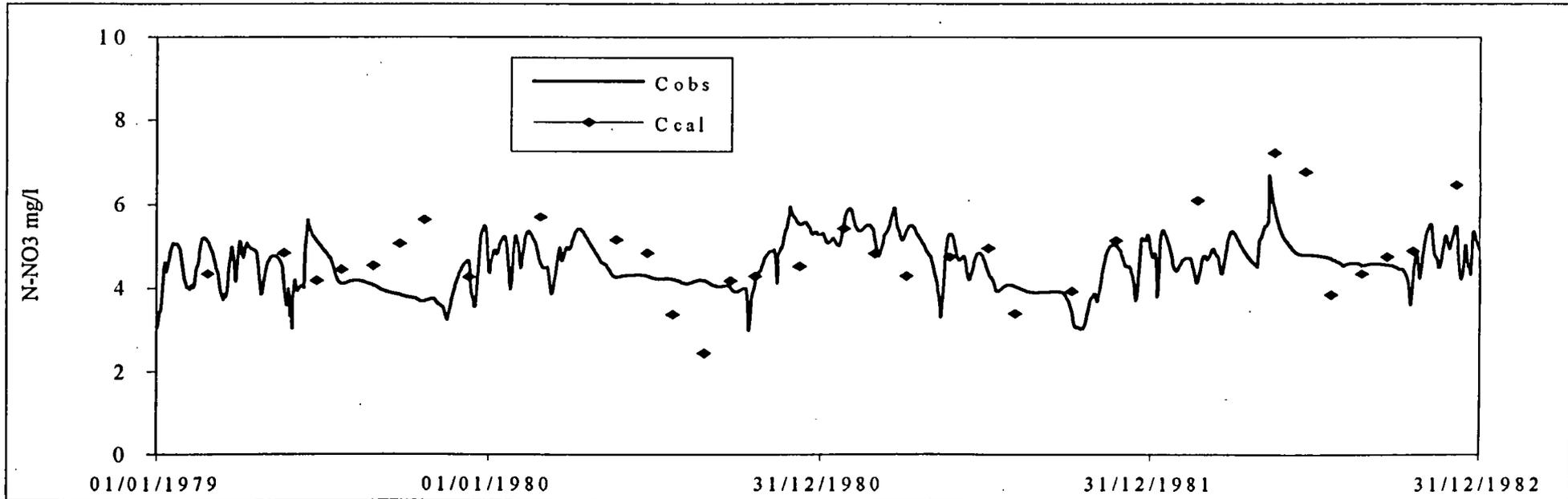
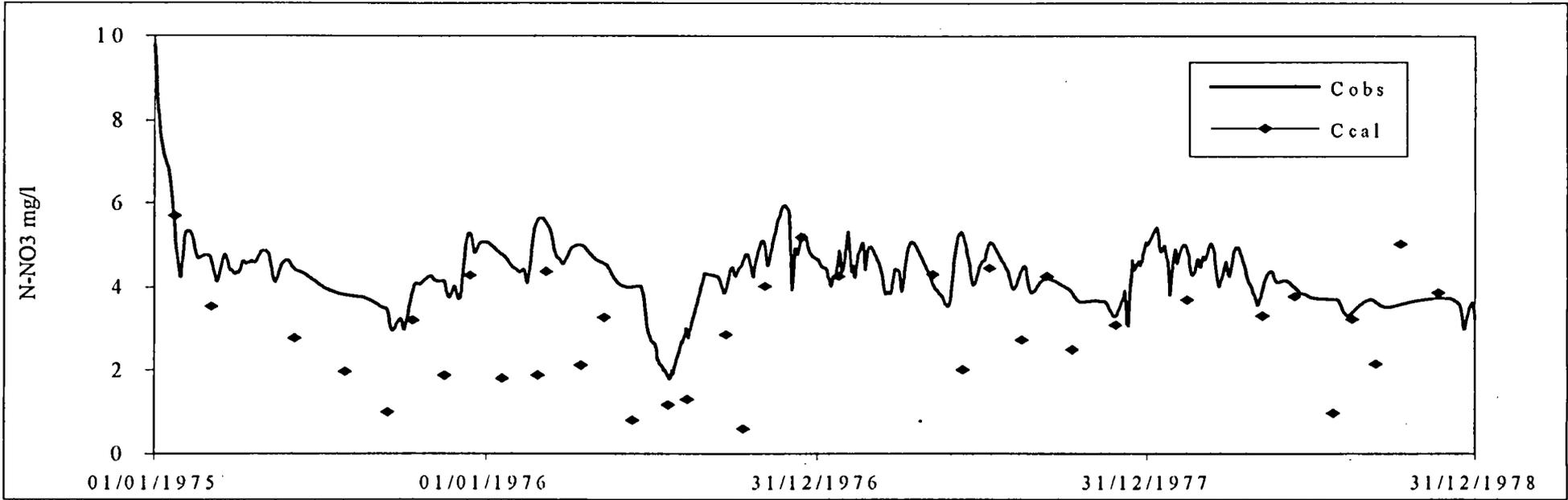
Concentration de nitrates à Angoulême

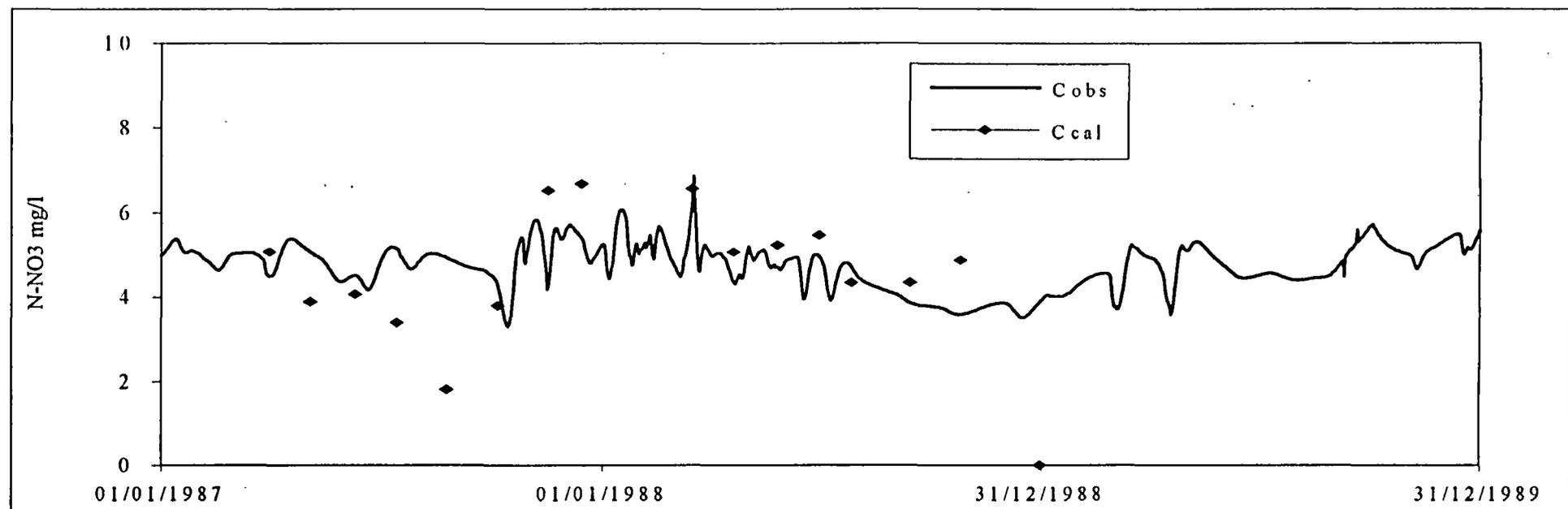
