

THESE DE DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE P. ET M. CURIE

spécialité

PÉDOLOGIE

présentée par

Patricia Bruneau

pour obtenir le titre de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE P. ET M. CURIE

**MODÉLISATION HYDROLOGIQUE DISTRIBUÉE
INFLUENCE DE LA TOPOGRAPHIE ET DES SOLS
ET APPLICATION AU TRANSFERT DE NITRATES**

Soutenance devant le jury composé de :

| | |
|---------------|------------|
| G. PÉDRO | Président |
| B. AMBROISE | Rapporteur |
| M. BORNAND | Examineur |
| C.CHEVERRY | Rapporteur |
| G. DE MARSILY | Examineur |
| B. MARY | Examineur |
| Ph. MÉROT | Examineur |

Avant-propos

Ce mémoire est le résultat d'un travail entrepris au laboratoire de Science du Sol de Rennes, laboratoire associé de l'Institut National de la Recherche Agronomique et de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes. Il a bénéficié du soutien financier de l'INRA et du Conseil Régional de Bretagne.

En premier lieu je tiens à remercier les membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce travail : **G. PEDRO**, Directeur de Recherche à l'INRA, membre correspondant de l'Académie des Sciences et membre de l'Académie de l'Agriculture, **B. AMBROISE** Chargé de Recherche au CNRS, **G. DE MARSILY** Professeur de l'Université de Paris VI, **M. BORNAND** Directeur de Recherche à l'INRA, **B. MARY**, Chargé de Recherche à l'INRA, **C. CHEVERRY** Professeur à l'Ecole Nationale Agronomique de Rennes, **Ph. MEROT** Chargé de Recherche à l'INRA de Rennes.

Comme dans tout travail de recherche, j'ai profité de l'aide d'un grand nombre de personne et j'aimerais leur exprimer ma gratitude.

Ph. MEROT a été le responsable de ce mémoire. Il m'a permis de mener à terme ce travail. Je lui en suis profondément reconnaissante.

Ch. GASCUEL, **C. WALTER** et **C. CHEVERRY** ont toujours été disponibles pour écouter, discuter, lire et commenter ce travail.

K. BEVEN m'a accueilli pendant trois semaines à Lancaster où j'ai pu me familiariser avec le TOPMODEL et profiter de son expérience.

P. AUROUSSEAU souvent acerbe et très critique quant à mes méthodes de travail m'a permis néanmoins d'acquérir une plus grande rigueur de réflexion. Les connaissances qu'il m'a dispensées en informatique m'ont été très utiles. **P. CURMI** m'a initié aux mystères de l'analyse structurale et a contribué par ses commentaires à affiner mes connaissances en matière de physique du sol. Je n'oublie pas **V. HALLAIRE** pour son aide dans l'apprentissage des techniques d'analyses d'images.

G. BOURRIE et **A-B. DELMAS** ont dirigé successivement le laboratoire au cours de ces années ; ils m'ont fait confiance et m'ont permis de mener ce travail jusqu'à son terme au sein du laboratoire.

Je tiens à remercier le SDAE des Côtes d'Armor en la personne de **F. LIDOU** et **H. TANGUY** qui m'ont permis l'accès aux données des enquêtes d'exploitations sur le bassin de la Noé-Sèche. Je remercie également **T. MORVAN** qui m'a fait profiter de son expérience dans le domaine de la pollution par les nitrates. Je tiens également à remercier **J.C. CHAUVEL**, Professeur de l'Université de Rennes I, qui m'a guidée dans la recherche bibliographique sur la géologie et l'hydrogéologie du massif de Quintin.

Il y a aussi ceux qui à un moment ou un autre m'ont aidée et auxquels je voudrais exprimer ma reconnaissance : **WIDIATMAKA**, thésard chargé d'effectuer l'analyse structurale sur un des versants du bassin, **A. SIMON** et **J.C.FERREN** qui ont pris en charge la collecte régulière des données sur le terrain, **A. REGEARD** qui a analysé les échantillons d'eau, **O. QUIDU** pour la finition des cartes, et tous ceux qui de près ou de loin ont contribué à la finition de ce mémoire ; **J. BERRIER**, **F.GARNIER**, **A. SOULIER**, **C. LASSAUSSE**, **V. MAITRE**, **A. CRAVE**, **V. HOUBEN**, sans oublier **M. ANDERS** et **J. LE GUEVEL** nos secrétaires toujours disponibles.

J'adresse finalement un grand remerciement à mes parents qui m'ont toujours soutenue au cours de ces longues années d'études et à tous mes amis qui ont toujours été présents.

Résumé

L'objectif de ce travail a été de modéliser le cycle hydrologique sur un bassin versant agricole et d'appliquer cette modélisation au transfert des nitrates pour définir des zones à risques vis à vis du transfert de nitrates et analyser l'impact d'apports variables sur ces zones.

Pour répondre à cet objectif, nous avons dans un premier temps validé un modèle hydrologique semi distribué, basé sur le concept de zones contributives : le TOPMODEL. Le concept de zones contributives et le formalisme qui en découle (découpage de l'espace en fonction de valeur d'un indice topographique) a été appliqué à une caractérisation de l'hydromorphie des sols pour essayer d'intégrer des données sols dans la modélisation hydrologique. Dans un second temps à l'échelle d'un bassin versant de 600 hectares et de sous bassin versant de taille variable, nous avons déterminé les pratiques agricoles et les caractéristiques morphométriques spécifiques à chaque bassin versant. Nous avons ensuite analysé la dynamique des nitrates sur ces différents bassins. A partir de ces observations, nous avons couplé un module de transferts de nitrates au modèle hydrologique, module adapté à la structure du TOPMODEL, pour déterminer les processus influant sur les sorties de nitrates à l'exutoire d'un bassin versant.

La modélisation hydrologique sur le bassin test a permis de rendre compte du comportement hydrologique du bassin versant. De plus, l'analyse de la distribution des valeurs de l'indice topographique qui est la base du découpage du bassin versant en domaines à réponse hydrologique similaire a permis de mettre en évidence deux relations :

- une relation statistique et spatiale entre les valeurs d'indice topographique et le degré d'hydromorphie des sols,
- une relation entre le découpage du bassin versant en domaines à réponse hydrologique similaire et le découpage du bassin versant en des domaines à pratiques agricoles homogènes.

Cette dernière relation, nous a permis de spatialiser les apports dans le module nitrate sur une base identique à celle du modèle hydrologique. L'analyse de l'impact des modifications de niveaux d'apports sur les différents domaines définis a permis de montrer l'existence de zones à risques vis à vis du transfert des nitrates. Il s'agit essentiellement des zones à fortes valeurs d'indice topographique qui correspondent aux zones de bas-fonds occupées essentiellement en prairies permanentes et sur lesquelles toute modification des niveaux d'apports ou du type d'occupation des sols introduit une réponse immédiate en terme de sorties de nitrates à l'exutoire.

M.C. : modélisation distribuée, hydrologie, indice topographique, hydromorphie, transfert de nitrates, bassin versant, Bretagne.

Abstract

Distributed hydrological modelling ; influence of topography and soils and application to nitrate movement

The purpose of this study was to modelize the hydrological cycle on a small agricultural catchment and to apply this modelling to nitrogen movement to define hazardous zones towards nitrate movement and to analyse the effects of various inputs on this zones.

Firstly, a distributed topography based variable contributive areas model ; the TOPMODEL was validated. The concept of contributing areas is applied to characterise soil hydromorphy in order to use soil datas in an hydrological model. Secondly, we have determined the specific crops managements and the morphometrics parameters influing on the nitrate transfert on the whole catchment of 600 hectares and on differents catchment of several scale. Next, we have compared the nitrogen dynamics on these catchment..

Using this observations, we add to the hydrological model a nitrate transfert routine in order to determine which processes could influence the nitrate output at the catchment outlet.

The hydrological model was tested and the simulation fit quite well the data on the whole catchment. More ever, the analysis of distribution of the topographical index which is the base of the distribution of the catchment in differents areas with the same hydrological responses shows :

- a spatial and statistical relation between topography index and the soil hydromorphy,
- a relationship between the areas with the same hydrological responses and the areas with homogeneous crops managements.

Using the last relation, we are able to distributed the nitrogen input with the spatial distribution as those using by the hydrological model. The analyse of the impacts of nitrogen input modification on the several areas allows to prove the existence of hazardous zones towards nitrate transfert. It is essentially areas of high values of topographical index wich correspond to bottom-land with permanent pastures. On these areas a modification of nitrogen input or crops management introduce an instanteneous response of nitrate output at the outlet of the catchment.

K.W. : distributing modelling, hydrology, topographical index, hydromorphy, nitrate transfert, catchment, Brittany

TABLE DES MATIERES

SOMMAIRE

| | |
|--|-----|
| INTRODUCTION GENERALE | 1 |
| Chapitre I | |
| La modélisation hydrologique : principes et description du modèle hydrologique | 4 |
| I-1 Le cycle de l'eau : variables et processus..... | 4 |
| I-2 Application à la modélisation de l'hydrologie de bassin | 6 |
| I-3 Description du modèle retenu : le TOPMODEL..... | 8 |
| I-4 Hétérogénéité des données : discrétisation de l'espace et du temps..... | 17 |
| Chapitre II | |
| Présentation du site d'étude | 20 |
| II-1 Choix du bassin versant..... | 20 |
| II-2 Description du site d'étude..... | 22 |
| Chapitre III | |
| Application de la caractérisation des zones contributives au ruissellement par un indice topographique à la détermination de la saturation potentielle des sols | 45 |
| III-1 Introduction | 45 |
| III-2 Relation entre l'indice topographique et l'hydromorphie..... | 46 |
| III-3 Méthodologie | 47 |
| III-4 Résultats :..... | 48 |
| III-5 Interprétation en terme de saturation potentielle des sols..... | 59 |
| Chapitre IV | |
| Modélisation hydrologique : application du TOPMODEL | 61 |
| IV-1 Introduction | 61 |
| IV-2 Les données d'entrée du modèle et les données expérimentales..... | 61 |
| IV-3 Application du modèle hydrologique sur la période de calage..... | 65 |
| IV-4 Validation du modèle hydrologique | 98 |
| IV-5 Comparaison des résultats obtenus avec le TOPMODEL avec ceux du Modèle Couplé (Girard)..... | 112 |
| IV-6 Interprétations - Conclusions..... | 114 |
| Chapitre V | |
| Application du modèle hydrologique TOPMODEL à un problème de pollution diffuse : la pollution azotée | 116 |
| V-1 Introduction..... | 116 |
| V-2 Caractérisation spatiale et temporelle du bassin versant de la Noé-Sèche..... | 122 |
| V-3 Caractérisation spatiale et temporelle des sous-bassins versants..... | 132 |
| V-4 Analyse du comportement hydrologique et géochimique du bassin versant | 144 |
| V-5 Application du TOPMODEL à la modélisation du transfert des nitrates | 152 |
| CONCLUSION GENERALE | 171 |
| I La modélisation des transferts hydriques..... | 171 |
| II Champ d'application de l'indice topographique | 172 |
| III Etude du transfert des nitrates | 173 |
| IV Bilan et perspectives | 174 |
| LISTE BIBLIOGRAPHIQUE | 175 |
| LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX | 179 |
| TABLE DES MATIERES | 183 |
| ANNEXES | 186 |

INTRODUCTION GENERALE

L'intensification des pratiques agricoles a des répercussions importantes sur l'environnement, qui n'ont été prises en considération que depuis quelques années. L'agriculture intervient pour une grande part dans la dégradation de la qualité des eaux (notamment par l'augmentation des teneurs en nitrates et en phosphates). De plus les besoins en eau croissants de l'agriculture surtout en périodes de sécheresse ont mis l'accent sur les problèmes de gestion des ressources en eau.

Le problème est crucial en Bretagne où l'alimentation en eau potable provient pour les deux tiers par le pompage des eaux superficielles. La région Bretagne qui concentre près de la moitié des productions nationales porcine et bovine se trouve confrontée à des problèmes de pollution diffuse, avec cependant des disparités importantes entre les différents départements bretons et au sein d'un même département, entre cantons. Cette variabilité spatiale se retrouve jusqu'à l'échelle de la parcelle. Le pas de temps considéré intervient également. Si à l'échelle pluriannuelle il existe une augmentation régulière des concentrations de nitrates dans les eaux superficielles et dans les nappes, à l'échelle annuelle, on constate une diminution importante des concentrations en période estivale et une forte augmentation des concentrations et des flux pendant la période humide, notamment au moment de la reprise des écoulements à l'automne. A l'échelle d'une crue, les concentrations en nitrates diminuent lors des précipitations alors que les concentrations en azote organique augmentent. Ceci semble lié à un mode de transport différent et permet donc d'associer les concentrations de ces deux formes de composés azotés à des chemins d'écoulements différents : les formes solubles de l'azote (nitrates) peuvent être entraînées par lessivage et ruissellement alors que les formes organiques de taille plus importantes, moins solubles, sont généralement entraînées par transfert particulaire.

Caractériser la pollution diffuse, dans le but de résoudre les problèmes de dégradation de la qualité de l'eau, nous a amené à faire différents choix :

- travailler d'une part au niveau global du bassin versant de 600 hectares, d'autre part à l'échelle de sous-bassins versants (d'environ 50 hectares) caractérisés par différentes conditions pédo-agronomiques,
- avoir une approche spatiale des processus pour définir les zones à risques ; ceci nous conduit à rechercher les "zones actives" vis à vis des différents processus et à déterminer l'échelle pertinente pour les caractériser,
- utiliser la modélisation des transferts à la fois comme un outil de compréhension et de prédiction de transfert d'eau et des polluants.

Le premier objectif de notre travail a été de modéliser le cycle hydrologique à l'aide d'un modèle distribué et d'appliquer cette modélisation au problème de la pollution diffuse. Il s'agissait tout d'abord de valider un modèle hydrologique connu, basé sur le concept de surfaces contributives et qui paraissait particulièrement pertinent tant vis à vis des transferts de l'eau que dans l'optique d'une application aux transferts d'azote.

Le second objectif de ce travail a été de coupler un module de transfert des nitrates au modèle hydrologique.

Au cours de cette étude, il est apparu que le concept de surfaces contributives et le formalisme qui en découle pouvaient avoir des retombées intéressantes en terme de caractérisation de l'hydromorphie des sols, problème qui sera également développé.

Ce concept de surfaces contributives qui permet de décrire l'extension et les variations des surfaces saturées apparaît donc comme un critère important à la fois d'un point de vue hydrologique, pédologique et géochimique :

- du point de vue hydrologique, la prise en compte de la dynamique spatiale et temporelle des zones contributives au ruissellement permet de modéliser de façon simple l'importance et l'évolution du ruissellement direct sur les zones saturées,

- du point de vue pédologique, l'hydromorphie de position peut être directement rattachée à des durées relatives d'engorgement différentes et donc il doit exister une relation quantifiable entre le critère hydromorphie et le critère indice topographique. De même on peut rechercher l'existence de relation entre le critère indice topographique et des critères d'occupation du sol. Ceci permettra éventuellement de prédire l'importance et l'extension de l'un de ces critères connaissant celle de l'autre,

- du point de vue géochimique, les zones saturées seront le siège de processus de bio-transformations spécifiques aux zones anaérobiques.

Le site d'étude est un bassin versant agricole, sans activité industrielle ni concentration de population, sur lequel des problèmes de pollution diffuse sont observés. Le bassin versant de la Noé-Sèche d'une superficie de 600 hectares est situé dans les Côtes d'Armor (Bretagne). Un suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau à l'exutoire du bassin versant est effectué depuis plusieurs années par la DDA des Côtes d'Armor et montre une augmentation constante depuis 1980 des concentrations moyennes de NO_3^- (+ 2 à 3 mg/l/an). Le suivi en continu de la qualité des eaux et du régime hydrographique a été effectué sur ce bassin versant pendant deux années (1989 à 1991).

La première étape de notre travail a consisté à tester et valider un modèle hydrologique basé sur le concept de zones contributives décrites ci-dessous. Pour cela, nous avons retenu le modèle hydrologique de bassin versant décrit par Beven et Kirkby (1979) : le TOPMODEL. Il s'agit d'un modèle conceptuel, basé sur la notion de surfaces contributives, sur la caractérisation géomorphologique du bassin versant et sur l'état hydrique des sols. Il présente, entre autre, l'intérêt d'avoir peu de paramètres et d'être facilement applicable à d'autres bassins versants pour modéliser les flux à l'exutoire. Le TOPMODEL est un modèle semi-distribué qui utilise un découpage du bassin versant en zones ayant la même réponse hydrologique. Ces zones sont définies à l'aide d'un indice faisant intervenir des critères pédologique et topographique. Le découpage du bassin versant en classes de même valeur d'indice se fera à partir d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) dont l'acquisition et le traitement sont effectués au sein du laboratoire de Science du Sol de Rennes. L'analyse de la morphométrie du bassin versant a fait apparaître une relation entre les valeurs de l'indice sol/topographie et les critères d'une carte de sols, relation que nous avons cherché à quantifier.

Nous avons calé, puis validé le TOPMODEL sur le bassin expérimental pour les années de mesures (1989 à 1991). Au cours du calage du modèle hydrologique nous avons cherché à déterminer la signification physique de des paramètres du modèle hydrologique et lorsque cela était possible, à calculer à partir de l'analyse des caractéristiques physico-hydriques des sols et de la réponse hydrologique du bassin versant, leurs valeurs expérimentales.

Dans un second temps, les caractéristiques du modèle hydrologique, notamment la notion de surfaces contributives, seront utilisées pour la mise au point du module transfert de nitrates. Une analyse critique des possibilités et limites de couplage sera effectuée. Ce Modèle Couplé pourra servir de base à une étude prévisionnelle des pertes en azote et éventuellement être utilisé pour une meilleure gestion des déjections animales. Nous avons mis à profit la structure du modèle hydrologique pour l'élaboration d'un modèle nitrate, en cherchant à intégrer la nature à la fois structurée et hétérogène des paramètres d'entrées du module nitrate, en tenant compte des limites liées à la méconnaissance de l'hétérogénéité spatiale à l'échelle du bassin versant.

En préliminaire à l'étude du transfert des nitrates nous avons analysé les productions agricoles sur le bassin versant. Nous nous sommes intéressés à la distribution spatiale des cultures et des apports de nitrates. Nous avons cherché à mettre en évidence l'existence d'une relation entre ces critères agronomiques et les critères sol/topographique, base du découpage du modèle hydrologique.

Nous avons ensuite cherché à déterminer l'impact des pratiques agricoles, des types de sols ou des modelés topographiques sur le transfert des nitrates en analysant le comportement géochimique du bassin versant et de cinq de ses sous-bassins versants. Il s'agit de déterminer les processus prépondérants à l'échelle du bassin versant. La question qui se pose alors est de savoir s'il existe une relation entre l'occupation des sols sur les différents sites et la dynamique des transferts de nitrates et si une telle relation peut être mise en évidence de la quantifier.

Un module de transfert de nitrates couplé au modèle hydrologique a été ensuite appliqué sur le bassin versant. Il utilise des données agronomiques et pédologiques couplées à des données morphométriques du bassin versant en prenant en compte leurs répartitions spatiales (obtention de cartes et fichiers couplés prenant en compte la pédologie - le parcellaire - l'utilisation agronomique - la topographie).

Nous avons mis l'accent sur les dynamiques spécifiques induites par des apports spatialisés de nitrate en essayant de déterminer l'existence de zones à risques vis à vis des transferts des nitrates. Cette détermination des zones à risques permettrait de contribuer à améliorer la qualité des eaux ou du moins à minimiser leur dégradation.

Chapitre I

La modélisation hydrologique : principes et description du modèle hydrologique

L'utilisation d'un modèle hydrologique à l'échelle d'un bassin versant a deux applications majeures : la prédiction des écoulements d'eau et la compréhension des processus élémentaires. Cette deuxième application est particulièrement importante pour l'étude du transfert des solutés ; elle nécessite une bonne caractérisation des processus hydrologiques.