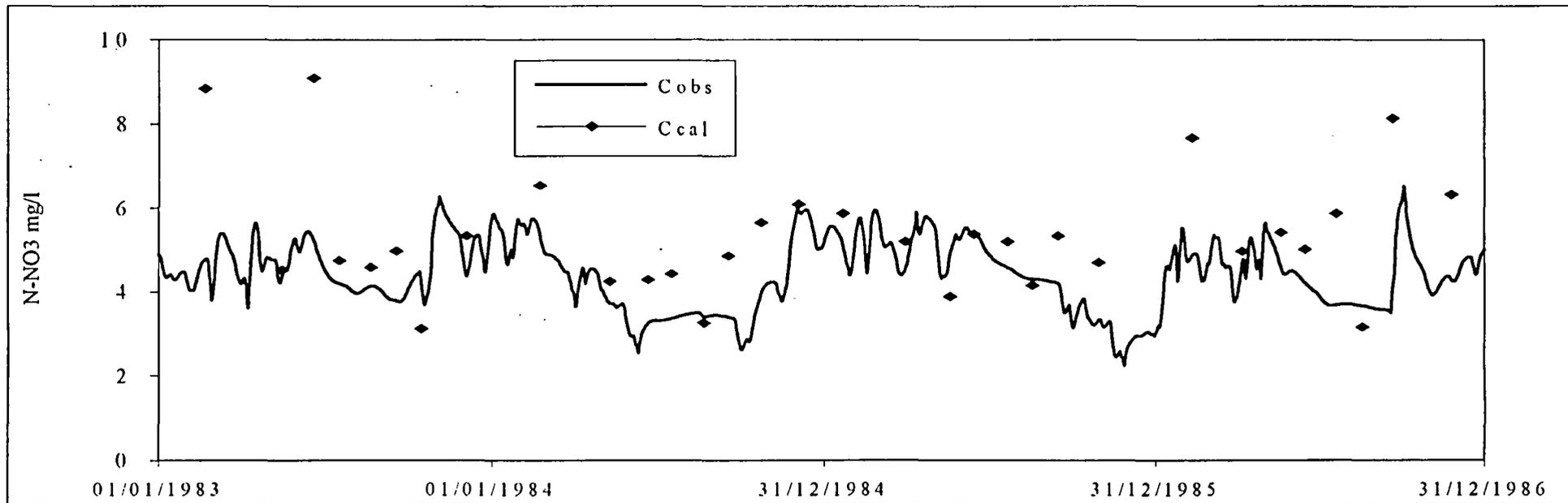


Concentration de nitrates à Chateauf

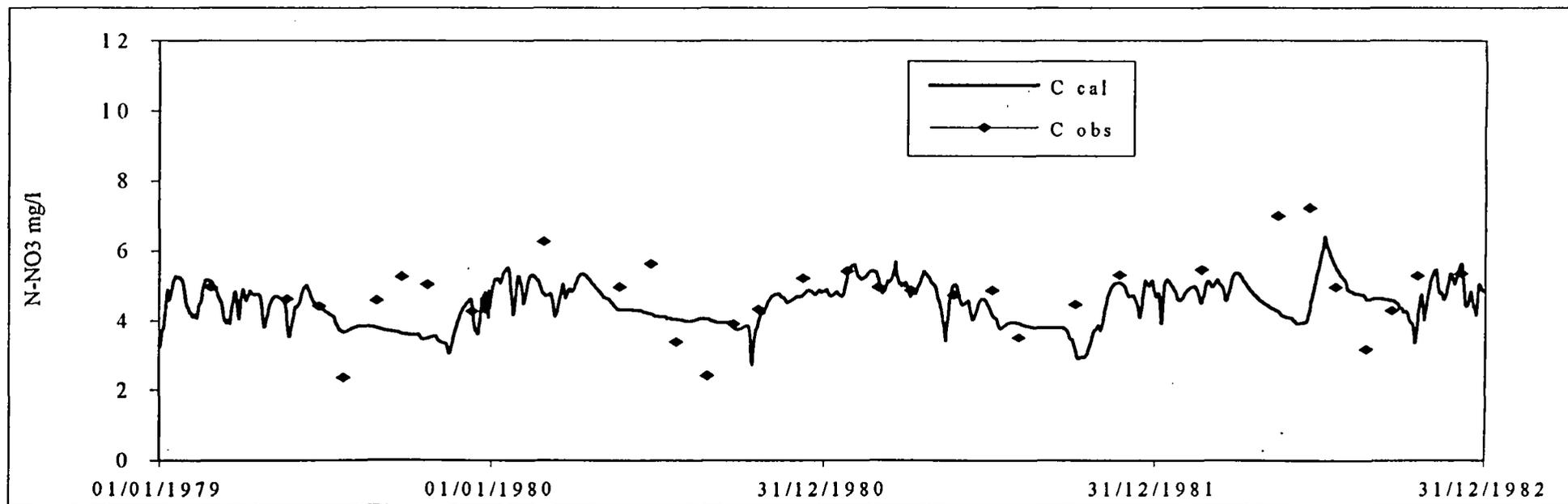
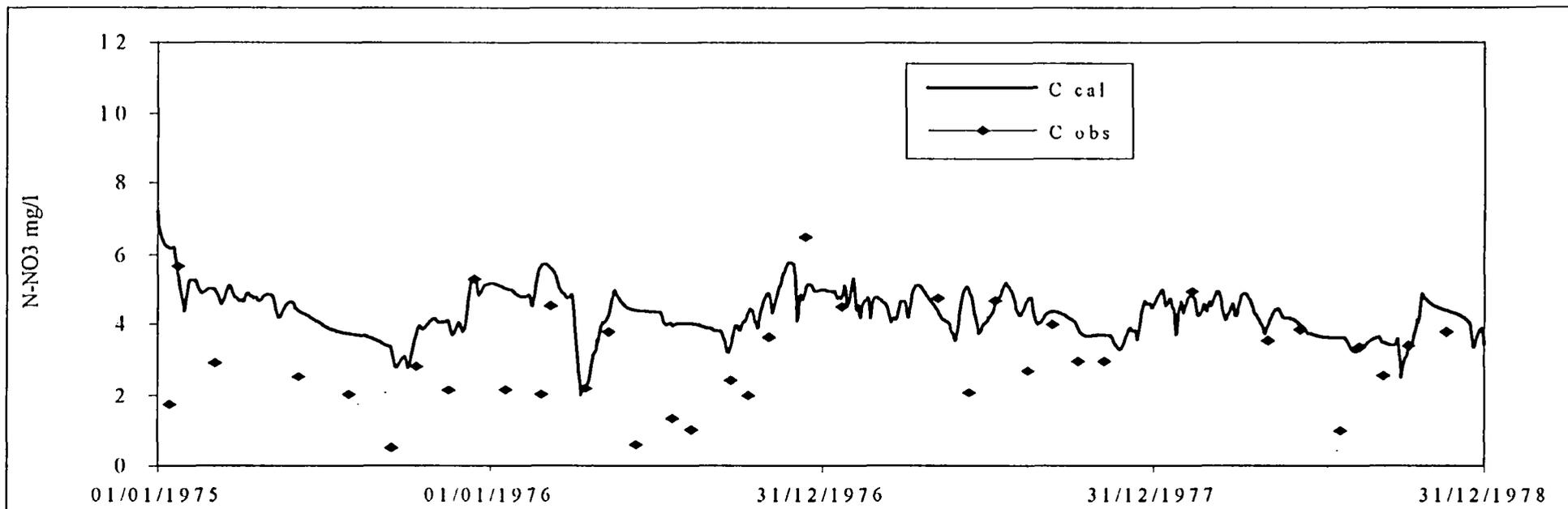


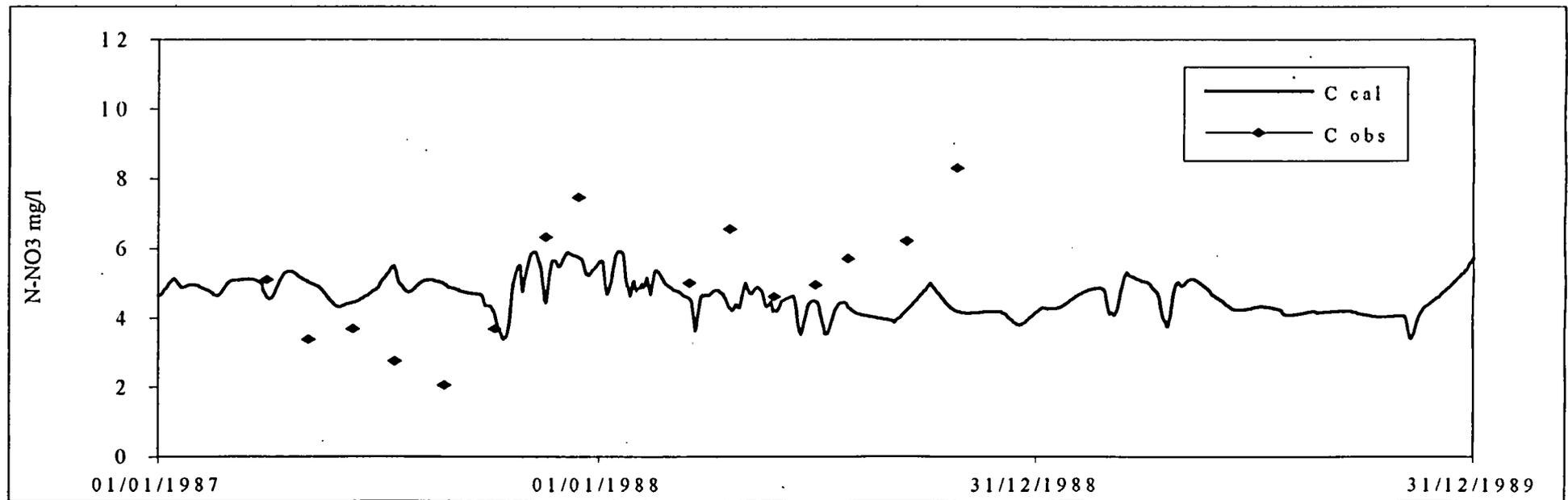