I-1 Le cycle de l'eau : variables et processus.

Ce premier paragraphe définit les principales variables et processus du cycle de l'eau à l'échelle d'un profil, d'un versant ou d'un bassin versant (Kirkby, 1978 ; Kauark-Leite, 1990 ; Ambroise, 1991).

Pluie brute :

Pluie tombée sur un bassin versant, estimée sous forme d'une lame d'eau.

Interception :

Fraction de la pluie arrêtée au dessus de la surface du sol.

L'interception limite le volume des précipitations atteignant effectivement le sol ; la fraction interceptée peut être évaporée et parfois restituée au sol. La fraction interceptée dépend des caractéristiques du couvert végétal et des facteurs climatiques. L'interception peut être conceptuellement représentée par l'existence d'un réservoir à un ou plusieurs paramètres (modèle de Rutter et al., 1971).

Détention superficielle et stockage superficiel :

Détention superficielle : partie de la pluie piégée dans les dépressions de la surface du sol, qui peut ensuite s'infiltrer ou s'évaporer.

Stockage superficiel : partie de la pluie qui reste à la surface du sol pendant l'averse et qui s'écoule graduellement vers l'aval, pouvant, à la fin de la pluie, s'infiltrer ou provoquer un écoulement retardé (Horton, 1933 ; Roche, 1986).

Infiltration :

Passage de l'eau à travers la surface du sol sous l'action du gradient de potentiel gravitaire et matriciel.

La capacité d'infiltration d'un sol, définie comme étant la quantité d'eau infiltrée pendant un pas de temps donné, varie au cours d'un événement pluvieux du fait de la dégradation de l'état de surface du sol et de la diminution du gradient du potentiel total. Au fur et à mesure de la pénétration du front d'humectation dans le sol, le potentiel matriciel diminue jusqu'à devenir négligeable dans la partie supérieure d'un profil ; le gradient de potentiel total tend alors vers 1. L'équation de Darcy pour un écoulement vertical permet de décrire le flux d'eau s'écoulant à travers une colonne de sol en fonction de la charge hydraulique et de la conductivité hydraulique.

Evapotranspiration :

Perte en eau par voie gazeuse, par évaporation directe de l'eau ou par transpiration des végétaux.

Evapotranspiration potentielle (ETP) : lorsque le seul facteur limitant est le climat (Perrier, 1977), l'ETP est définie comme étant la quantité d'eau maximale susceptible de s'évaporer d'un gazon ras couvrant totalement le sol, bien alimenté en eau, en phase active de croissance et situé au sein d'une parcelle suffisamment étendue.

En conditions naturelles, aux facteurs climatiques peuvent s'ajouter d'autres facteurs limitant l'évapotranspiration (réserve en eau du sol, état de développement des végétaux). On parle alors d'évapotranspiration réelle (ETR).

La fraction de l'eau qui retourne à l'atmosphère varie entre 50% pour les régions tempérées et pratiquement 100% en régions arides.

Écoulement superficiel ou hortonien :

Si l'intensité des pluies dépasse la capacité d'infiltration du sol, l'excès d'eau s'accumule sur le sol, remplit les cavités des microdépressions puis s'écoule jusqu'au réseau de drainage naturel (excess ou Hortonian overland flow) (Horton, 1933).

L'écoulement superficiel ou hortonien correspond au ruissellement s.s.. Ce type d'écoulement dépend à la fois des caractéristiques du sol, en particulier de la couche de surface du sol et des caractéristiques des pluies.

Écoulement sur la surface saturée :

Lorsque la pluie tombe sur une surface saturée, l'eau ne peut pas s'infiltrer même si l'intensité de la pluie ne dépasse pas la capacité d'infiltration théorique du sol (Cappus 1960 ; Betson, 1964 ; Kirkby et Chorley, 1967). L'extension de ces zones saturées varie au cours d'un événement pluvieux (Calver et al., 1972). L'écoulement sur la surface saturée est indépendant de l'intensité des pluies. Cette surface saturée est un type de zone contributive à l'écoulement.

Écoulement latéral en condition non saturée :

C'est le transfert latéral de l'eau vers l'aval, dans la zone non saturée du sol. Sa contribution aux transferts totaux est généralement minime.

Écoulement sub-superficiel en condition saturée :

Lorsque l'eau infiltrée atteint un niveau moins perméable, elle s'accumule au dessus de ce niveau, sature le sol et se déplace latéralement dans le sol. La vitesse apparente des écoulements sub-superficiels en conditions saturées peut être plus importante que celle des écoulements superficiels. L'eau infiltrée chasse par transmission de pression une eau ancienne et peut ainsi participer à une réponse rapide de l'hydrogramme de crue.

Écoulement concentré latéral dans le sol :

Écoulement par des chemins préférentiels (macropores, chenaux, cavités animales, ...). Ces chemins préférentiels peuvent induire des vitesses de flux importantes.

Percolation : (recharge de la nappe)

Mouvement vertical de l'eau infiltrée à l'intérieur du sol et qui contribue à la recharge de la nappe phréatique.

Écoulement souterrain :

Il correspond à la fraction d'eau qui s'est infiltrée dans les couches profondes du sol, a atteint la zone saturée permanente puis se vidange dans la rivière (Freeze, 1974).

Écoulement dans le réseau hydrographique:

Écoulement à surface libre dans les chenaux superficiels de drainage naturel d'un bassin versant.

I-2 Application à la modélisation de l'hydrologie de bassin

De nombreuses synthèses bibliographiques et ouvrages ont été consacrés à la description des modèles hydrologiques, à l'analyse de leurs qualités et aux modalités de calage et de validation des modèles (Decoursey, 1991 ; Sorooshian, 1991 ; Sorooshian et Gupta, 1983 ; Ambroise, 1991). La description ci dessous rappelle succinctement les principaux types de modèles et leur critères d'évaluation et de qualité.

I-2-1 Les modèles hydrologiques

Le choix du modèle dépendra de l'objectif visé. En effet, les modèles diffèrent selon :

- la nature des variables ou paramètres et/ou leurs relations (modèle déterministe ou stochastique) ;
- l'unité spatiale de calcul (modèle global ou distribué) ;
- la dimension temporelle (modèle évolutif ou statique) ;
- la nature des relations utilisées pour décrire les processus élémentaires (modèle empirique, conceptuel ou mécaniste).

• Les modèles distribués ou globaux :

Un *modèle distribué* (ou spatialisé ou maillé) permet une prise en compte de la structure et de la variabilité spatiale de l'espace à modéliser. Le découpage du système peut être arbitraire (maillage carré) ou basé sur une caractérisation morphométrique de l'espace à modéliser (découpage en sous-bassins versants, utilisation de la notion d'aire contributive).

Un *modèle global* considère le système à modéliser comme homogène et néglige la variabilité spatiale interne des paramètres ou variables d'entrée.

• Les modèles déterministes ou stochastiques :

Cette classification concerne les variables du modèle et leurs relations.

Un modèle est dit *déterministe* lorsque pour une même série de valeurs d'entrée du modèle et sous les mêmes conditions, les sorties du modèle sont parfaitement définies.

Un modèle est dit *stochastique* lorsque certaines variables du modèle sont de type aléatoire ou présentent une distribution de type aléatoire.

• *Les modèles physiques, conceptuels ou empiriques :*

Un modèle *physique* est un modèle qui décrit les mécanismes internes du système en se basant sur des lois de la physique ou de la mécanique. Ils sont par principe indépendants du calage mais nécessitent une bonne connaissance des lois régissant le système.

Un *modèle conceptuel* intègre des facteurs complexes en essayant de décrire le concept physique expliquant le comportement du système. La représentation du système, alors simplifiée, garde une signification physique mais est généralement dépourvue de réalité physique.

Dans le cas d'un *modèle empirique* on néglige les processus élémentaires et on considère que le système se comporte comme une boîte noire. Le principal défaut réside dans la nécessité d'un calage statistique des données obtenu à partir de longues séries de mesures. Ils sont mal adaptés à l'évaluation des variations du milieu ou de l'impact d'aménagement.

I-2-2 Critères d'évaluation de la qualité d'un modèle

On retiendra comme critères d'évaluation :

- la précision du modèle ;
- la simplicité du modèle ;
- la cohérence des variables estimées ;
- la sensibilité des résultats aux modifications de paramètres.

La précision du modèle : il s'agit de déterminer les erreurs statistiques qui sont généralement obtenues en testant le modèle sur différentes séries de données.

La simplicité du modèle se réfère au nombre de paramètres qui doivent être estimés et à la facilité de compréhension de la vision conceptuelle du système.

La cohérence du modèle est un facteur important pour les modèles utilisant des variables estimées par des méthodes d'optimisation. Un modèle possède une faible cohérence lorsque les valeurs optimales présentent une grande variation en fonction du temps et d'un bassin versant à l'autre.

Un modèle ne doit pas présenter de sensibilité importante pour les paramètres difficiles à mesurer.

I-2-3 Critères de choix du modèle

Dans notre étude nous avons besoin :

- d'un modèle conceptuel qui permet de décrire et de quantifier les principaux processus à l'échelle du bassin versant (ruissellement, évapotranspiration, infiltration, recharge de la nappe) et qui prend notamment en compte l'écoulement sur la surface saturée, surface présentant un intérêt majeur pour les problèmes de gestion de la pollution diffuse,
- d'un modèle distribué qui permet de décrire l'évolution spatiale des processus,
- d'un modèle utilisable à des pas de temps horaire et journalier pouvant être validé sur une année hydrologique.

A l'échelle du bassin versant, l'utilisation d'un modèle hydrologique distribué et conceptuel doit permettre d'intégrer les hétérogénéités spatiales et temporelles des variables en jeux dans les processus hydrologiques. Cependant, la prise en compte de toute la variabilité à l'échelle du bassin versant, amène souvent à utiliser un nombre de paramètres élevés dans les modèles ce qui inévitablement en limite l'intérêt. Pour contourner ce problème, nous avons choisi un modèle hydrologique élaborée par Beven et Kirby (1979) modèle semi-distribué, basé sur quelques hypothèses de fonctionnement simplificatrices, et sur le concept de zones contributives à surface variable. Ce concept pertinent pour l'ouest de l'Europe est basé sur la distinction au sein d'un bassin versant deux zones à comportement hydrodynamiques opposées ; sur les zones saturées ou zones contributives les écoulements sur et dans les sols sont rapides et génèrent le gonflement des crues, sur le reste du bassin versant l'infiltration est le processus prédominant. L'extension des zones contributives dépend des caractéristiques morphométriques et pédologiques d'un bassin versant et évolue dans le temps en fonction des antécédents hydriques.

Ce modèle nous a paru bien adapté pour répondre au problème posé, c'est à dire, modéliser les transferts d'eau dans un premier et ensuite appliquer cette modélisation au transfert de nitrates. De plus, il est applicable à des bassins versants non jaugés. Le concept de surfaces contributives présente en outre un double intérêt :

- ce que l'on sait des processus de transfert et de bio-transformations de l'azote montre l'importance des surfaces contributives dans la gestion de la pollution diffuse,
- les surfaces contributives peuvent être reliées à des types de dégradation de sols et notamment à des niveaux d'hydromorphie dite de position ce qui permettrait une prise en compte simple du sol dans un modèle hydrologique.

I-3 Description du modèle retenu : le TOPMODEL

TOPMODEL (TOPography-based hydrological MODEL), élaboré par Beven et Kirkby (1979), a été testé sur de nombreux bassins versants (bassin versant anglais : Beven et al., 1984 ; bassin versant méditerranéen : Sempere-Torres, 1990 ; Quinn et al., 1991) depuis sa première application sur le bassin de Crimple Beek (GB). Il a été validé sur différentes périodes de temps et pour différents types de reliefs. Le TOPMODEL est basé sur l'hypothèse que la réponse hydrologique d'un bassin est contrôlée par la dynamique des aires contributives définies dans le chapitre I-1. La réponse hydrologique des aires contributives au cours d'un événement pluvieux, est fonction de la répartition spatiale de l'humidité du sol. Celle-ci est liée principalement à la topographie des versants et aux caractéristiques hydrodynamiques des sols. Un indice sol/topographie est défini dans le modèle. Il est considéré comme étant un indice de la saturation potentielle des profils de sols et donc un indice de contrôle de la réponse hydrologique.

La variabilité spatiale des processus et des variables d'entrée est intégrée dans la modélisation sur la base d'un découpage du bassin versant en fonction de critères hydrologiques ou morphométriques. Trois niveaux de division de l'espace emboîtées sont ainsi définies :

- découpage en sous-bassins délimitant les zones d'influence des différentes stations de mesures (météorologiques et hydrologiques),
- découpage en classes de distances par rapport à l'exutoire (contrôle du retard d'écoulement),
- découpage selon une distribution discrète de l'indice sol/topographie sur chacune des subdivisions précédentes.

Au sein de chaque subdivision ainsi définie les processus intervenant peuvent être différents. TOPMODEL permet de travailler sur de longues séries temporelles, à des pas de temps différents, mais fixes sur une même série. A chaque pas de temps, il est possible d'extraire outre les résultats en terme de débit, l'information sur l'évolution spatiale des surfaces saturées. Ce modèle considère que le bassin versant hydrogéologique correspond au bassin hydrologique.

I-3-1 Processus pris en compte dans la modélisation

A partir des travaux de Beven (1979, 1984, 1986, 1987a, 1987b, 1991), les processus pris en compte dans ce modèle sont :

- les précipitations,
- l'infiltration,
- l'évapotranspiration et l'extraction racinaire,
- les écoulements sub-superficiels en condition non saturée,
- les écoulements sur la surface saturée,
- l'écoulement souterrain,
- l'écoulement dans le réseau hydrographique.

• Les précipitations :

Dans l'hypothèse d'un bassin hydrologique fermé, les précipitations sont les seules entrées d'eau sur le bassin versant et la seule contribution directe ou indirecte à la formation des débits. Lorsque l'on dispose de plusieurs stations d'enregistrement des pluies, il est possible d'intégrer ces données sur chaque zone d'influence de ces stations. Le modèle utilise donc des valeurs de pluies brutes.

• L'évapotranspiration :

Dans le TOPMODEL, la relation entre l'ETR et l'ETP est fonction de la teneur en eau des sols. L'évapotranspiration peut être, comme les précipitations, spatialisée en fonction du nombre de stations de mesures par sous-bassin. Dans la modélisation, l'évapotranspiration intervient dans le réservoir superficiel après infiltration éventuelle des pluies. Ce réservoir superficiel peut être assimilé à l'horizon Ap.

• L'infiltration :

L'infiltration de l'eau à la surface d'un sol est gouvernée à la fois par l'intensité des pluies, l'état de saturation du profil de sol, la conductivité en surface de celui-ci. Dans une première version du TOPMODEL, l'infiltration était décrite par une loi de Green-Ampt résolue analytiquement. Cette approche a été abandonnée par Beven du fait de l'impossibilité d'estimer les flux infiltrés avec les valeurs de conductivité hydraulique à saturation utilisées dans le modèle pour la détermination des zones contributives. La

conductivité est en effet, une conductivité effective à saturation en surface, très supérieure aux valeurs mesurées. Dans la version utilisée ici, il y a infiltration, totale ou partielle, lors d'une précipitation si la surface considérée n'est pas saturée.

• *Les écoulements sur la surface saturée et écoulements sub-superficiels en conditions saturées:*

Lors de la modélisation, on différencie les écoulements sur la surface saturée, des écoulements sub-superficiels en condition saturée. Le ruissellement de type hortonien (intensité des pluies supérieure à la capacité d'infiltration du sol) est pris en compte sur la période de calcul (horaire ou journalier). Les écoulements sub-superficiels sont liés à la saturation remontante depuis la base du profil, par l'accumulation d'une eau infiltrée au dessus d'une couche moins perméable. L'eau s'accumulant, il y a saturation du sol et déplacement latéral dans le sol. Les écoulements sur la surface saturée surviennent, soit lorsque le profil de sol est complètement saturé, soit lorsqu'il y a saturation du réservoir supérieur.

• *Les écoulements dans la zone non saturée :*

La redistribution de l'eau infiltrée dans les profils de sol non saturés correspond à un drainage gravitaire. Le flux d'eau généré est fonction du stock d'eau existant dans la zone non saturée, de la conductivité hydraulique en condition saturée au niveau de la nappe et d'un paramètre décrivant le gradient hydraulique jusqu'au toit de la nappe.

• *Les écoulements souterrains :*

Ils correspondent à la vidange de la nappe dans le réseau hydrographique et contribuent au débit de base. Dans le modèle, le débit est fonction de l'extension des zones contributives et du déficit moyen en eau du sol.

• *Les écoulements dans le réseau hydrographique : (channel stream).*

Dans le modèle, les vitesses d'écoulement dans le réseau hydrographique (channel velocity) sont prises en compte à la fin de chaque pas de temps. Les flux calculés sont introduits à l'exutoire avec un délai fonction de la vitesse d'écoulement dans le réseau hydrographique et de la distance à l'exutoire principal du sous-bassin sur lequel ont été effectués les calculs.

I-3-2 Description des bases mathématiques du TOPMODEL

Le TOPMODEL utilise quatre hypothèses simplificatrices :

- le gradient hydraulique de la nappe est parallèle à la surface topographique du sol,
- la conductivité à saturation du sol suit une loi exponentielle décroissante avec la profondeur,
- le profil de la teneur en eau avec la profondeur est voisin de celui du drainage gravitaire,
- l'évolution des processus est considérée comme une suite d'états stationnaires juxtaposés dans le temps.

L'hypothèse d'un gradient hydraulique parallèle à la surface topographique qui sous entend l'existence de directions du flux parallèles au gradient topographique local suppose que les variations locales de teneurs en eau et des propriétés physiques sont négligeables vis à vis du flux parallèle à la pente. Cette hypothèse est applicable sur des bassins versants à pente moyenne à fortes, et est particulièrement adapté pour rendre compte des écoulements rapides en période pluvieuse.

L'hypothèse d'une décroissance exponentielle de la conductivité hydraulique avec la profondeur se vérifie pour des profils de sols relativement homogènes sans modifications anthropiques majeures. Cette hypothèse suppose un profil de sol à granulométrie constante où la décroissance de la conductivité avec la profondeur serait le résultat de la consolidation du sol.

L'hypothèse d'un profil de teneur en eau voisin de celui du drainage gravitaire permet de négliger les phénomènes d'hystérésis. Ceci nous permet d'appliquer une relation exponentielle décroissante pour exprimer la variation de la conductivité en fonction du déficit de saturation.

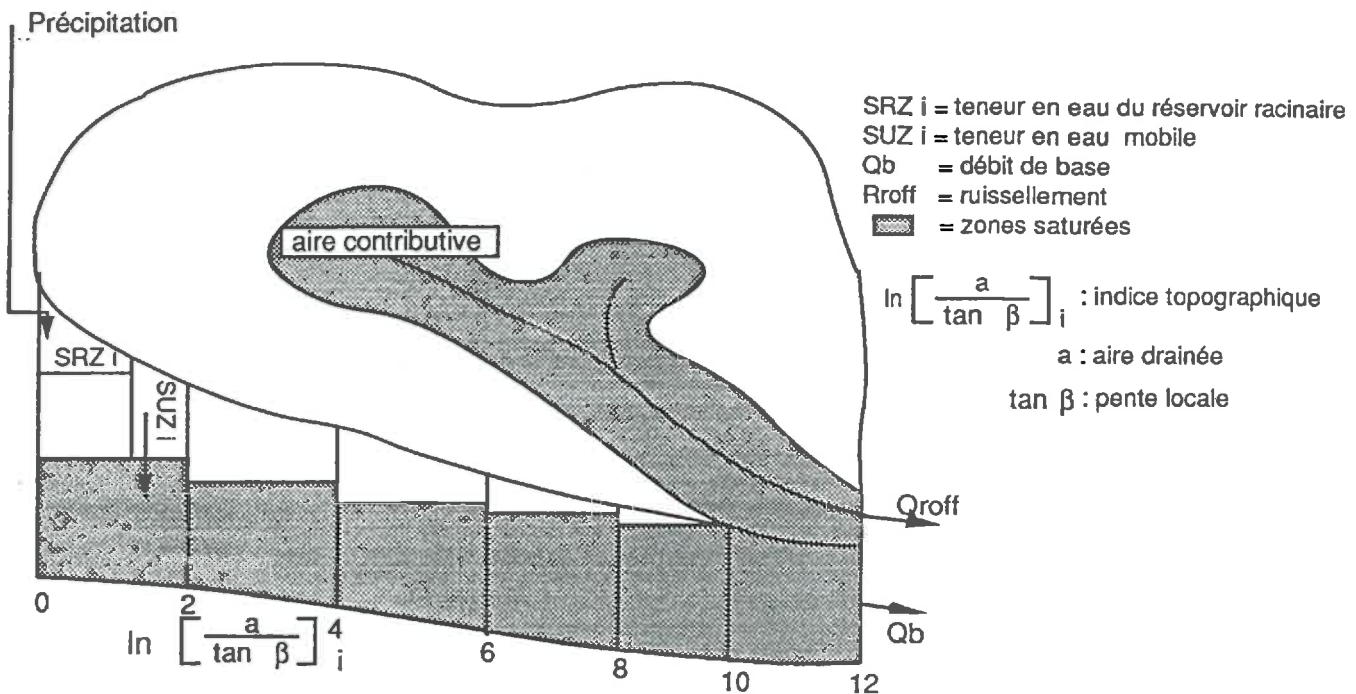


Fig I-1 : Schéma conceptuel du TOPMODEL (d'après Beven, 1979)

La présentation ci-dessous est développée en terme de déficit local et moyen de saturation sur un bassin, mais peut être également développée en terme de valeur locale et moyenne de la profondeur du niveau de la nappe. Le déficit de saturation est défini comme étant la différence, exprimée en mètre, entre la teneur réelle en eau d'un sol et sa teneur en eau à saturation, lorsque seul le drainage gravitaire intervient, c'est à dire sans prendre en compte l'effet de l'évaporation. Le schéma conceptuel du TOPMODEL est présenté dans la figure I-1.

On a choisi de présenter les bases du TOPMODEL dans un ordre privilégiant les points les plus originaux du modèle : l'écoulement latéral en condition saturée ; le calcul du déficit local de saturation ; le calcul du débit de base.

I-3-2-1 L'écoulement latéral en condition saturée.

On suppose qu'en tout point p_i du bassin versant, l'écoulement latéral en condition saturée q_i (figure I-1), à travers une section du bassin versant (downslope saturated subsurface flow) est décrit par :

$$q_i = T_0 \tan\beta e^{-S_i/M} \quad (1)$$

où T_0 (en m/unité de temps) est la transmissivité latérale du profil lorsque celui-ci est saturé jusqu'à la surface (critère intrinsèque du sol) ; S_i (en mètre, recalculé à chaque pas de temps par le modèle) est la valeur du déficit de saturation local (exprimé en mètre); M est un paramètre exprimant la décroissance de la transmissivité ou de la conductivité avec la profondeur (exprimé en mètre), $\tan\beta$ est la pente locale qui est supposée traduire le gradient hydraulique le long de la pente.

On suppose dans cette équation que m et T_0 sont constants au cours du temps et sur l'ensemble du bassin versant. Ces paramètres sont ajustés dans le modèle. Les zones pour lesquelles $S_i \leq 0$ sont des surfaces saturées.

Beven (1986) a reformulé l'équation (1) en utilisant la relation reliant la conductivité hydraulique (K_z) à la profondeur (z) avec la conductivité à la surface du sol (K_0) :

$$K_z = K_0 e^{-z f} \quad (2)$$

où f est une constante caractérisant la décroissance de la transmissivité avec la profondeur (z).

L'équation (2) peut aussi s'écrire en terme de déficit de saturation :

$$K_s = K_0 e^{-S_i/M} \quad \text{avec la relation } z f = S_i/M$$

$$\text{or par définition } T_0 = \int_0^{S_d} K_0 e^{-S_i/M} ds$$

où S_d est la valeur maximale du déficit de saturation, c'est à dire lorsque la profondeur de la nappe est proche de la profondeur du sol.

$$T_0 = -K_0 M e^{-S_d/M} + K_0 M$$

S_d étant la valeur maximale du déficit de saturation, on peut poser que $K_0 M e^{-S_d/M}$ est très petit par rapport à $K_0 M$; T_0 est alors proche de $K_0 M$.

L'écoulement latéral en condition saturée n'est correctement défini que si les hypothèses 1 et 2 définies plus haut sont vérifiées. Il s'agit d'un des concepts de base du modèle. Si les conditions expérimentales ne correspondent pas aux hypothèses, le modèle ne peut pas s'appliquer dans la formulation présente.

I-3-2-2 Le calcul du déficit moyen et local de saturation.

Dans l'hypothèse où la réponse transitoire du bassin au cours du temps peut être représentée par une suite d'états stationnaires on a :

$$q_i = a_i r \quad (3)$$

où a_i est l'aire drainée au point p_i pour un segment unitaire de courbe de niveau et r l'intensité des pluies (considérée comme constante sur l'ensemble du bassin ou du sous-bassin). La valeur de a_i est forte pour les

points à la base des pentes convergentes et faible pour les points près de la ligne de partage des eaux et pour les pentes divergentes.

En combinant les équations (1) et (3) on obtient :

$$S_i = -M \ln \left(\frac{a r}{T_0 \tan \beta} \right)_i \quad \text{soit} \quad S_i = -M \ln \left(\frac{a}{T_0 \tan \beta} \right)_i - M \ln(r) \quad (4)$$

Beven (1979) définit le terme $\ln \left(\frac{a}{T_0 \tan \beta} \right)_i$ comme étant un indice sol/topographique qui permettra de définir les zones du bassin versant ayant une même réponse hydrologique.

En intégrant cette équation sur l'ensemble d'un bassin d'aire A, on obtient une valeur moyenne du déficit de saturation sur une surface unitaire égale à :

$$\overline{S} = \frac{1}{A} \int^A S_i \, di \quad \text{soit} \quad \overline{S} = \frac{1}{A} \int^A -M \ln \left(\frac{a r}{T_0 \tan \beta} \right)_i \, di \quad (5)$$

$$\overline{S} = -M \frac{1}{A} \int^A \ln \left(\frac{a}{T_0 \tan \beta} \right)_i \, di - M \ln(r)$$

$$\overline{S} = -M \gamma - M \ln(r)$$

$$\text{avec } \gamma = \frac{1}{A} \int^A \ln \left(\frac{a}{T_0 \tan \beta} \right)_i \, di$$

En soustrayant (4) à (5) pour éliminer $\ln(r)$ on obtient :

$$\overline{S} - S_i = -M \gamma + M \ln \left(\frac{a}{T_0 \tan \beta} \right)_i \quad (6)$$

$$\frac{(\overline{S} - S_i)}{M} = -(\gamma - \ln(a/T_0 \tan \beta)_i)$$

En faisant l'hypothèse que $\ln(T_0) = \frac{1}{A} \int_0^A \ln(T_{0i})$, c'est à dire que la valeur moyenne de $\ln(T_0)$ est égale à

l'intégrale des valeurs locales de $\ln(T_{0i})$, l'équation (6) peut alors s'écrire :

$$\frac{(\overline{S} - S_i)}{M} = -(\lambda - \ln(a/\tan \beta)_i) + (\ln T_0 - \ln T_{0i}) \quad (7)$$

écart à la moyenne
terme topographique
terme lié au sol

du déficit

où $\lambda = \frac{1}{A} \int_0^A \ln(a/\tan \beta)_i$ constante topographique pour le bassin utilisé par Beven (1979).

L'équation (7), de forme adimensionnelle, exprime l'écart à la moyenne du déficit de saturation en fonction de la variation d'un terme topographique (différence entre la valeur locale de l'indice topographique par rapport à la constante topographique du bassin versant) et d'un terme lié au sol (différence de la transmissivité locale par rapport à sa valeur intégrée sur le bassin). Pour n'importe quelle valeur de S l'équation (7) peut être utilisée pour déterminer la valeur du déficit local en chaque point du bassin.

Les points pour lesquels l'écart à la moyenne est inférieur à zéro représentent la surface contributive prédite en tenant compte à la fois de la distribution de la topographie et de la transmissivité des sols. Si on fait l'hypothèse d'une homogénéité de la couverture pédologique, l'écart à la moyenne du déficit dépend alors seulement de la topographie.

I-3-2-3 Le calcul des débits de base.

Dans le TOPMODEL la relation (7) est utilisée à chaque pas de temps pour prédire l'extension des zones saturées. Toutes les pluies tombant sur ces zones, ou sur des zones où $S_i - \bar{S} > 0$ mais pour lesquelles les flux d'eau induits par les pluies sont supérieurs au déficit local de saturation, génèrent la production d'un ruissellement par dépassement de la saturation. L'application de l'équation (7) sous l'hypothèse d'un état stationnaire pour des pas de temps successifs, est faite en considérant que la valeur de \bar{S} est constante à chaque pas de temps. De plus la vitesse des écoulements de sub-surface est telle que la redistribution des entrées dans la zone saturée est relativement rapide comparée aux variations du déficit moyen. Les valeurs du déficit local sont recalculées à chaque pas de temps en fonction des flux entrants et sortants dans la zone saturée.

L'expression de la contribution des flux de sub-surface au débit à l'exutoire correspond alors à l'intégration de tous les apports locaux au réseau de drainage.

$$Q_b = \sum_{i=1}^n L_i q_i \quad \text{soit} \quad Q_b = \sum_{i=1}^n L_i (T_0 \tan\beta)_i e^{-\frac{S_i}{M}} \quad (8)$$

Q_b est la somme discrète sur n segments de réseau de drainage de longueur L_i des débits latéraux en condition saturée. En utilisant l'équation (6) qui relie le déficit local au déficit moyen du bassin on peut transformer l'équation (8) en :

$$Q_b = \sum_{i=1}^n L_i \left(T_0 \tan\beta e^{-\left(\frac{\bar{S}}{M} + \gamma - \ln \left(a/T_0 \tan\beta \right)_i \right)} \right)$$

$$\text{soit} \quad Q_b = \sum_{i=1}^n L_i a_i e^{-\gamma} e^{-\frac{\bar{S}}{M}} \quad \text{avec } a_i = \text{aire drainée pour un segment } L_i$$

$$\text{avec} \quad \sum_{i=1}^n L_i a_i = A \text{ qui correspond à l'aire totale du bassin}$$

on peut donc écrire

$$Q_b = Q_0 e^{-\frac{\bar{S}}{M}} \quad (9)$$

où $Q_0 = A e^{-\gamma}$ est une constante au cours du temps sur tout le bassin. Il s'agit d'un paramètre calculé à partir des caractéristiques intrinsèques du bassin versant (topographie, conductivité) ; il décrit, au même titre que le paramètre m , la courbe de récession des débits du bassin versant.

Dans la formulation du débit de base décrite ci-dessus, la longueur du réseau de drainage est considérée comme fixe au cours d'un même pas de temps. Or, il est généralement admis qu'au cours d'un événement pluvieux, l'extension du réseau de drainage peut être un paramètre important de la réponse

hydrologique d'un bassin versant. Cette constatation nous impose de travailler à un pas de temps suffisamment fin (pas horaire) pour pouvoir accepter l'hypothèse d'une longueur fixe du réseau de drainage au cours d'un même pas de temps.

En fixant la valeur initiale de l'écoulement de base (Q_{b0}), la relation (9) peut être utilisée pour prédire la valeur initiale de \bar{S} pour initialiser le système. En supposant que le flux initial mesuré à l'exutoire ($Q_{(initial)}$) correspond uniquement à un flux de sub-surface on a :

$$Q_{b0} = Q_{(initial)} \quad \text{et} \quad \bar{S} = -M \ln \left(\frac{Q_{(initial)}}{Q_0} \right)$$

I-3-2-4 L'infiltration et le ruissellement

Dans les premières versions du TOPMODEL, Beven (1984) a proposé un modèle d'infiltration basé sur l'équation de Green-Ampt, et fait l'hypothèse d'une diminution exponentielle de la conductivité hydraulique. Sivapalan et al. (1987) et Wood et al. (1988) ont utilisé l'équation de Philipps pour ce module du TOPMODEL. Cette approche a été abandonnée au profit de l'hypothèse d'un partage des précipitations en fonction du déficit de saturation du sol et de l'intensité des pluies.

Dans le cas d'une zone non saturée, les flux d'eau infiltrés sont égaux aux précipitations, sauf si la quantité de pluie au pas de calcul est supérieure à la capacité de stockage du réservoir supérieur. Il peut alors y avoir production de ruissellement par refus d'infiltration. De plus lorsque au cours d'un pas de temps, le profil de sol devient saturé par la base, il peut alors y avoir du ruissellement même si l'ensemble du profil n'était pas initialement saturé.

Dans le cas d'une surface saturée, il y a ruissellement de la totalité des précipitations.

I-3-2-5 Le drainage gravitaire

La redistribution de l'eau infiltrée dans le sol au dessus de la nappe (drainage gravitaire), est fonction des propriétés du sol (conductivité à saturation, teneur en eau) et des valeurs du déficit de saturation dans la zone non saturée. Deux formulations qui ajoutent un paramètre, ont été utilisées dans le TOPMODEL.

1) Dans Beven et Wood (1983) où la redistribution était formulée à partir de la distribution des déficits de saturation, le flux vertical local était prédit par :

$$Q_{vj} = S_{uz} / S_j t_d \quad (10)$$

où S_{uz} est la teneur locale en eau mobile (supérieure à la capacité au champ) dans la zone non saturée, S_j le déficit de saturation et t_d un délai de temps par unité de déficit de saturation.

2) Dans Beven (1986), le flux dans la zone non saturée (lorsque la quantité d'eau apportée au pas de calcul dépasse la capacité de stockage du réservoir) est égal à la conductivité hydraulique en condition saturée au niveau de la nappe (K_z) multipliée par un paramètre représentant le gradient hydraulique vertical (α) soit ;

$$Q_{vj} = \alpha K_z \quad \text{c'est à dire d'après l'équation (2)}$$

$$Q_{vj} = \alpha K_0 e^{-S_j/M} \quad (11)$$

La sommation des Q_{vj} en chaque point du bassin versant donne le flux total gravitaire Q_v .

L'équation (11) a été ici retenue, avec l'hypothèse que α est égal à 1 (Beven, 1986) et que le drainage vertical vers la nappe se produit au cours d'un seul pas de temps (Beven et Kirkby, 1979).

La valeur du déficit moyen \bar{S} sur le bassin évolue alors au cours du temps en fonction de l'évolution de Q_b et Q_v . A un temps t donné on a :

$$\bar{S}(t) = \bar{S}(t-1) - Q_v(t-1) + Q_b(t-1) \quad \text{où } Q_v = \text{valeur totale de la recharge par la zone non saturée}$$

$$\text{et } Q_b = \text{valeur totale des flux de sub-surface}$$

I-3-2-6 L'évapotranspiration

L'évapotranspiration entraîne des flux d'eau dans le réservoir supérieur contrôlés dynamiquement à la fois par les conditions climatiques, par les plantes et par la teneur en eau du sol. Dans la version du TOPMODEL utilisée ici, l'évapotranspiration est au plus égale au stock d'eau disponible dans le réservoir supérieur. L'évapotranspiration intervient sur le réservoir supérieur après les calculs des taux d'infiltration et modification des stocks d'eau du réservoir.

Deux formulations peuvent être utilisées pour décrire l'évapotranspiration réelle à un temps t_i (ETR_i)

$$1) \frac{ETR_i}{ETP_i} = 1 - \frac{SRZ_i}{SRMAX_i} \quad \begin{array}{l} ETP_i = \text{l'évapotranspiration potentielle} \\ \text{où } SRZ_i = \text{déficit de saturation dans le réservoir de surface} \\ SRMAX_i = \text{déficit de saturation maximum dans le réservoir de surface} \end{array}$$

Si le déficit de saturation du réservoir supérieur est nul, l'ETR est égal à l'ETP. Dans le cas où le déficit est maximal l'ETR est égal à zéro.

$$2) \begin{cases} ETR_i = ETP_i & \text{si } SRZ_i > ETP_i \\ ETR_i = SRZ_i & \text{si } SRZ_i < ETP_i \end{cases} \quad \begin{array}{l} \text{où } ETP_i = \text{l'évapotranspiration potentielle} \\ SRZ_i = \text{déficit de saturation dans le réservoir de surface} \end{array}$$

Après avoir testé les deux équations, nous avons appliqué la formulation 2 pour calculer l'ETP.

I-3-2-7 Le transfert dans le réseau hydrographique

Beven et Kirkby (1979) ont montré que les vitesses mesurées du ruissellement de surface sous couvert végétal, sont telles que la forme de l'hydrogramme de crue peut être influencée par les vitesses des écoulements à surface libre.

Le transfert dans le réseau de drainage est basé sur une relation linéaire, similaire à celle utilisée par Surkan (1969) et Kirkby (1976), sous l'hypothèse d'une vitesse de l'onde cinétique constante. Beven (1979) a justifié l'utilisation d'une vitesse constante sur la base de données de terrain à partir des vitesses moyennes sur le bassin de la Severn (10 km²) en Ecosse.

En fin de calcul pour chaque classe de découpage du bassin versant (classe de distance à l'exutoire), les flux calculés sont sommés aux flux calculés au pas de temps précédant en tenant compte d'un délai fonction de la distance du découpage par rapport à l'exutoire principal.

I-3-2-8 Conclusions

Le TOPMODEL est un modèle distribué simple ; il présente un faible nombre de paramètres (quatre dans cette version), et permet de tenir compte de la distribution spatiale des sols et de la topographie. L'information sur la distribution des sols est rarement disponible mais dans l'équation (7) l'écart à la moyenne lié au terme topographique est généralement plus important que celui lié aux caractéristiques des sols (voir

chapitre suivant). Dans ce cas la perte en précision est faible si on néglige l'hétérogénéité des sols pour la prédiction du déficit de saturation. La transmissivité hydraulique des sols joue un rôle important dans la détermination de la fonction de drainage (équation 9), mais l'estimation d'une valeur moyenne de transmissivité est plus importante que l'estimation de sa distribution. Il est également possible, comme nous allons le montrer dans la suite de ce travail, de prendre en compte une distribution des propriétés des sols liée à la distribution topographique.

L'équation (7) montre les limites d'application de l'indice topographique ; pour les bassins où le ruissellement hortonien est important, lorsque les flux par refus d'infiltration sont importants ou dans les cas où les zones contributives sont directement liées à des variations de conductivité hydraulique, l'écart à la moyenne des déficits de saturation est contrôlé par le terme sol plutôt que par le terme topographique. Il n'est alors pas possible d'utiliser une valeur constante de conductivité hydraulique sur l'ensemble du bassin : l'hypothèse d'une même réponse hydrologique pour les classes de même valeur d'indice sol/topographie n'est ainsi pas conforme.

Le modèle hydrologique suppose que les points ayant les mêmes valeurs de $\ln(a/T_0 \tan \beta)$ ont une même réponse hydrologique : dans l'application du modèle on regroupe les points suivant une distribution discrète de classe de valeurs d'indice topographique. La détermination de la forme de la fonction de distribution nécessite de nombreux calculs. Dans certains cas, le bassin peut être traité comme une unité ponctuelle pour le calcul du déficit et des zones contributives dépendant du déficit, ou lorsque la répartition des pluies est bien connue dans l'espace comme une suite de sous-bassins où chaque sous-bassin a ses propres entrées, sa topographie et ses propres caractéristiques. D'autres versions du TOPMODEL prenant en compte plus précisément certains processus ont été développées par Sivapalan et al. (1987), Beven (1986, 1987b).