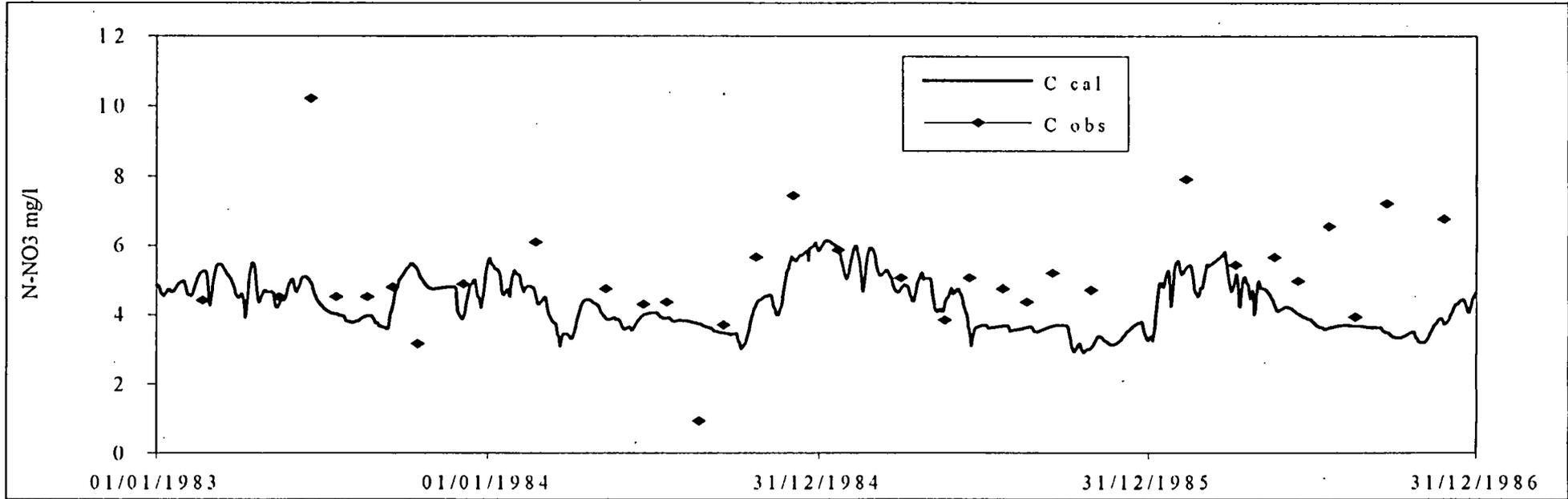
Concentration de nitrates à Chateaufeuf



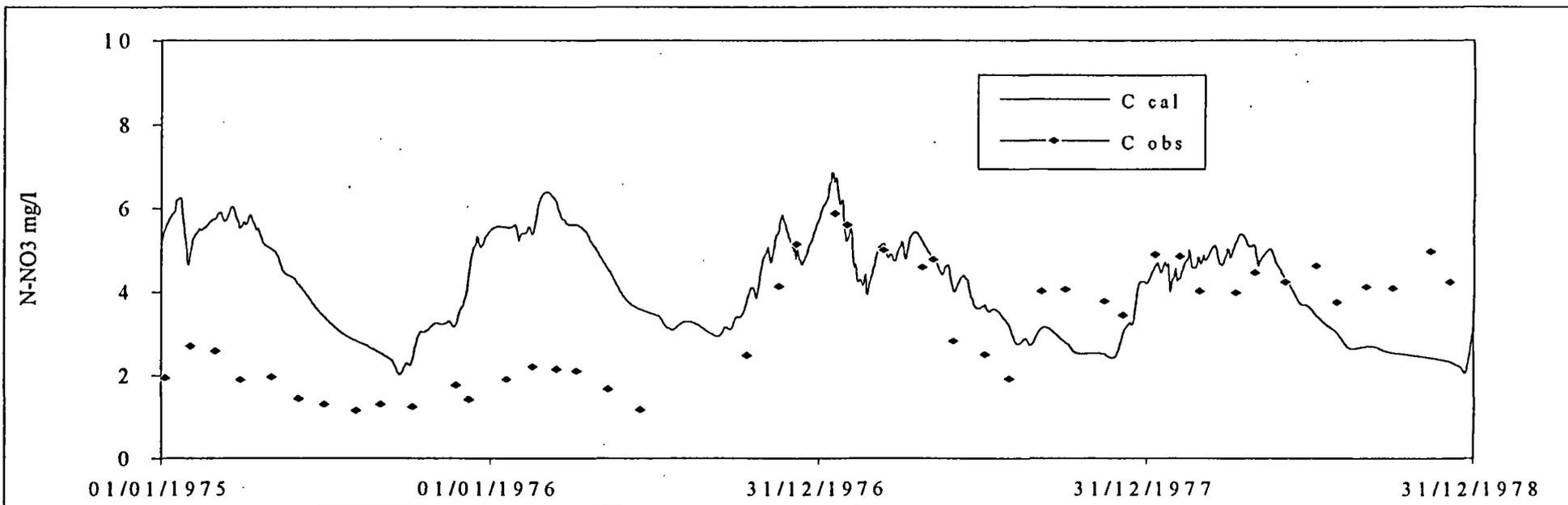
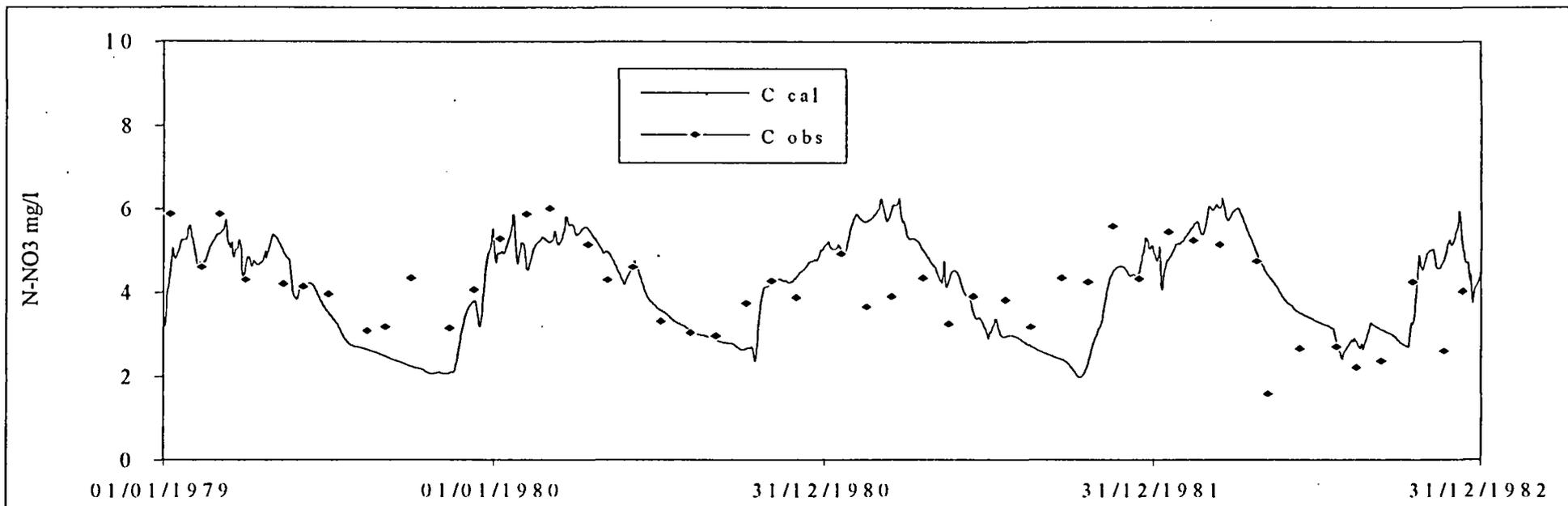