I-4 Hétérogénéité des données : discrétisation de l'espace et du temps

I-4-1 Les données

L'utilisation d'un modèle hydrologique spatialisé nécessite de disposer d'un système d'organisation et de structuration de l'information. La diversité des sources d'information rend nécessaire l'utilisation d'outils informatiques permettant de coupler des sources différentes d'information et de restituer cette information sous forme de tableaux ou de cartes. Différentes techniques informatiques de traitement et d'utilisation de l'information géographique en hydrologie ont été développées (Burrough, 1983; Band, 1986 ; Morris et Heerdegen, 1988 ; Moore et al., 1988 ; Seemuller, 1989 ; Kirkby et al. 1987 ; Depaëtère, 1990).

Dans notre étude nos principales sources d'informations sont :

- au niveau spatial et à l'échelle du bassin versant:
 - un Modèle Numérique de Terrain "MNT" : échelle d'acquisition 1/25 000, pas du maillage de 19,05 mètres (valeur égale à la transposition dans le système métrique d'un pas exprimé en pixels par pouce),
 - une carte pédologique : échelle 1/10 000,
 - une carte d'occupation des sols sur la base d'une carte du parcellaire : échelle 1/10 000.

La structure de l'information est différente dans ces trois cas. Un MNT correspond à une information ponctuelle connue aux noeuds d'une matrice (type raster) alors que les cartes pédologiques et agronomiques correspondent une information sur la localisation des limites des unités et sur leur contenu (type vecteur).

- au niveau temporel :

- des relevés limnigraphiques et pluviométriques au pas horaire,
- des relevés pluviométriques et d'évapotranspiration au pas journalier.

La prise en compte de la distribution spatiale des données a nécessité l'élaboration de logiciels de calcul et de traitement de ces données, notamment pour la création et l'analyse du MNT et pour son couplage avec des cartes de type vecteur. Ces différents logiciels, inspirés des travaux de Quinn (1991) ont été regroupés dans une chaîne de traitement automatique des MNT et des données hydrologiques ; MNT-TOP (Bruneau, 1993).

Un MNT est une représentation numérique du relief. Généralement il s'agit d'un fichier d'altitude comparable à une matrice de x colonnes et y lignes. Chaque point du MNT peut être repositionné dans l'espace défini par cette matrice si l'on connaît sa position dans le fichier, le nombre de colonnes et de lignes et le sens de balayage du fichier. Pour repositionner ce point dans l'espace géographique il faut en outre connaître les coordonnées et l'orientation du repère de la matrice dans le repère géographique.

Les MNT présentent de nombreux intérêts dans le cadre d'une modélisation hydrologique distribuée. Ils permettent de calculer facilement les caractéristiques géométriques et morphométriques de la topographie et du bassin hydrologique qui constituent l'étape préliminaire à la modélisation.

La description des méthodes de calcul et de traitement des MNT est donnée dans l'annexe 1.

Quatre types de fichiers de variables dérivées peuvent être extraits d'un MNT;

- les fichiers géomorphométriques : ils caractérisent la géométrie de la topographie - altitude, pente, convexité horizontale, convexité verticale, exposition, encaissement.
- les fichiers géomorphologiques : ils caractérisent le type de relief local (pics, col, crêtes, creux)
- les fichiers hydrométriques : ils caractérisent la géométrie du bassin hydrologique - longueur de drainage, distance à l'exutoire, indice morpho-pédologique
- les fichiers hydrologiques : définition du bassin et sous-bassins versants.

Dans le cadre d'une application du TOPMODEL, trois fichiers de variables dérivées sont utilisés,

- le fichier de délimitation du bassin versant et des sous-bassins versants éventuels,
- le fichier de délimitation de bandes de distances à un exutoire,
- le fichier de l'indice sol/topographie (indice morpho-pédologique).

Pour pouvoir comparer les variables dérivées d'un MNT avec les données d'une carte pédologique ou agronomique, nous avons développé des outils informatiques de comparaison de carte. Nous avons choisi de discrétiser sous forme matricielle l'information des cartes de type vecteur. Cette technique consiste à "superposer" sur une carte vecteur une grille régulière et à extraire l'information aux noeuds de cette grille. Pour chaque noeud de la grille nous disposons alors d'une information complexe. Cette technique peut générer des erreurs liées au passage d'une information continue à une information discrète. Elle permet néanmoins de comparer et d'analyser l'information issue de différentes cartes et fournit une information facilement exploitable.

I-4-2 Calcul de l'indice $\ln(a/\tan\beta)$

Dans notre étude, le calcul de la distribution des valeurs de $\ln(a/\tan\beta)$ (indice topographique où a est exprimé en unité de longueur et où $\tan\beta$ correspond à la pente locale) s'effectue à partir d'un modèle numérique de terrain (MNT). En chaque maille du MNT les flux peuvent prendre plusieurs directions. Pour connaître la valeur de l'indice topographique en une maille donnée, il faut connaître les valeurs de l'indice pour les mailles d'altitudes supérieures. L'algorithme de calcul est récursif. Pour une maille (m) donnée dont on connaît les valeurs de l'aire drainée pour tous les points (i) à l'amont de cette maille, on exprime la valeur de l'aire drainée entre les mailles m et i (ΔA_i) par:

$$\Delta A_i = \frac{A (\tan \beta_i l_i)}{\sum_{j=1}^n \tan \beta_j l_j} \quad (\text{pour les mailles aval seulement}) \quad (12)$$

où n = nombre de mailles d'altitude supérieure à la maille courante,

A = aire totale cumulée pour la maille m ,

$\tan \beta_i$ = différence d'altitude sur la distance entre la maille m et la $i^{\text{ème}}$ maille amont,

l_i = longueur de la courbe de niveau cardinale ou diagonale entre la maille courante et la $i^{\text{ème}}$ maille.

En séparant le terme commun on peut réécrire l'équation (12)

$$C = \frac{A}{\sum_{j=1}^n l_j \tan \beta_j}$$

chaque direction de flux correspond alors à :

$$\Delta A_i = C \tan \beta_i \quad (13)$$

Il existe différentes méthodes de calcul de la valeur de $\tan \beta$ (calcul de la tangente de la surface passant par le point de mesures; moyenne des pentes suivantes des directions privilégiées). En admettant que la valeur de $\tan\beta$ peut s'exprimer par la moyenne des pentes locales (équation 14):

$$\tan \beta = \frac{\sum_{j=1}^n \tan \beta_j l_j}{\sum_{j=1}^n l_j} \quad (14)$$

La valeur de $a/\tan \beta$ pour la maille courante peut alors s'écrire :

$$a/\tan \beta = \frac{A}{\sum_{j=1}^n l_j \tan \beta_j} \quad (15)$$

En combinant les équations (14) et (15) on obtient :

$$a/\tan \beta = \frac{A}{\sum_{j=1}^n l_j \tan \beta_j}$$

qui correspond à la valeur de C . On a donc $\ln(a/\tan \beta) = \ln(C)$.

Le découpage du bassin versant en classes d'isovaleurs d'indice topographique peut se faire par d'autres méthodes que l'utilisation du réseau maillé régulier : on peut par exemple utiliser un réseau triangulaire irrégulier ou une structure de graphe planaire.

Chapitre II

Présentation du site d'étude

II-1 Choix du bassin versant

Pour tester le TOPMODEL, nous avons retenu le bassin versant de la Noé-Sèche (Côtes d'Armor). En effet, ce site a fait l'objet pendant plusieurs années d'un suivi agronomiques, pédologiques et hydrologiques.

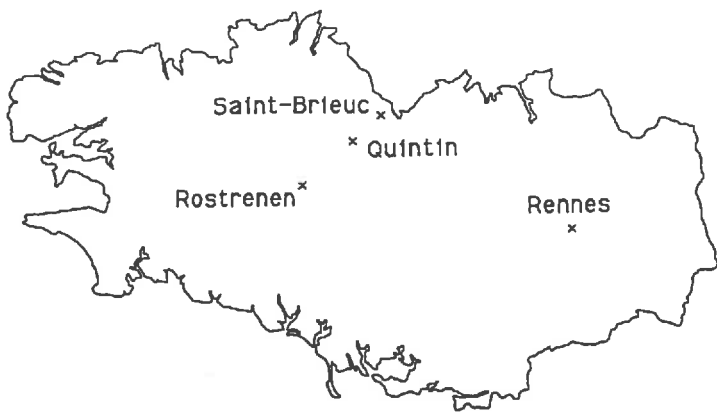
Ce bassin est essentiellement à vocation agricole, sans activité industrielle ou agglomération importante. Son substrat est granitique d'où l'existence de nappes peu profondes, reliées directement au réseau hydrographique par l'intermédiaire des surfaces saturées. Ces surfaces dont la distribution spatiale est dépendante de la géomorphologie sont associées à des sols hydromorphes. Les pratiques agricoles sur le bassin versant sont représentatives de celles du département. La qualité de l'eau à l'exutoire du bassin versant est suivie depuis plusieurs années par la DDA des Côtes d'Armor et révèle une augmentation constante depuis 1980 des concentrations moyenne de NO_3^- (+ 2 à 3 mg/l/an).

Ce bassin a fait l'objet de nombreuses études et nous permet de disposer d'une base de données conséquente sur les 10 dernières années. Les travaux qui y ont été effectués concernent de nombreux domaines :

- étude pédologique (Buson, 1982) ;
- étude de la pollution diffuse (Clerc, 1981) ;
- activité agricole et pollution de l'eau (Tanguy, 1987) ;
- géochimie des solutions du sol (Maître, 1991) ;
- analyse structurale (Curmi et al., 1992).

De plus, sur ce bassin, une modélisation du transfert des nitrates par le Modèle Couplé de Girard (Ecole des Mines Fontainebleau) (Geng et al., 1987 ; Geng, 1988) a déjà été effectuée. Les relevés pluviométriques, les concentrations et flux de nitrate à l'exutoire sont disponibles pour l'année hydrologique 1983/84 à un pas journalier. Ceci va nous permettre d'une part de valider à un pas journalier le TOPMODEL sur les années 83/84 et d'autre part de comparer les résultats de deux modèles hydrologiques conceptuels et de leur application à un problème de transfert de nitrates.

Pour cette étude, le bassin a été équipé d'une station de jaugeage (mesures simultanées des précipitations et des hauteurs d'eau dans le ruisseau) et d'un préleveur automatique d'eau du ruisseau à partir de septembre 1989. Nous disposons ainsi d'un suivi horaire des débits et des précipitations et d'un suivi toutes les huit heures des teneurs en nitrates à l'exutoire du bassin versant.



équidistance des courbes de niveau 10 mètres

— — — — — Limite du bassin versant

— Réseau de drainage principal

● Pluviomètre

★ Site de prélèvement d'eau

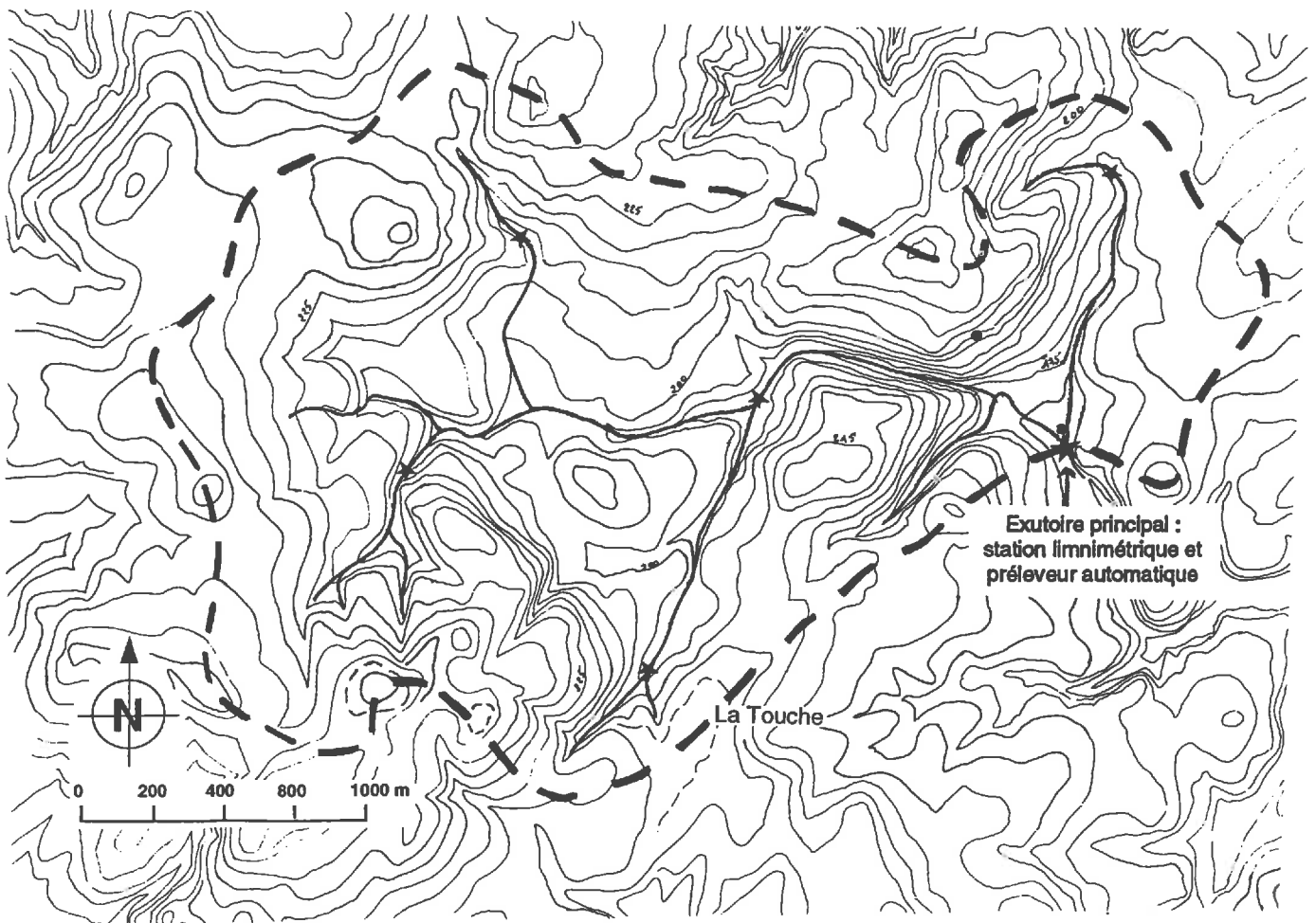


Fig II-1 : Localisation du site d'étude : carte de situation et carte en courbe de niveau avec localisation des points de mesures.

II-2 Description du site d'étude

II-2-1 Localisation géographique

Le bassin versant de la Noé-Sèche, situé à 2 km au Nord de Quintin et à 20 km au sud ouest de Saint-Brieuc (Côtes d'Armor, Bretagne), appartient au bassin versant du Gouët (220 km² au total), qui se jette dans la baie de Saint-Brieuc. Sur le cours inférieur du Gouët, une retenue d'eau est utilisée pour l'alimentation en eau potable de la ville de Saint-Brieuc et de ses environs.

La superficie du bassin versant varie de 544 à 600 hectares suivant les méthodes de calcul (voir tableau ci-dessous). La superficie mesurée par MNT-TOP a été retenue dans le cadre de ce travail. Le bassin versant est drainé par un réseau hydrographique principal orienté E-W (exutoire à l'est). La zone test de "la Touche" sur laquelle a été effectuée une étude structurale et une analyse du comportement physico-hydrigue des principaux volumes pédologiques a une superficie de 2 hectares. (voir figure II-1)

| source | superficie | méthode de calcul |
|-------------|--------------|------------------------|
| Tanguy 1987 | 600 hectares | détermination manuelle |
| Geng 1988 | 576 hectares | non définie |
| LAMONT | 544 hectares | MNT pas de 19,05 m |
| MNT-TOP | 563 hectares | MNT pas de 19,05 m |

II-2-2 Climat

Le climat de type océanique est caractérisé par une ETP de l'ordre de 618 mm/an avec un maximum en juillet et un minimum en décembre et janvier. La température annuelle moyenne est de 11° avec un minimum en février (5°) et un maximum en août (18°). Les précipitations sont de faibles intensités bien réparties tout au long de l'année ; la pluviosité moyenne est de 1000 mm par an. Les tableaux II-1 et II-2 présentent les valeurs des ETP, et des précipitations moyennes mensuelles ainsi que les valeurs observées pendant la période d'étude.

Tab II-1 : Valeur d'ETP à la station de Rostrenen (exprimée en mm par jour).

| | jan | fév | mar | avril | mai | juin | juil | août | sept | oct | nov | déc | total annuel |
|-----|------|------|------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|--------------|
| moy | 0,3 | 0,5 | 1,6 | 2,1 | 2,8 | 3,2 | 3,3 | 2,7 | 1,8 | 0,8 | 0,7 | 0,3 | 613,8 mm |
| 89 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,24 | 0,42 | 1,16 | 1,32 | |
| 90 | 0,46 | 1,09 | 1,80 | 2,66 | 3,46 | 2,73 | 4,16 | 3,54 | 2,36 | 1,07 | 0,32 | 0,38 | 733,8 mm |
| 91 | 0,35 | 0,49 | 1,04 | 1,83 | 0,96 | - | - | - | - | - | - | - | |

La modélisation effectuée par Geng sur les années 1983-1984 a utilisé les valeurs moyennes d'ETP à la station de Rostrenen.

Tab II-2 : Pluie mensuelle à Rostrenen et à la Noé-Sèche (exprimé en mm).

| mm | jan | fév | mar | avril | mai | juin | juil | août | sept | oct | nov | déc | total |
|-------------------|-------|-------|------|-------|-------|------|------|------|------|-------|------|-------|----------------------|
| moy° | 121 | 99 | 82 | 63 | 66 | 55 | 47 | 59 | 82 | 88 | 117 | 121 | 1000 |
| 1983* | - | - | 56,4 | 149,7 | 131,8 | 27,1 | 4,5 | 36,7 | 67,3 | 66,7 | 50,8 | 95,1 | 686,1 sur 10 mois |
| 1984* | 199,4 | 81 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 966,6 sur 12 mois |
| 1989 ¹ | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 38,1 | 43,3 | 123,6 | |
| 1990 ¹ | 125,4 | 125,7 | 9,6 | 84,5 | 33,8 | 47,6 | 15,7 | 7,6 | 24,7 | 103,3 | 92,1 | 16,9 | 686,9 |
| 1991 ¹ | 60,4 | 37 | 68,7 | 48,1 | 43 | 58,9 | 31,2 | 4,2 | - | - | - | - | |

- ° : moyenne calculée sur la période 1955-1981 à la station météorologique de Rostrenen (D.D.A, 1981)
- * : mesuré à l'exutoire du bassin versant (Geng 87)
- ¹ : calculé d'après les données horaires de la D.D.A. sur le site du Foëil
- : données manquantes

La figure II-2 montre l'évolution des pluies et des ETP mensuelles à la station de la Noé-Sèche. La pluie efficace (Pluie - ETP) est positive uniquement pendant les mois d'hiver (Octobre à Mars). En été l'ETP est très supérieure aux pluies.

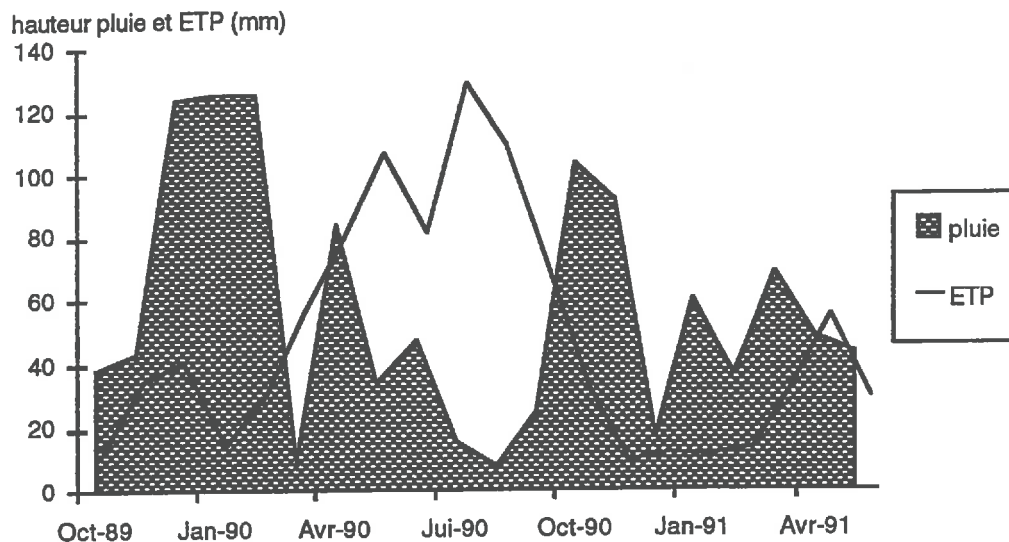


Fig II-2 : Pluies et ETP mensuelles à la station de la Noé-Sèche.

La période de mars 1983 à février 1984 correspond à des conditions climatiques normales au niveau de la pluviométrie. Par contre les années hydrologiques 1989-1990 et 1990-1991 correspondent à des périodes déficitaires au niveau des pluies.

II-2-3 Activité anthropique sur le site

Le bassin versant de la Noé-Sèche est à vocation essentiellement agricole avec une SAU (Surface Agricole Utile) de 425 hectares. La seule activité de type semi-industrielle est un élevage de l'Institut de Sélection Animale (ISA) spécialisé dans la production avicole. La densité d'habitation est faible sur le bassin avec 140 habitants au maximum en été (23 habitants au km²). Le bassin versant concerne trente établissements ou exploitations agricoles, mais seulement 18 exploitations ont leur siège sur le bassin

versant. La superficie boisée est de 52 hectares ; la plus grande extension correspond au bois du château de la Noé-Sèche (23 ha).

Les résultats présentés ici sont tirés de l'enquête réalisée par le SRAE en 1987 auprès des trente exploitants ayant des terres sur le bassin. La superficie totale enquêtée est de 660,5 hectares dont 399 sont situés sur le bassin versant. Les parcelles non référencées se situent pour l'essentiel au nord du bassin versant à proximité du village du Fœil.

La SAU moyenne par exploitation est de 25,4 ha avec une superficie moyenne des parcelles de 3 hectares. Le remembrement a peu modifié la structure des exploitations agricoles du bassin versant ; la carte du parcellaire montre une organisation de l'espace typique des régions bocagères, avec peu de parcelle de grande extension.

Les zones de bas-fond, d'accès difficile du fait d'un engorgement des sols quasi permanent, sont laissées en prairies permanentes. Ces zones sont bordées latéralement par de hauts talus boisés et découpées par un réseau de haies transversales très resserrées surtout en tête de thalweg (puisque les pratiques agricoles du passé accordaient à chaque exploitant un droit d'accès au ruisseau).

Les parcelles de bas et de mi-pente sont bordées de haies parallèles à la pente. Le remembrement a supprimé certaines haies de mi-pente qui limitaient vers l'aval l'extension des parcelles.

Actuellement, de nombreuses parcelles sont continues du sommet du plateau jusqu'aux haies délimitant les bas fonds. Ce type d'aménagement a des conséquences importantes sur l'écoulement superficiel, d'autant plus marquées si les parcelles sont cultivées ; citons notamment l'augmentation du tassement des sols qui accroît les risques d'érosion.

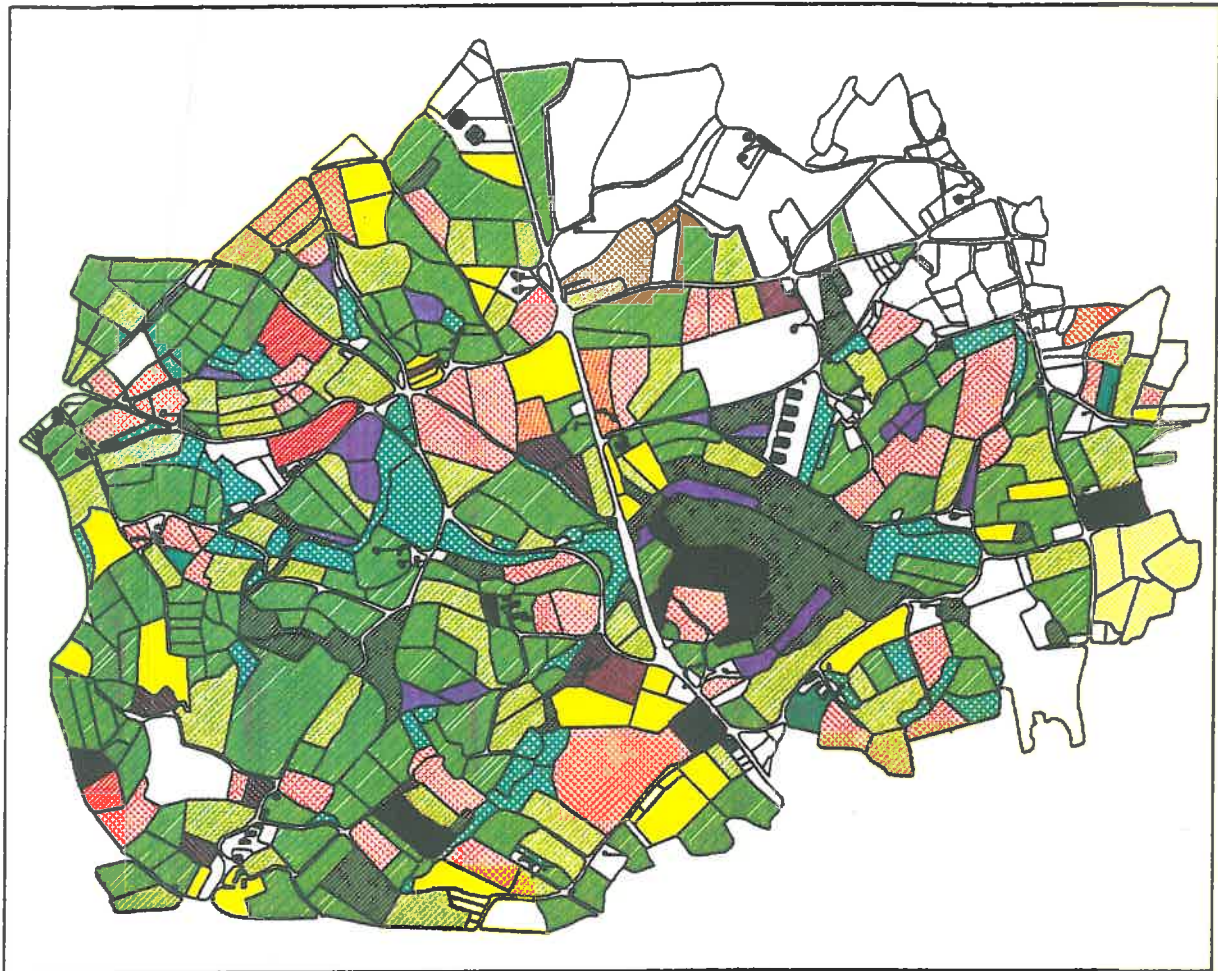
L'agriculture sur le bassin de la Noé-Sèche est représentative de celle du département des Côtes d'Armor (tableau II-3, Annexe 2). Le cheptel bovin est de 819,5 UGB (Unité de Gros Bétail), avec un niveau moyen à fort d'intensification. La production porcine est de 4368 porcs par an pour 578 places de truies avec un niveau moyen d'intensification. La production avicole est pratiquée par quatre exploitations sur le bassin (32800 poulets de chair produits par an, 10200 places de poules et dindes).

L'évolution des productions animales depuis 1983 montre une diminution du cheptel bovin, une augmentation du cheptel porcin, une augmentation de la production de dindes et une diminution la production de poules.








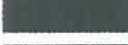





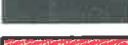


Les productions végétales sont essentiellement tournées vers l'alimentation du bétail (tableau II-4, figure II-3). 72,8% de la SAU totale des exploitations enquêtées est occupée par des productions fourragères, 21,5 % par des cultures de céréales et 5,4 % par des cultures dérobées.

Fig II-3 : Carte des productions végétales (d'après Tanguy 1987) : échelle 1/25 000

Logiciel Descartes
Atelier Infographique du laboratoire de Science du Sol
INRA-ENSA Rennes



Légende :

| | | | |
|---|------------------------|---|--------------------------|
|  | Maïs |  | Céréales indifférenciées |
|  | Prairies temporaires |  | Choux |
|  | Prairies permanentes |  | Colza Fourrager |
|  | Betteraves fourragères |  | Autres cultures |
|  | Blé |  | Bois |
|  | Orge |  | Landes et marécages |
|  | Avoine |  | Habitations |
|  | Seigle |  | Cultures non référencées |

Tab II-3 : Production animale sur le bassin versant de la Noé-Sèche

| types d'animaux | situation en 1987 | chargement à l'hectare de SAU (Noé-Sèche) | chargement à l'hectare de SAU (département) |
|---------------------|-------------------|---|---|
| Vaches laitières | 529 UGB* | 0,80 UGB | 0,83 UGB* |
| Ensemble bovin | 819,5 UGB* | 1,24 UGB | 1,48 UGB* |
| troues mères | 578 ° | 0,88 ° | 0,33 ° |
| Porcs engrais | 2580 ° | 3,90 ° | 3,09 ° |
| Poules et poulettes | 6000 ° | 9,08 ° | 28,13 ° |
| Poulets de chairs | 32800 ° | 49,66 ° | 32,63 ° |
| Dindes et dindons | 4200 ° | 6,36 ° | 5,53 ° |

* UGB = Unité Gros Bovin ° places

Tab II-4 : Production végétale sur le bassin versant de la Noé-Sèche

| | Superficie sur le bassin versant (ha) | % SAU sur le bassin versant | % SAU totale |
|-----------------------------|---------------------------------------|-----------------------------|--------------|
| SURFACES FOURRAGERES | | 65,5% | 72,8 % |
| Maïs | 65,1 | 16,0 % | 21,7 % |
| Betteraves fourragères | 3,2 | 0,8 % | 0,9 % |
| RGA | 145,2 | 36,4 % | 42,45 % |
| RGI fourrager | 10,3 | 2,6 % | |
| Prairies Permanentes | 41,6 | 10,4 | 7,75 % |
| CEREALES | | 23,5 % | 21,5 % |
| Blé | 23,4 | 5,9 % | 6,23 % |
| Orge d'hiver | 44,5 | 11,2 % | 10,3 % |
| Orge de printemps | 23,3 | 5,8 % | 2,85 % |
| Avoine d'hiver | 0,4 | 0,02 % | 1,3 % |
| Avoine de printemps | 2,3 | 0,6 % | 0,8 % |
| Seigle | 1,0 | 0,03% | 0 % |
| CULTURES DEROBEES | | 5,2 % | 5,4 % |
| Choux | 3,2 | 0,8 % | 1,2 % |
| Colza fourrager | 17,4 | 4,4 % | 3,14 % |
| AUTRES CULTURES | | 5,5 % | 5,5 % |
| Colza graine | 11,7 | 2,9 % | 2,27 % |
| Pois | 5,5 | 1,4 % | 2,0 % |
| Féveroles | 0,9 | 0,02 % | 0,3 % |
| Pomme de terre | 1,5 | 0,04 % | 0,53 % |
| Chanvre | 2,5 | 0,06 % | 0,38 % |

II-2-4 Géologie

Le substrat géologique du bassin versant appartient à l'ensemble plutonique communément appelé Massif de Quintin. Cet ensemble granitique d'âge hercynien (290 MA, Peucat et al., 1979) se présente sous forme d'un batholite de 40 km de long, recoupant au sud les sédiments carbonifères du bassin de Châteaulin et au nord le socle briovérien (métamorphique ou sédimentaire). Cet ensemble granitique est constitué par l'intrusion successive ou simultanée de plusieurs plutons. Sur la partie occidentale, Beurrier et al. (1979) ont reconnu cinq grands types d'intrusions grossièrement concentriques : un granite leucocrate isogranulaire à grain moyen, un granite leucocrate isogranulaire à grain moyen à fin, un granite porphyroïque à biotite, un granite porphyroïque à biotite et amphibole et des intrusions filoniennes. Cette succession correspond à la chronologie d'apparition des différents faciès, bien que l'absence d'affleurement de surface rende parfois difficile la différenciation entre des événements synchrones ou séparés dans le temps.

Notre site d'étude est localisé au nord-est du massif granitique. Seulement trois faciès plutoniques y sont représentés (d'après les cartes géologiques au 1/25 000 et 1/50 000). Il s'agit d'un granite à grain moyen à biotite (C γ 3), d'un granite porphyroïque à biotite ($\rho\gamma$ 3) et d'intrusion filoniennes. On note aussi la présence de cornéennes et de reliques briovériennes indifférenciées.

Description des faciès :

- C γ 3 = granite à grain moyen et à biotite, légère orientation cataclastique,
minéraux principaux : biotite en agrégats de fines paillettes d'orientation fruste, feldspaths à extinction ondulante, plagioclase (olivine et parfois An₁₀₋₁₅), rare muscovite,
minéraux accessoires : apatite, zircon, ilménite.
- $\rho\gamma$ 3 = granite porphyroïque à biotite, affleurement sous forme de boules, arène de 10 à 20 mètres de puissance,
minéraux principaux : gros porphyroblastes d'orthose et d'oligoclase, An₂₀₋₂₅, quartz et biotite,
minéraux accessoires : apatite, sphène, zircon, allanite.
- roches filoniennes = filon de quartz et d'aplite.
- cornéennes = reliques de l'encaissant briovérien (schistes) ou/et cornéennes indifférenciées sur la carte.

De nombreux gîtes minéraliers sont disséminés sur l'ensemble du batholite, notamment des gîtes uranifères primaires présents sous forme de petites inclusions très radioactives au sein des feldspaths. Ce type de gisement est toujours associé à de la pyrite.

Sur la carte géologique (1/50 000), une seule grande faille est indiquée à proximité de l'exutoire. L'étude menée par Beurrier et al. (1979) sur la partie occidentale du batholite de Quintin, montre l'existence d'un réseau de failles concentriques plus puissantes à la bordure du batholite. Il semble judicieux de considérer la zone d'étude comme potentiellement faillée. Il n'est néanmoins pas démontré que ces failles du socle granitique affectent la dynamique des nappes superficielles.

La connaissance du substrat géologique est importante pour une étude hydrologique, mais les granites profonds, qui sont considérés par le géologue comme la roche affleurante, ne sont pas forcément le substrat du sol du pédologue. Il convient donc de garder à l'esprit que le substrat profond de tous les sols du bassin versant de la Noé-Sèche est de type granitique, mais que les altérations différentes de ce substrat et l'existence de formation quaternaire (dépôts alluvionnaires, colluvions) constituent le substrat de la couverture pédologique.

II-2-5 Pédologie

II-2-5-1 Les données de la carte au 1/10 000

Les données pédologiques décrites ici sont extraites de la carte au 1/10 000 de la Noé-Sèche levée par Buson (1982) (voir figure II-4).

La description des sols prend en compte quatre critères : la succession d'horizons, la profondeur du sol, la profondeur d'apparition de l'hydromorphie et le type de substrat. Le substrat ainsi défini, diffère du

substrat géologique. On y distingue les altérations ou dégradations plus ou moins joussées du granite, les dépôts de type colluvionnaire ou alluvionnaire et les dépôts de limon d'épaisseur variable.

1) Description des unités

La carte pédologique montre l'existence de 261 plages cartographiques regroupées en 97 unités pédologiques. L'aire moyenne des plages cartographique est de 2,21 hectares (maximum = 12,23 ha, minimum = 0,18 ha), alors que l'aire moyenne des unités pédologiques est de 9 hectares (maximum = 286,3 ha, minimum = 1,63 ha).

La légende de la carte pédologique permet de définir neuf types de successions d'horizons qui peuvent être regroupés en 5 classes :

- sols peu évolués,
- sols moyennement évolués,
- sols très évolués,
- sols d'apport,
- sols organiques.

Les sols peu à moyennement évolués représentent 73% des unités cartographiques.

2) Succession des unités pédologiques dans une unité de paysage :

Une séquence type le long d'un versant montre la succession suivante de sols (figure II-5).

• Les sols de plateau :

Les sols de plateau occupent 40% du bassin. Ils sont peu profonds (<30 cm) de texture sableuse. Ils ne présentent pas de trace d'hydromorphie et ont une bonne capacité d'échange d'ions grâce à la matière organique.

En début de pente ils deviennent un peu plus profond et limoneux mais restent sains, de type sol brun acide. Ils reposent sur un granite dur ou sur une arène granitique en début de pente.

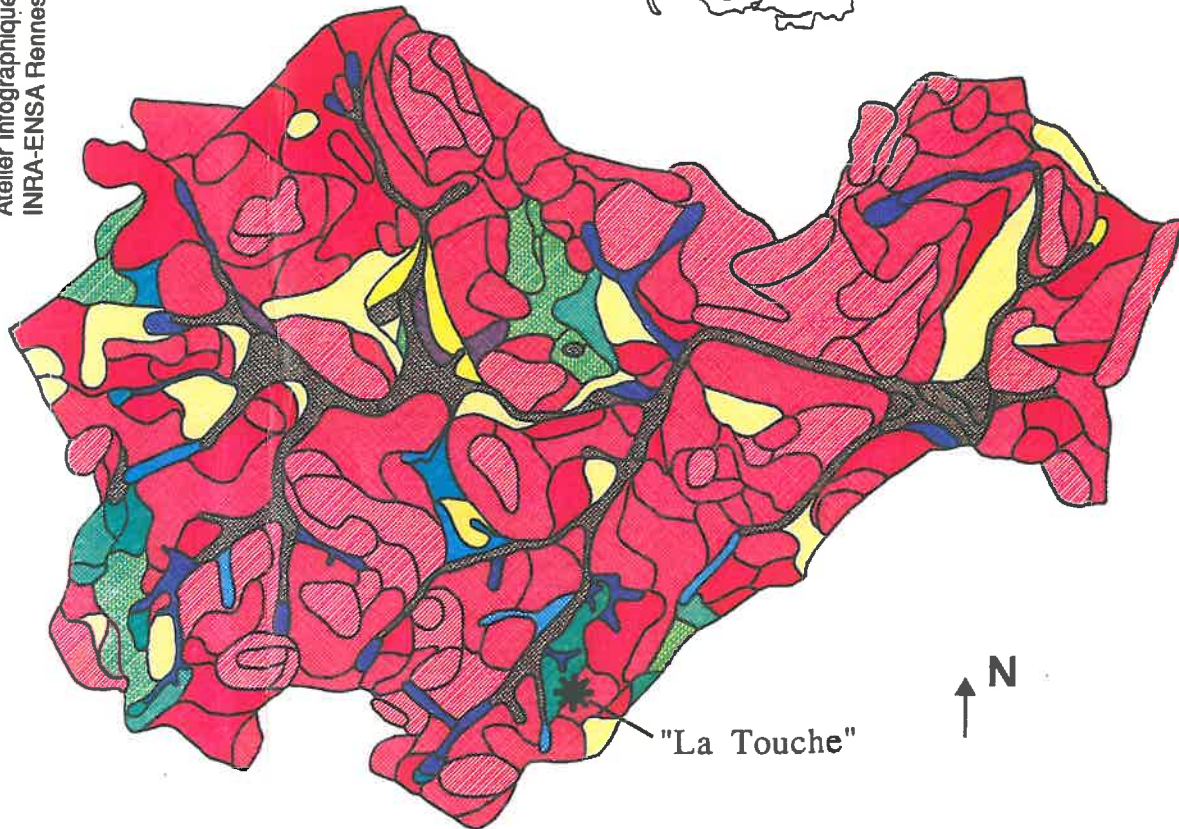
Localement on peut trouver des sols hydromorphes plus argileux sur des altérations argileuses du granite.