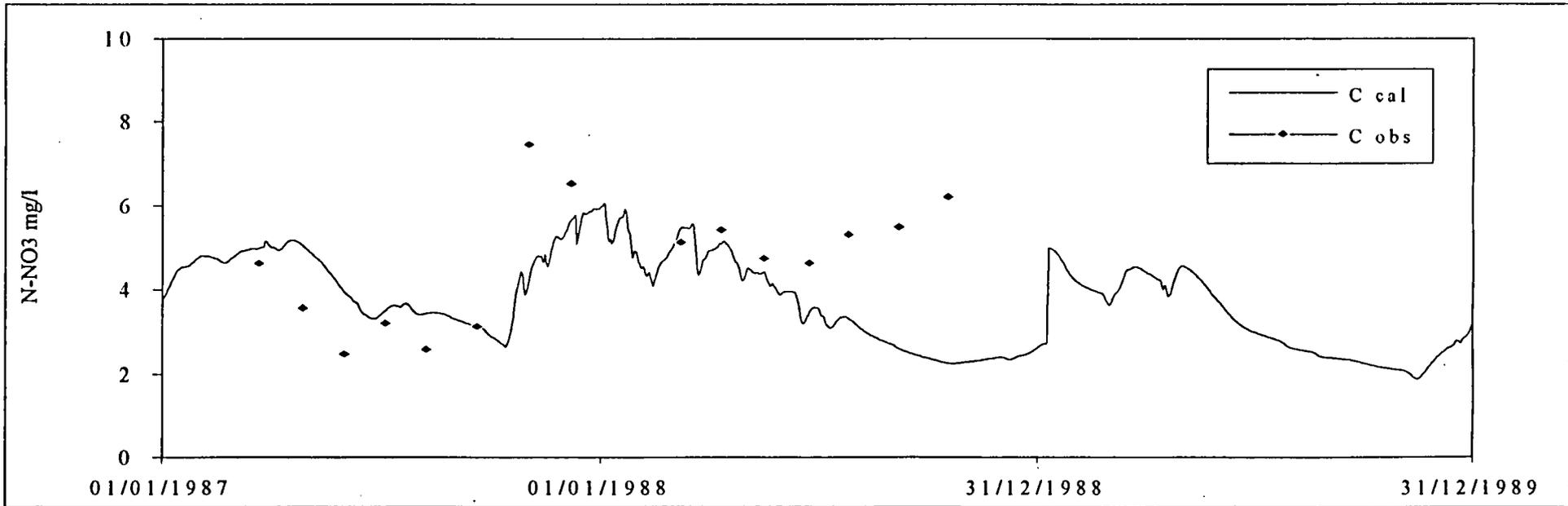
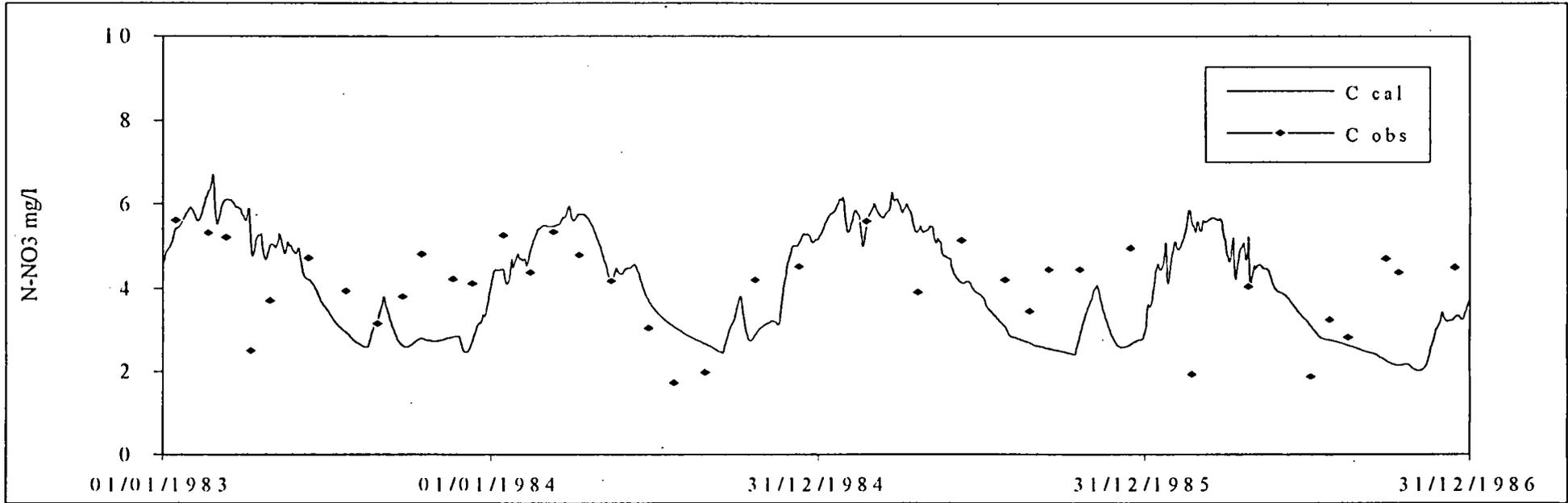
Concentration de nitrates à l'amont de Cognac



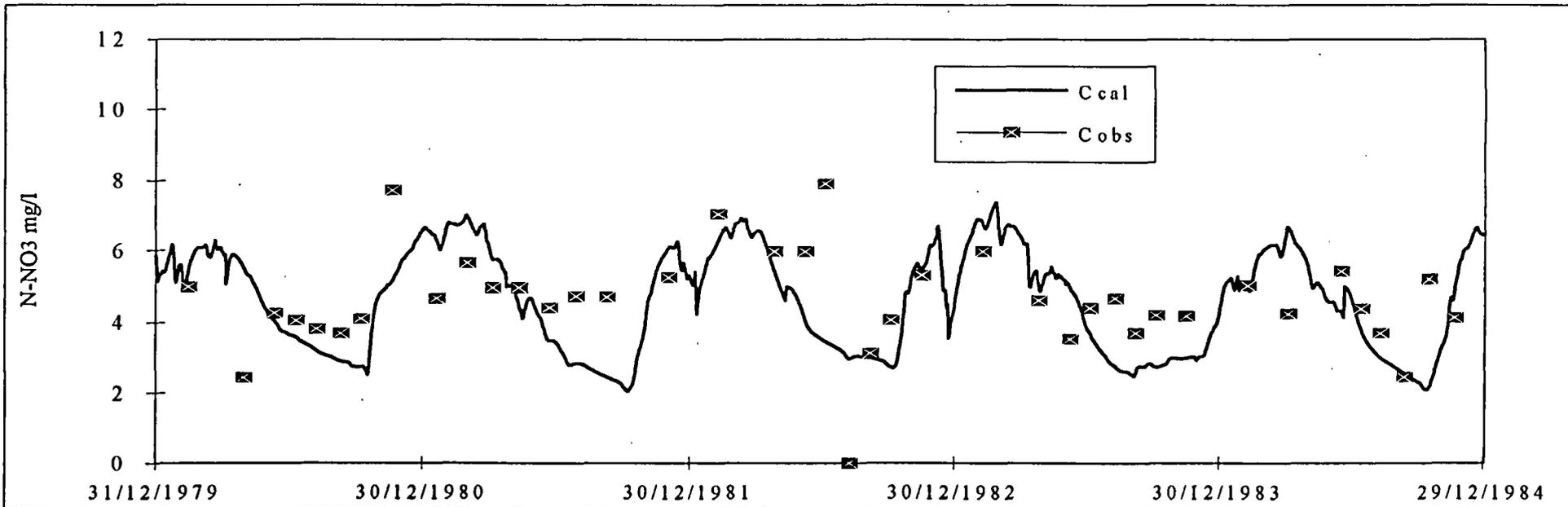