• Les sols de pente :

L'horizon limoneux des sols de pentes s'épaissit vers le bas de pente. Ils peuvent présenter en surface des plages de sables grossiers érodés venant de l'amont et en profondeur, un horizon plus sableux à proximité de l'arène.

La teneur en matière organique est moyenne à faible avec une capacité d'échange d'ions faible. Ces sols sont plus sensibles au tassement.

Si les sols sont profonds, on observe l'apparition d'un horizon BT avec des traces d'hydromorphie, mais les sols sont généralement sains et bien poreux.



| | | | |
|---|---|---|--|
|  | sols peu différenciés sur granite et arène |  | sols lessivés sur limon |
|  | sols bruns sur granite et arène |  | sols dégradés sur limon |
|  | sols lessivés sur granite et arène |  | sols lessivés sur alluvions et colluvions |
|  | sols dégradés sur granite et arène |  | sols dégradés sur alluvions et colluvions |
|  | sols bruns sur altération argileuse du granite |  | sols d'apport sur granite, arène et altération argileuse |
|  | sols lessivés sur altération argileuse du granite |  | sols d'apport sur alluvions et colluvions |
|  | sols dégradés sur altération argileuse du granite |  | tourbe |

Figure 2: Plan de situation et carte pédologique du bassin versant de la Noé Sèche (d'après Buson, 1982). Echelle 1/25000

• *Les sols de thalwegs :*

On différencie les sols de thalwegs en fonction de leur substrat.

Sols sur colluvions : Ils peuvent être sains, localisés en tête de thalwegs fortement humiques et limoneux ou hydromorphes organiques voir parfois tourbeux.

Sols sur alluvions : Il existe un niveau plancher argileux à faible profondeur (60 cm) de plus en plus marqué lorsque l'on s'éloigne de la tête de thalweg. Sur ces sols se développent des prairies naturelles humides de bas-fond avec une forte prédominance de tourbe et une saturation quasi-permanente par la nappe. Typiquement en bandes de 20 à 30 mètres de large circonscrites par les ruptures de pentes et les talus en limite de parcelle.

Le bief du château de la Noé-Sèche constitue une unité remarquable de sols de thalwegs. Il s'agit d'un ancien étang asséché à l'amont de l'exutoire caractérisé par des sols peu profonds (<60 cm) fortement hydromorphes sur alluvions.

Localement, il existe des zones hydromorphes de mi-pente dont l'extension relative est faible (< 5% des sols du bassin). Cette hydromorphie est due à l'existence de zones de sources liées au substrat géologique (arène argileuse à faible perméabilité). L'exemple type se situe sur la zone de la Touche, au sud du bassin. Ce site a fait l'objet d'une analyse structurale détaillée dans le but de comprendre l'organisation des sols de ce versant et leur fonctionnement hydrique.

II-2-5-2 Les données d'analyse structurale

Cette étude pédologique a été effectuée dans le cadre d'une école d'été d'analyse structurale (septembre 1989) poursuivie par un mémoire DAA (Thibaud et Widiatmaka, 1990). La caractérisation morphologique et physico-hydrrique des sols du versant montre la succession de deux systèmes reflétant différents processus pédologiques (figure II-6).

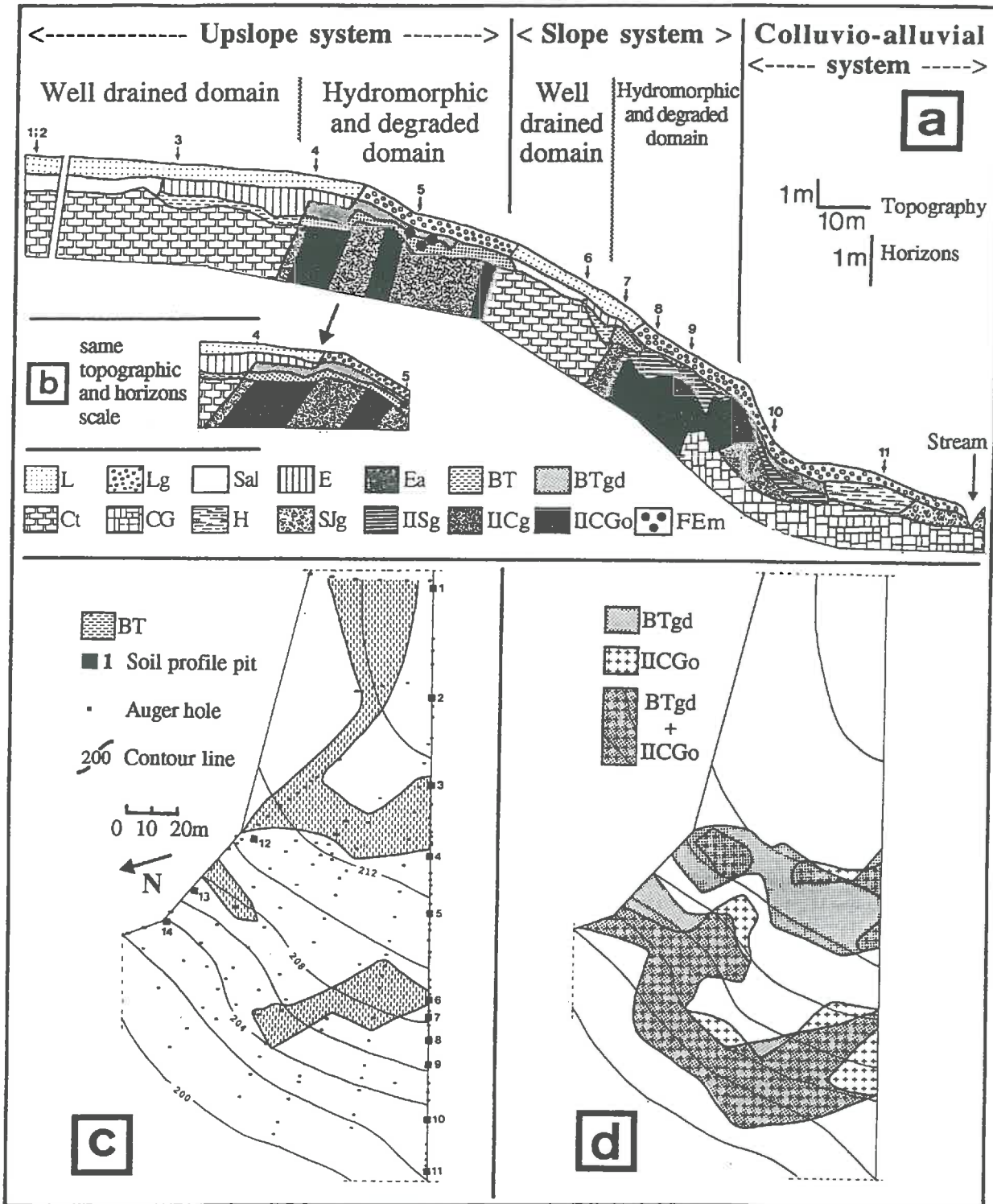
Liste des volumes pédologiques et leur signification suivant le Référentiel Pédologique Français (1990) :

- L** = horizon labouré,
- Lg** = horizon labouré rédoxique,
- Sal** = horizon structural aluminique (horizon d'altération),
- SJg** = horizon structural jeune rédoxique,
- IISg** = horizon structural rédoxique,
- E** = horizon éluvial (horizon appauvri en fer, en aluminium et en minéraux argileux phylliteux, avec concentration corrélative en minéraux résistants),
- Ea** = horizon éluvial albique (disparition presque totale des argiles et oxydes de fer libre),
- BT** = horizon B textural (horizon à structure pédologique généralisée à accumulation argileuse et ferriques et argiles phylliteuses illuviales),
- BTgd** = horizon BT rédoxique et dégradé,
- Ct** = horizon minéral de profondeur (C) à illuviation d'argile (sur arène sableuse),
- IICg** = horizon minéral de profondeur (C) rédoxique (sur arène sableuse),
- CG** = horizon minéral de profondeur (C) réductique (sur arène sableuse),
- IICGo** = horizon minéral de profondeur (C) réductique temporaire (sur arène argileuse),
- H** = horizon hologanique.

Les horizons rédoxiques et réductiques sont des volumes hydromorphes.

Fig II-6 : Toposéquence et carte en courbe d'isodifférenciation issues de l'analyse structurale (d'après Curmi et al., 1992)

- a) toposéquence
- b) inclinaison des volumes pédologiques par rapport à la topographie
- c) localisation des sondages et des fosses ; extension du volume BT en relation avec la topographie
- d) extension du volume IICGo présent à moins de 1,2 mètres de profondeur et du volume BTgd



Le premier système est constitué de deux domaines : un domaine de sols sains dans la partie bien drainée du versant, et un domaine de sols hydromorphes et dégradés vers l'aval du versant. Les phénomènes entraînant cette différenciation sont, d'une part le lessivage et d'autre part la dégradation provoquée par une hydromorphie remontante due à l'existence d'une arène argileuse (volume IICgo). On voit se succéder à partir du plateau, des sols bruns acides, des sols bruns lessivés (apparition d'un volume BT) puis des sols lessivés hydromorphes et dégradés sur arène argileuse (apparition d'un volume Ea). On observe une répétition de ce système sols sains/sols dégradés à mi-versant.

Le deuxième système est un système colluvio-alluvial caractérisé par des sols hydromorphes, localement tourbeux sur colluvions et alluvions.

La superposition des volumes dans les profils types de sols le long du versant pour le premier système est la suivante:

- *Les sols de plateaux ou d'amont*

- sols bruns acides : L - Sal- Ct.

- *Les sols de pentes*

- sols bruns lessivés : L - E - BT - Ct : processus d'éluviation du volume E, illuviation dans le volume BT

- sols dégradés : Lg - Ea - BTgd - IISg - IICg ou IICgo : processus d'illuviation, de redistribution du fer et de dégradation, hydromorphie du volume BT, dégradation et lessivage du volume Ea.

Pour le système colluvio-alluvial on observe :

- *Les sols de thalwegs :*

- sols d'apports : H ou Lg - SJg - Ea - IISg - Cg : processus de colluvionnement et apport d'alluvions, sols à structure jeune.

La répétition du premier système (séquence sols sains/sols dégradés) que l'on observe sur le site de la Touche n'est pas typique des versants du bassin. Elle est due à l'existence de d'une zone de source, en haut de versant qui provoque une hydromorphie de haut de pente. Ce cas se présente malgré tout sur trois autres versants du bassin mais présente une extension faible. La séquence classique ne fait intervenir que deux systèmes (sols sains/ sols lessivés dégradés et sols colluvio-alluviaux).

II-2-5-3 Caractéristiques physico-chimiques des sols :

Les données ci dessous sont tirées de l'étude sur le site de la Touche. Les méthodes d'acquisition et de traitements de échantillons de sol sont données dans l'annexe 4. 85 échantillons à structure conservée de 250 cm³ et 15 "cubes" de 8000cm³ ainsi que 64 lames minces couvrant l'ensemble des volumes pédologiques, ont été analysés.

Pour les prélèvements de sol effectués sur le site de la Touche, nous avons mesuré et calculé :

- les humidités pondérales au champ,
- les courbes de rétention en eau,
- les densités apparentes et réelles,
- la granulométrie ,
- les pH,
- les conductivités hydrauliques à saturation (Ksat) sur cylindre (250 cm³) et cube (8000 cm³).

Les sols sains de plateau se caractérisent par une diminution du taux d'argile et une diminution du pH avec la profondeur. Les sols lessivés présentent une accumulation d'argile dans le volume brun rougeâtre. Les sols dégradés de pente montrent une augmentation du taux d'argile du volume blanchi au volume limoneux tacheté. Pour les sols colluvio-alluviaux, le profil granulométrique est peu différencié et on note une augmentation du pH avec la profondeur.

La conductivité à saturation (Ksat) présente une forte variabilité spatiale tant en fonction de la profondeur sur un même profil que le long du versant pour une profondeur donnée. Il est néanmoins possible de définir deux tendances : une évolution le long d'un versant et une évolution verticale au sein d'un même profil.

De plus, au sein d'un même volume pédologique, les valeurs de Ksat mesurées peuvent être très différentes ; néanmoins les mesures de Ksat sur les cubes présentent une plus faible variabilité que celles effectuées sur les cylindres et sont en outre généralement plus élevées. C'est le cas notamment pour le volume blanchi et pour le volume argileux prismatique. Ceci est lié aux différences de volume prises en compte ; les cylindres de sols ont une taille inférieure à la taille du volume élémentaire représentatif ; la porosité structurale ou tubulaire est mal prise en compte. De plus, pour des volumes à faible stabilité structurale, la mesure de la conductivité à saturation peut provoquer une destruction de la structure du volume en générant une fissuration qui induit des valeurs fortes de conductivité.

Le tableau II-5 présente les caractéristiques physiques moyennes pour les différents volumes pédologiques. La valeur moyenne de l'humidité volumique correspond à la moyenne des différences entre la teneur en eau volumique à pF 0,4 (plus faible valeur mesurée) et pF 4,2 (point de flétrissement).

Tab II-5 : Caractéristiques physiques moyenne des différents volumes de sol présents sur le bassin (moyenne géométrique pour le calcul de Ksat, arithmétique pour les humidités volumiques).

| terminologie RPF (entre parenthèses) | pH | texture | DA | humidité volumique en % [pF 0,4 - pF 4,2] | Ksat (m/h) cylindre | Ksat (m/h) cube |
|---|------------|---------|------|--|------------------------|--------------------|
| Ap sain (L) | non mesuré | LSA | 1,17 | 0,435 | 0,037 (5) | |
| Ap hydromorphe (Lg) | non mesuré | LSA | 1,04 | 0,442 | 0,031 (9) | |
| tourbe (H) | 5,1 | LAS | 0,37 | 0,658 | 0,065 (4) | |
| Brun jaunâtre (Sal) | 5,8-6,4 | LSA | 1,18 | 0,483 | 0,0183 (9) | 0,0603 (2) |
| Blanchi (Ea) | 4,7-6,2 | LSA | 1,51 | 0,384 | 0,0056 (5) | 0,0129 (2) |
| Brun rougeâtre (BT) | 5,1 | LSA | 1,26 | 0,466 | 0,0121 (6) | 0,0217 (3) |
| Limoneux tacheté (BTgd) | 5,5-5,9 | LSA | 1,26 | 0,387 | 0,0013 (2) | 0,0104 (3) |
| argileux prismatique (IISg) | 5,0-6,3 | LAS | 1,48 | 0,345 | 0,00086 (14) | 0,0196 (2) |
| arène argileuse (IICgo) | 4,1-6,9 | LSA | 1,48 | 0,300 | 0,019 (4) | 0,0110 (2) |
| arène sableuse sain (Ct) | 5,0-7,1 | S | 1,25 | 0,466 | 0,0295 (14) | 0,0260 (1) |
| arène sableuse hydro (IICg) | | SL | 0,99 | 0,507 | 0,0301 (5) | |

LAS = limoneux argilo-sableux ; LSA = limoneux sablo-argileux ; SL = sableux limoneux ; S = sableux
(2) = nombre de répétition par volume

On constate, pour tous les volumes pédologiques décrits une décroissance exponentielle de la conductivité avec la profondeur, malgré l'existence au niveau de la semelle de labour de valeurs plus fortes de la conductivité. En profondeur au contact des volumes pédologiques peu évolués, la tendance s'inverse. La conductivité hydraulique à saturation décroît également le long du versant pour une profondeur donnée avec un rapport voisin de 1 pour 10 entre les valeurs mesurées en haut de plateau et celles mesurées dans le bas-fond.

II-2-6 Contexte hydro-géologique et hydrologique

Aucune analyse détaillée de l'hydro-géologie du bassin versant n'a été effectuée. Si on considère le comportement du bassin versant de la Noé-Sèche comme identique à celui des bassins versants bretons sur granite on peut dire que ce bassin doit être caractérisé par une nappe peu profonde, reliée directement au réseau hydrographique par l'intermédiaire des zones saturées très localisées dans les bas fonds.

Dans le cas d'un paysage bocager breton, ces zones de sources à surface variable correspondent aux zones de bas fond et sont limitées latéralement par des talus boisés dont les dénivelées peuvent être supérieures à 5 mètres.

L'étiage bien soutenu du ruisseau à l'exutoire semble cependant démontrer l'existence d'une nappe souterraine bien développée. La réponse rapide du bassin vis à vis des pluies de l'ordre de 2 à 3 heures appuie cette hypothèse.

L'analyse pédologique des sols montre aussi la prédominance de sols à forte perméabilité qui permettent une infiltration verticale rapide. Les écoulements latéraux superficiels semblent limités aux zones hydromorphes de bas-fond.

Contexte hydrologique : analyse des débits du Gouët à Saint-Julien











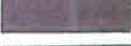



Le SRAE de Bretagne suit depuis 1979, l'évolution des débits sur le Gouët à la station de Saint-Julien (à environ 10 Km en aval de la Noé-Sèche ; bassin versant de 138 km²). Le substrat géologique du bassin du Gouët est composé de roches plutoniques, métamorphiques et sédimentaires. La carte géologique (figure II-7) montre la localisation des différents substrats. Les roches sédimentaires constituent 40 % de la superficie du bassin, les éboulis de pentes sur roches sédimentaires 4%, les alluvions 7%, le reste du bassin étant constitué de roches plutoniques.

Le substrat des deux bassins étant différent, les régimes hydrologiques du Gouët à la station de Saint-Julien et à la station de la Noé-Sèche ne sont pas exactement comparables (étiage plus soutenu sur le bassin versant granitique de la Noé-Sèche par exemple). Le débit spécifique du bassin du Gouët est environ une fois et demi plus faible que celui du bassin de la Noé-Sèche. En 1990, l'écoulement spécifique annuel du Gouët était égal à 297 mm contre 544 mm pour la Noé-Sèche, soit un rapport de 1,8. Sur la période de Mars 1983 à Avril 1984 l'écoulement spécifique moyen était de 418,8 pour le Gouët et de 618,1 pour la Noé-Sèche, soit un rapport de 1,5. Cependant, l'évolution des régimes hydrologiques pour les deux stations de mesure est comparable comme le montre la figure II-8.

Fig II-8 : Carte géologique du bassin versant du Gouët à la station de Saint-Julien (tirée de la carte géologique de Saint-Brieuc au 1/80 000)



Légende :

| | | | |
|---|-------------------------------------|--|---------------------|
|  | Alluvions modernes |  | Granite porphyroïde |
|  | Eboulis de pente |  | Granulite |
|  | Schiste du Châteaulin |  | Microgranulite |
|  | Schiste de Néhou |  | Pyroxénite |
|  | Grès de Gahard |  | Quartz filonnien |
|  | Schiste de Saint-Lô |  | Quartz graphiteux |
|  | Schiste et grauwacke métamorphiques |  | Diabase |

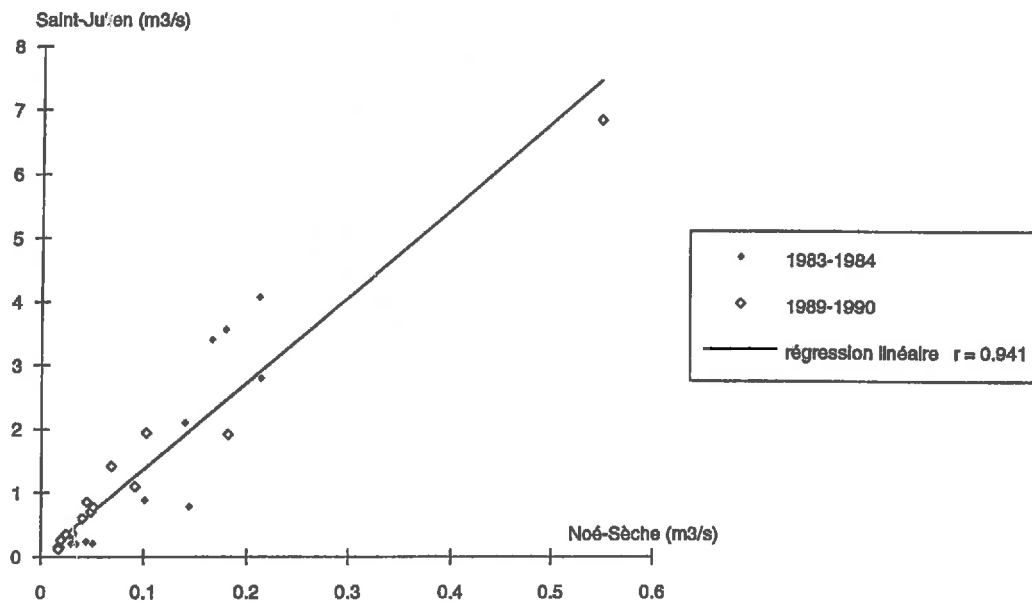
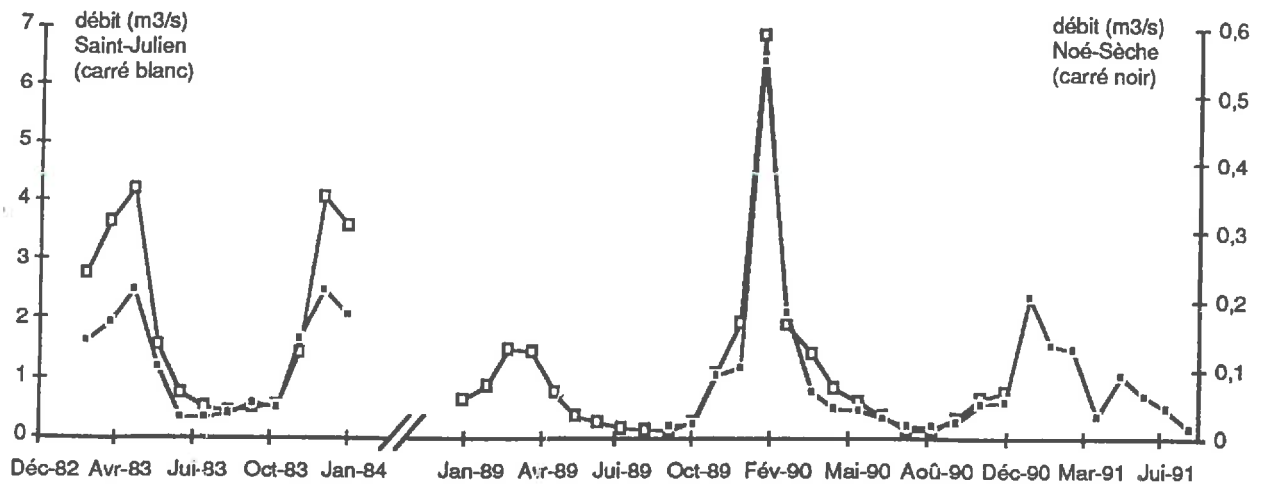


Fig II-8 : a) Débits mesurés sur le Gouët à la station de la Noé-Sèche et à la station de Saint-Julien.
b) Corrélation entre les débits mesurés au deux stations

Nous utiliserons donc les séries de données du SRAE pour replacer les observations à la station de la Noé-Sèche dans une longue série de données (tableau II-6).

Tab II-6 : Données hydrologiques du SRAE pour le Gouët à la station de Saint-Julien.

| | Pluie P (mm) | Débit total Q (mm) | P-Q (mm) | Q/P (mm) | Haute eau (jour) | Basse eau (jour) | hydraulicité |
|----|-------------------|-----------------------|-------------|-------------|---------------------|---------------------|--------------|
| 82 | 1114 ⁺ | 535 ⁺ | 579 | 0,48 | 150 | 215 | 1,33 |
| 83 | 846 ⁻ | 429 ⁼ | 417 | 0,51 | 163 | 252 | 1,07 |
| 84 | 978 ⁼ | 421 ⁼ | 557 | 0,43 | 159 | 227 | 1,05 |
| 85 | 713 ⁻ | 340 ⁻ | 373 | 0,48 | 131 | 234 | 0,85 |
| 86 | 1088 ⁺ | 487 ⁺ | 581 | 0,46 | 142 | 223 | 1,22 |
| 87 | 920 ⁼ | 361 ⁻ | 559 | 0,39 | 165 | 200 | 0,90 |
| 88 | 971 ⁼ | 476 ⁺ | 525 | 0,46 | 118 | 248 | 1,12 |
| 89 | 714 ⁻ | 146 ⁻ | 568 | 0,20 | 127 | 238 | 0,37 |
| 90 | 890 ⁻ | 297 ⁻ | 593 | 0,33 | 84 | 281 | 0,74 |

⁺ année excédentaire ⁻ année déficitaire ⁼ année normale

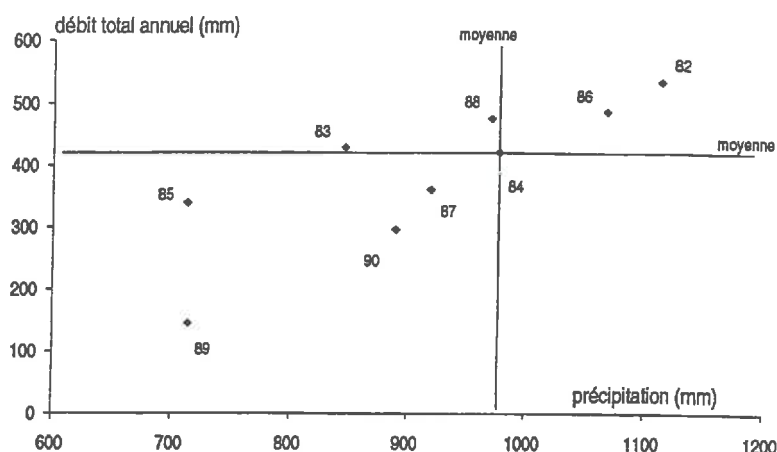


Fig II-9 : débit annuel total en fonction des précipitations annuelles à la station de Saint-Julien

Le coefficient d'hydraulicité annuel correspond au rapport entre le débit moyen annuel de l'année considérée et la moyenne des débits annuels observés entre 1979 et 1990. Il permet de caractériser l'année hydrologique par rapport à la moyenne interannuelle. Lorsqu'il est égal à 1, l'écoulement est normal sur la période considérée ; inférieur à 1, il est déficitaire ; supérieur à 1, il est excédentaire.

La période allant de mars 1983 à février 1984 correspond à une série normale de pluies et d'écoulements précédée par une année très pluvieuse avec un écoulement excédentaire surtout marqué en début d'hiver. Les mois de janvier et février 1983 présentent par contre une pluviométrie faible et un écoulement normal. La période allant de septembre 1989 à décembre 1990 correspond à une série exceptionnelle. Elle présente un déficit très important des précipitations et des écoulements moyens et un épisode de crue de très forte intensité en février 1990. Cette période de crue a été précédée par une sécheresse d'une ampleur exceptionnelle : très fort déficit en 1988 à partir du mois d'août et précipitations nettement inférieures aux normales en 1989.

Si on transpose ces éléments au bassin de la Noé-Sèche, les observations effectuées en 83/84 correspondent à une série normale, alors que celles de 89/91 correspondent à une série exceptionnelle très déficitaire.

Le tableau II-7 qui présente les valeurs des débits et des déficits d'écoulements pour les différentes séries de mesures montre clairement pour les années 89/91 des valeurs très au dessous de la normale tant pour les hauteurs de pluies que pour les débits. Le déficit d'écoulement de 1989 à 1991 est anormalement faible, lié aux faibles pluviosités enregistrées. Les annales hydrologiques peuvent être consultées en annexe.

Tab II-7 : Comparaison des lames d'eau écoulee et des déficits d'écoulements par rapport à la moyenne pour la station de Saint-Julien et par rapport aux données 83/84 pour la station de la Noé-sèche.

| période | Station de la Noé-Sèche | | | Station de Saint-Julien | | |
|--------------------|-------------------------|-----------------|--------------------|-------------------------|-----------------|--------------------|
| | total débit (mm) | différence en % | déficit écoulement | total débit (mm) | différence en % | déficit écoulement |
| mars 83 à avril 84 | 618,1 | - | 348,4 | 418,8 | + 4,7 % | 783,4 |
| oct 89 à sept 90 | 549,1 | -12,7% | 130,6 | 291,3 | -27,1% | - |
| jan 90 à déc 90 | 544,5 | -12,9% | 142,5 | 297 | -25,7% | 593 |
| juil 90 à août 91 | 423,5 | -31,6% | 165,0 | | | |

II-2-7 Géomorphologie et géomorphométrie du bassin versant

La caractérisation morphologique et morphométrique du bassin de la Noé-Sèche a été effectuée à partir de l'analyse du Modèle Numérique de Terrain (MNT).

Les variables dérivées des MNT ont été calculées à partir du logiciel LAMONT (Depraetère, 1989) et des utilitaires du logiciel MNT-TOP (INRA Rennes). Quatre types de fichiers de variables dérivées ont été constitués (Cf § I-4-1);

- les fichiers géomorphométriques,
- les fichiers géomorphologiques,
- les fichiers hydrométriques,
- les fichiers hydrologiques.

II-2-7-1 Méthode de calcul des fichiers de variables dérivées

Le tableau II-8 montre les méthodes de calculs de différents fichiers de variables dérivées effectuées sous LAMONT (Depraetère, 1989). Les calculs se font en mode maillé sur un Modèle Numérique de Terrain masqué (c'est à dire limité au seul bassin versant). Le logiciel LAMONT permet également de découper un bassin versant en sous-bassins.

Tab II-8 : Mode de calcul de quelques fichiers dérivés sous LAMONT, pour un point situé à la $i^{\text{ème}}$ ligne et $j^{\text{ème}}$ colonne du MNT.

| | |
|--|--|
| Fichier Altitude (m) | Moyenne des altitudes des quatre points délimitant la maille $A_{ij} = \frac{Z_{ij} + Z_{ij+1} + Z_{i+1j} + Z_{i+1j+1}}{4}$ |
| Fichier Pente (dixième de degré) | Composante verticale du vecteur normal au plan de régression le plus proche des quatre points du MNT délimitant la maille $P_{ij} = \frac{2.pas^2}{pas \cdot \sqrt{2((Z_{ij} - Z_{i+1j+1})^2 + (Z_{i+1j} - Z_{ij+1})^2 + 2.pas^2)}}$ Pente _{ij} = Acos (P _{ij}) |
| Fichier Exposition (degré) | Composante horizontale du vecteur normal au plan de régression le plus proche des quatres points délimitant la maille $ax = (Z_{ij} - Z_{i+1j+1} - Z_{ij+1} + Z_{i+1j}) \quad ay = (Z_{i+1j+1} + Z_{ij} - Z_{ij+1} + Z_{i+1j})$ E _{ij} = +/- ArcTan (ax/ay) |
| Fichier Site (sans unité) | typologie des sites en fonction du voisinage immédiat de la maille |
| Fichier distance à l'exutoire (nombre de maille) | distance entre chaque maille et l'exutoire du bassin |
| Fichier aire drainée (nombre de maille) | surface drainée pour chaque maille |
| Fichier longueur de drainage (nombre de maille) | longueur du drain le plus long passant par chaque maille |

II-2-7-2 Résultats

La superficie du bassin versant délimitée à partir du MNT et du logiciel LAMONT est de 544 hectares ; celle estimée grâce aux utilitaires du MNT-TOP est de 563 hectares. Dans les deux cas, les valeurs calculées sont inférieures à la valeur obtenue manuellement (600 hectares). Les erreurs de délimitation du bassin

versant dans les zones où la limite est irrégulière (pointe vers l'extérieur du bassin) sont responsables de la sous estimation lors du calcul automatique de la superficie du bassin versant.

Tab II-9 : Caractéristiques géomorphologiques du bassin versant sous LAMONT pour une maille du MNT de 19,05 m (superficie 544,1 ha).

| | min | max | moy | 1 ^{er} quartile | médiane | 3 ^{ème} quartile |
|-----------------------------|---------|----------|---------|--------------------------|---------|---------------------------|
| altitude | 169,2 m | 256,3 m | 200,2 m | 200,5 m | 212,0 m | 229,2 m |
| pente % | 0% | 28,6% | 3,2% | 2% | 3,4% | 5,5% |
| longueur du drain principal | 0 m | 4648 m | 3943 m | 1638 m | 3010 m | 3715 m |
| aire drainée | 0,03 ha | 544,1 ha | 4,5 ha | 0,03 ha | 0,03 ha | 0,03 ha |

Le réseau hydrographique principal est orienté Est-Ouest et présente trois drains secondaires sur la rive droite et deux drains sur la rive gauche. Le drain principal a une longueur de 4648 m mais, à partir de 3000 m, il s'agit d'un réseau temporaire (Cf. carte topographique).

La planche II-1 présente les histogrammes et les cartes des altitudes et des pentes.

Le bassin versant de la Noé-Sèche présente des altitudes moyennes s'échelonnant entre 169,2 et 256,3 mètres (dénivelé de 87,1 m). Les plus fortes altitudes s'observent dans la partie Sud Ouest du Bassin versant.

Les pentes varient de 0 à 28,6° mais 75 % sont inférieures à 5,5°. L'histogramme des pentes montre une distribution unimodale. Les pentes supérieures à 5° se concentrent en bordure des thalwegs, les thalwegs étant des zones de pentes faibles. Les plus fortes pentes s'observent dans la partie Sud et Nord-Est du bassin versant. Pour la partie Sud les deux versants bordant les thalwegs présentent de fortes pentes alors que dans la partie Nord Est, seul le versant exposé Est a des pentes fortes. La superficie occupée par les zones de faibles pentes est plus restreinte dans la partie Sud du bassin versant.

L'exposition des pentes d'un bassin versant est importante notamment pour savoir si un versant se trouve exposé au vent dominant (vent d'ouest) ou non (variabilité des pluies). La distribution des expositions est grossièrement unimodale avec un maximum vers 140-220 (versant orienté Sud). Il faut remarquer que dans la partie Sud du bassin versant on observe essentiellement des pentes orientées Nord-Ouest / Sud-Est, alors que dans la partie Sud il ne semble pas y avoir d'orientation dominante.

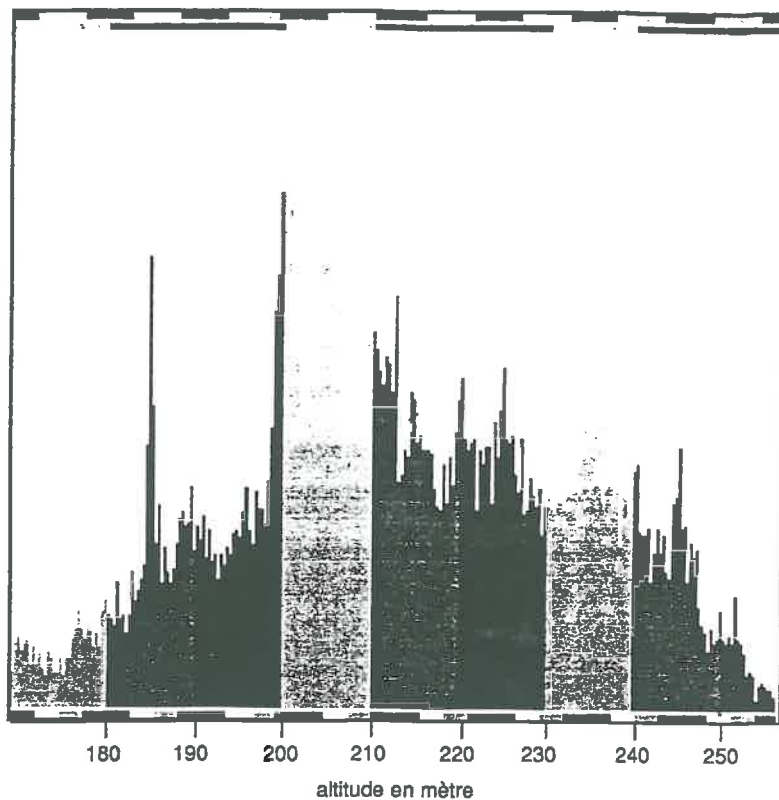
Le profil en long généralisé ; altitude en fonction de la distance à l'exutoire, permet de visualiser l'organisation des formes du terrain (planche II-2). Le drain principal (visualisé par la limite inférieure des points) montre deux tendances : une pente faible de l'exutoire à 3000 mètres, puis une pente plus forte qui correspond à la pente des sous-bassins versants.

Les différences observées entre les parties Sud et Nord du bassin versant nous ont amené à découper le bassin versant en sous-bassins pour affiner les observations.