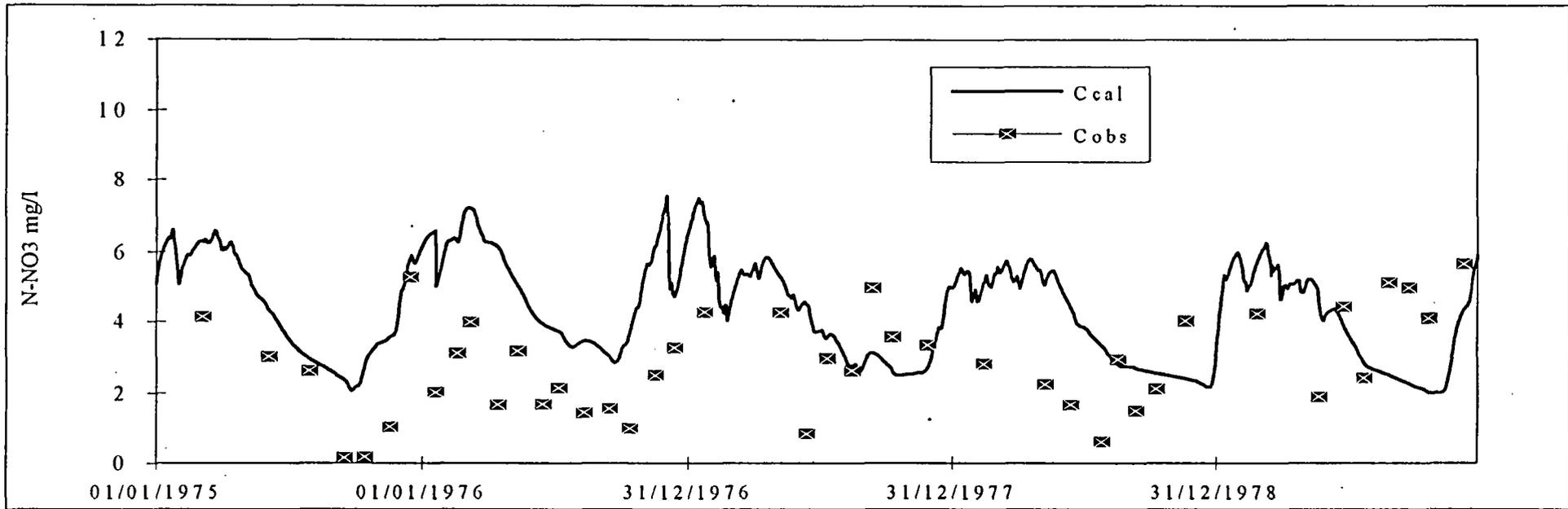


Concentration de nitrates à l'aval de Cognac





Concentration de nitrates à Taillebourg



Concentration de nitrate à Brest (6)

ANNEXES

ANNEXE VII

Valeurs de la concentration en nitrates qui n'ont pas été pris en compte pendant l'optimisation du modèle nitrates.

Bassin versant	Date	Débit observé (m³/s)	NO₃ (mg/l)
Charente - Amont	07/07/1981	2,24	75,7
	21/06/1982		52,7
	20/06/1983	3,11	51,8
Boutonne	07/06/1982	9,65	45,2
	05/07/1982	9,5	41,0
	13/06/1984	10,1	40,0
Né	22/02/1983		58,5
	20/06/1983		45,2
Seugne	05/07/1982	0,89	58,0
	07/06/1982	1,97	42,2
	17/05/1977	2,59	82,8
Antenne	20/06/1983	3,53	57,8
	22/02/1983		54,0
Boème	07/03/1983	4,53	55,4