Planche II-I : Histogrammes et cartes des altitudes et des pentes (LAMONT)



LAMONT



LAMONT

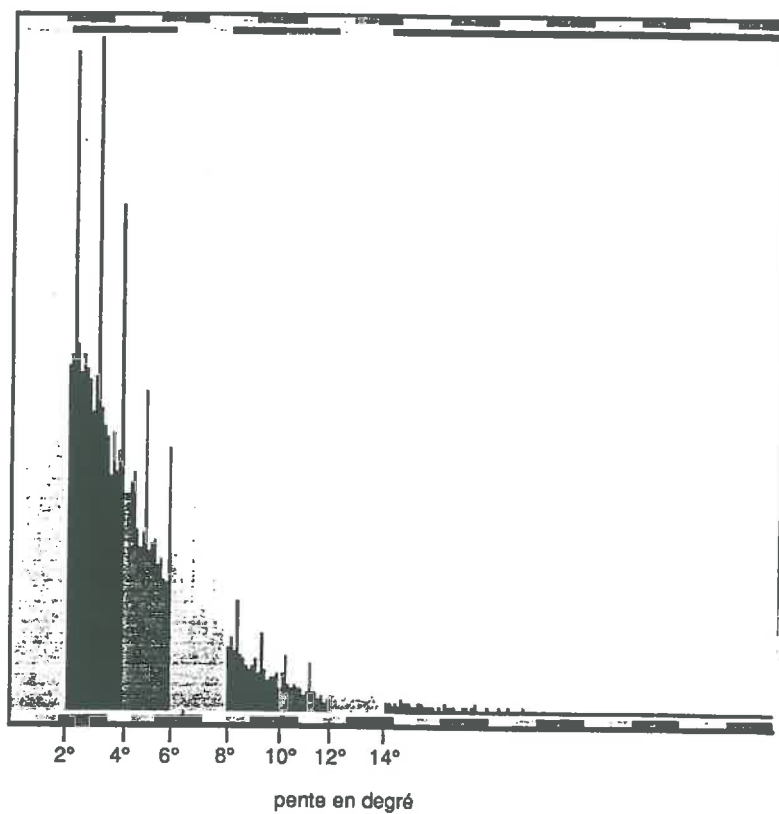


Planche II-2 : Diagramme bidimensionnel (LAMONT)

- a) surface drainée en fonction de la distance à l'exutoire
- b) altitude en fonction de la distance à l'exutoire

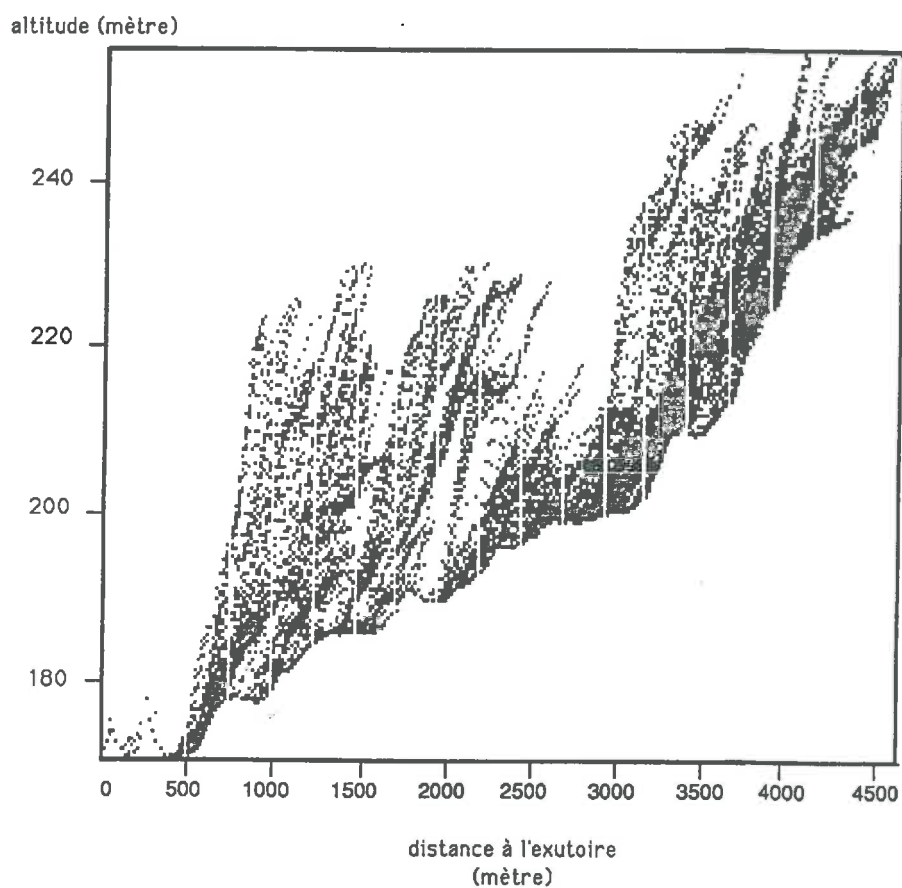
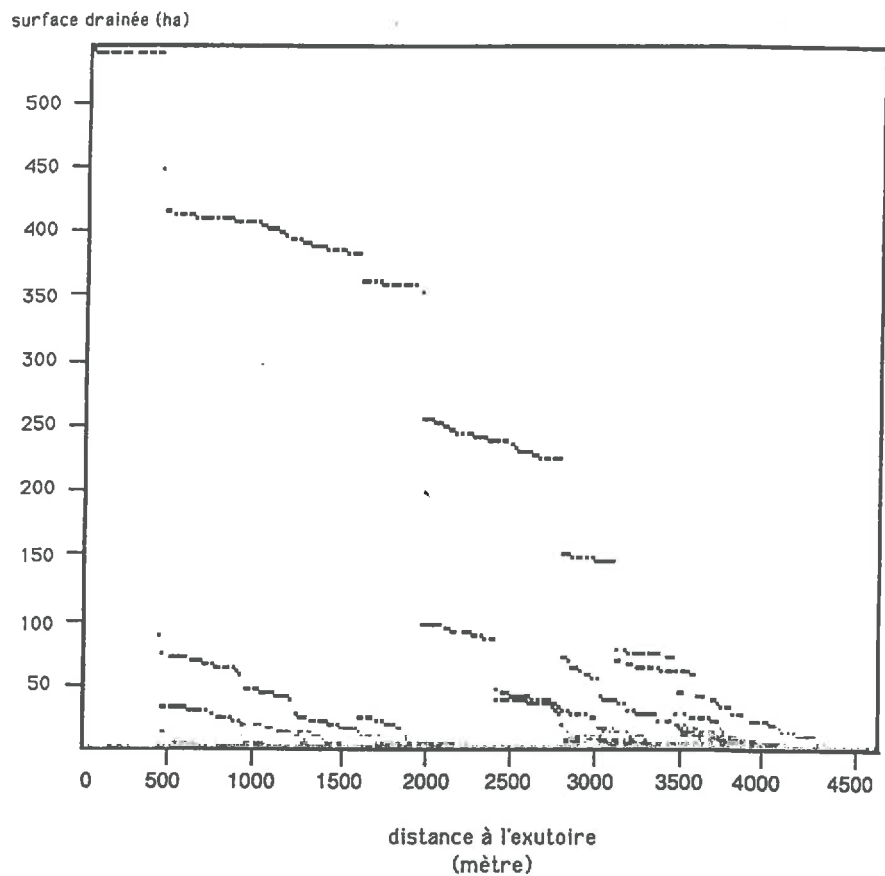
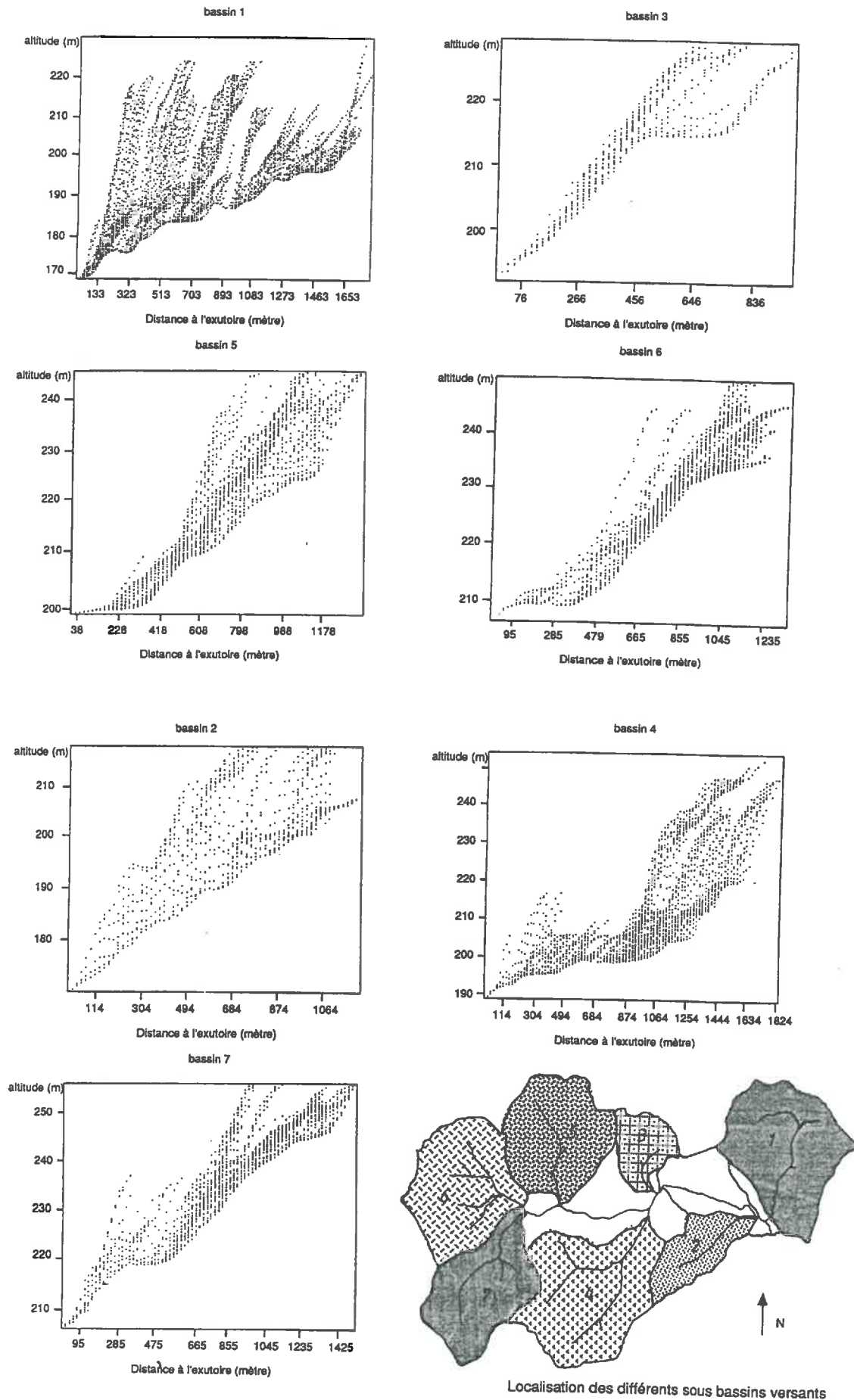


Planche II-3 : Profils en long généralisés des différents sous-bassins versants (LAMONT).



Sept sous-bassins ont été délimités (planche II-3): quatre sous-bassins sur la rive nord, trois sous-bassins sur la rive sud. Le tableau II-10 montre les caractéristiques morphologiques de ces différents sous-bassins. Nous avons également analysé ces différents sous-bassins avec MNT-TOP.

Tab II-10 : Caractéristiques morphologiques des sous-bassins versants.

| numéro du sous-bassin | Nord | | | | Sud | | |
|---------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 1 | 3 | 5 | 6 | 2 | 4 | 7 |
| superficie manuelle (ha) | 85,2 | 40,7 | 77,5 | 94,5 | 46,5 | 96,9 | 67,8 |
| superficie MNT-TOP (ha) | 79 | 26,3 | 77,7 | 76,6 | 34 | 96,9 | 70,3 |
| superficie LAMONT (ha) | 86,8 | 23,4 | 71,4 | 76,1 | 32,2 | 96,4 | 67,4 |
| distance à l'exutoire (m) | 438 | 1638 | 2819 | 3143 | 457 | 1981 | 3143 |
| longueur drain (m) | 1790 | 972 | 1353 | 1333 | 1219 | 1829 | 1505 |
| altitude moyenne (m) | 192,7 | 213,9 | 220,3 | 230,6 | 199,4 | 214,1 | 237,6 |
| différence altitude (m) | 61 | 37 | 52 | 44 | 47 | 65 | 50 |
| pente moyenne % | 4,1 | 3,4 | 3,9 | 2,9 | 5,5 | 4,3 | 4,0 |
| différence pente % | 17,7 | 8,4 | 10,1 | 13,2 | 26,4 | 21,0 | 18,0 |
| exposition moyenne (°) | 179 | 233 | 247 | 190 | 166 | 152 | 138 |

Les profils en long généralisés pour chaque sous-bassin versant montrent deux types de comportement :

- les premiers présentent un pourcentage important de points dans la partie aval du bassin ,
- les seconds ont par contre un pourcentage important de points dans la partie amont.

Les bassins du premier type correspondent aux sous-bassins de la partie Sud et Nord-Est (1, 2, 4 et 7) et ceux de second type aux sous-bassins de la partie Nord et Nord Ouest..

L'analyse des caractéristiques des sous-bassins versant montre une différence entre les sous-bassins des deux types ; ceux du premier type ont une pente moyenne faible avec une amplitude peu marquée, une altitude moyenne relativement forte et un dénivelée moyen ; ceux du second type ont une pente moyenne plus importante associée à des pentes fortes, une altitude moyenne plus faible et un dénivelé plus marqué.

La différence entre les deux types de sous-bassins peut s'expliquer par la présence de thalwegs plus encaissés dans la partie Sud. Cette différence résulte de la nature différente du substrat géologique pour les deux types de sous-bassins. En effet, au nord du thalweg principal, les substrats granitiques sont plus facilement altérables que ceux de la partie Sud (faciès différent du granite). Le modelé topographique est alors plus doux.

Chapitre III

Application de la caractérisation des zones contributives au ruissellement par un indice topographique à la détermination de la saturation potentielle des sols

III-1 Introduction

La saturation d'un sol, qui se traduit généralement pour le sol par un degré d'hydromorphie d'autant plus élevé que la durée d'engorgement du sol est importante, peut être lié soit à:

- l'existence de volumes imperméables provoquant une accumulation plus ou moins persistante d'eau, on parle alors d'hydromorphie pédologique ou lithologique,
- la situation topographique du profil de sol qui sera d'autant plus susceptible d'être hydromorphe qu'il se situe à la convergence de lignes de flux, on parle alors d'hydromorphie de position.

La question que l'on peut alors se poser est de savoir s'il est possible de localiser et quantifier l'hydromorphie des sols d'un bassin versant à partir de la dynamique des zones contributives. Pour cela, nous avons été amené à utiliser les relations entre la dynamique des zones contributives et la topographie formalisées par Kirkby et Beven (1979) (application d'un indice topographique). Il s'agit alors de définir les correspondances existantes entre les critères d'une carte des sols et les valeurs de cet indice topographique. Cette approche ne permet de prendre en compte directement que l'hydromorphie de position. L'hydromorphie liée au substrat ne peut être analysée par cette approche puisqu'il n'existe pas de relation directe entre la topographie et ce type d'hydromorphie.

Comme nous l'avons expliqué dans le chapitre I, une des hypothèses du TOPMODEL est d'attribuer à tous les points qui ont les mêmes valeurs de l'indice sol/topographie la même réponse hydrologique. Cet indice correspond en chaque point au logarithme de l'aire drainée ponctuelle (A) divisée par la valeur de la pente locale ($\tan\beta$) et par la valeur de la transmissivité effective en surface (T_0) lorsque le profil est saturé ; $\ln(A / \tan\beta T_0)$ est appelé indice morpho-pédologique ou indice sol/topographie.

La modélisation hydrologique s'effectue selon une distribution discrète des valeurs de cet indice. Ce type de découpage en classes de valeurs discrètes de l'indice permet de simplifier la prise en compte de la distribution spatiale. Par ailleurs la détermination de la forme de la fonction de distribution nécessite de nombreux calculs préalables mais n'est calculée qu'une seule fois.

Rappelons que, dans le TOPMODEL, le déficit local S_i associé à chaque maille est défini par la relation :

$$S_i = -M \ln\left(\frac{a r}{T_0 \tan\beta}\right)_i$$

où

- r = intensité des pluies
- a = aire drainée locale
- T_0 = transmissivité
- $\tan\beta$ = pente
- M = paramètre décrivant la décroissance exponentielle de la conductivité avec la profondeur

Le déficit moyen global est égal à :

$$\overline{S} = \frac{M}{A} \int (\ln(a/T_0 \tan\beta)_i + \ln(r)) dA \quad \text{où } \gamma = \frac{1}{A} \int \ln(a/(T_0 \tan\beta))_i dA$$

En combinant les deux équations on obtient :

$$\overline{S} = M \gamma - M \ln(r)$$

L'écart entre le déficit moyen et le déficit local est alors égal à

$$\overline{S} - S_i = M (\gamma - \ln(\frac{a}{T_0 \tan\beta})_i)$$

Sachant que par hypothèse ΔS_i est fixe (T_0 , a et $\tan\beta$ sont fixes dans le temps) seul le déficit moyen varie au cours du temps.

L'écart entre le déficit moyen et le déficit local joue un rôle clef dans la modélisation des flux par excès d'infiltration. Il gère l'importance et la variation des zones sources par l'intermédiaire de la composante topographique ainsi que les mécanismes de production, par l'intermédiaire de la composante hydrodynamique (T_0) et des pluies.

L'indice sol/topographie peut être réduit à un indice uniquement topographique $\ln(\frac{a}{\tan\beta})$ (indice de Kirkby, 1978) en séparant la composante topographique de la composante hydrodynamique. Dans ce cas l'équation du déficit local s'écrit :

$$S_i = -M \ln(\frac{a r}{\tan\beta})_i + M \ln(T_0)$$

et l'écart entre le déficit moyen et le déficit local est égal à :

$$\overline{S} - S_i = M(\lambda - \ln(\frac{a}{\tan\beta})_i) + M(\ln T_0 - \frac{1}{A} \int \ln T_0 dA) \quad \text{avec } \lambda = \frac{1}{A} \int \ln(a/(\tan\beta))_i dA$$

Si on considère que la transmissivité est constante sur l'ensemble du bassin la variabilité de l'indice sol/topographie ne dépend plus que de la variabilité du terme topographique. Il correspond alors un l'indice topographique de Kirkby. L'ordre de grandeur de variation du terme topographique est de l'ordre de 3 alors que celui du terme hydrodynamique est au plus égal à 1 (Beven et al., 1984). Sur notre bassin versant le terme topographique varie d'un facteur 2,5 et le logarithme de la conductivité mesurée pour les volumes supérieurs varie d'un rapport de 1.

III-2 Relation entre l'indice topographique et l'hydromorphie

On considère généralement que l'indice topographique est révélateur de la saturation potentielle des sols. Burt et Butcher (1985) ont testé la validité de l'indice en comparant la mesure de l'humidité sur le terrain et la variabilité spatiale de l'indice topographique, il apparaît qu'à l'échelle étudiée (1,4 hectare), la validité du paramètre en terme de saturation potentielle est peu précise. Nous nous proposons ici de vérifier la validité de cet indice à une plus petite échelle en utilisant une comparaison entre une carte d'indice topographie et

une carte pédologique basée sur la méthode quatre critères (Rivière, 1989*). Il s'agit alors de corréliser les classes d'indice topographique à des classes d'hydromorphie et de type de développement de profils.

III-3 Méthodologie

La comparaison de l'indice topographique et de certains critères de la carte pédologique (degré d'hydromorphie et degré de développement de profil) peut se faire de deux manières différentes :

- soit en terme de distribution statistique : il s'agit d'établir une relation entre la surface occupée par les différentes classes de critères pédologiques et celle occupée par les classes d'indice topographique,
- soit par une analyse de la distribution spatiale respective des indices topographiques et des critères de la carte des sols.

Dans un premier temps, nous avons établi une hiérarchie au sein des classes du critère "hydromorphie" et du critère "développement de profil" de la carte des sols. La détermination de la hiérarchie entre classes pour un critère pédologique donné nécessite de faire quelques hypothèses préalables. L'observation conjointe d'une carte de sol et d'une carte d'indice topographique montre un certain nombre de points communs entre elles:

- les valeurs d'indice topographique augmentent des plateaux vers les bas-fonds.
- l'hydromorphie dite de position croît également en descendant le long des versants.
- le critère développement de profil montre le passage de sol peu différencié sur les plateaux à des sols de plus en plus dégradés vers le bas-fond, les bas-fonds étant occupés par des sols d'apports.

A partir de ces observations, nous avons cherché à établir deux relations, l'une entre les classes croissantes d'indice topographique et les classes croissantes d'hydromorphie, l'autre entre les classes croissantes d'indice topographique et les types de développement de profil des sols sains aux sols dégradés. Nous pouvons alors, en nous basant sur cette hiérarchie, déterminer les valeurs des fréquences cumulées pour chacun des critères. La courbe des fréquences cumulées des indices topographiques peut alors être comparée à celle des critères sols. Une telle comparaison est basée sur l'hypothèse que la hiérarchie des classes d'indice sol est comparable à celle des classes d'indice topographique. Il s'agit de déterminer ainsi des seuils d'indice topographique définissant les bornes de chaque classe de critère pédologique.

La comparaison de la distribution spatiale des indices topographiques et des critères de la carte des sols nous permettra de valider ou d'invalider les seuils déterminés à partir des données statistiques. Pour cela, après avoir repositionné dans un repère géographique les cartes que l'on désire comparer, nous avons comparé deux cartes de même structure (carte en mode raster ou matriciel). Pour cela, nous avons donc discrétisé en mode matriciel ("rastérisation") la carte des sols, à l'origine en mode vecteur, sur une grille

* voir annexe 3

identique à celle du fichier d'indice topographique. Il est alors possible de superposer ces deux cartes et de comparer en chaque point la valeur de l'indice topographique et la valeur des critères sols.

Les différentes étapes de l'analyse de la relation entre l'indice topographique et les critères sols sont schématisées dans la figure III-1.

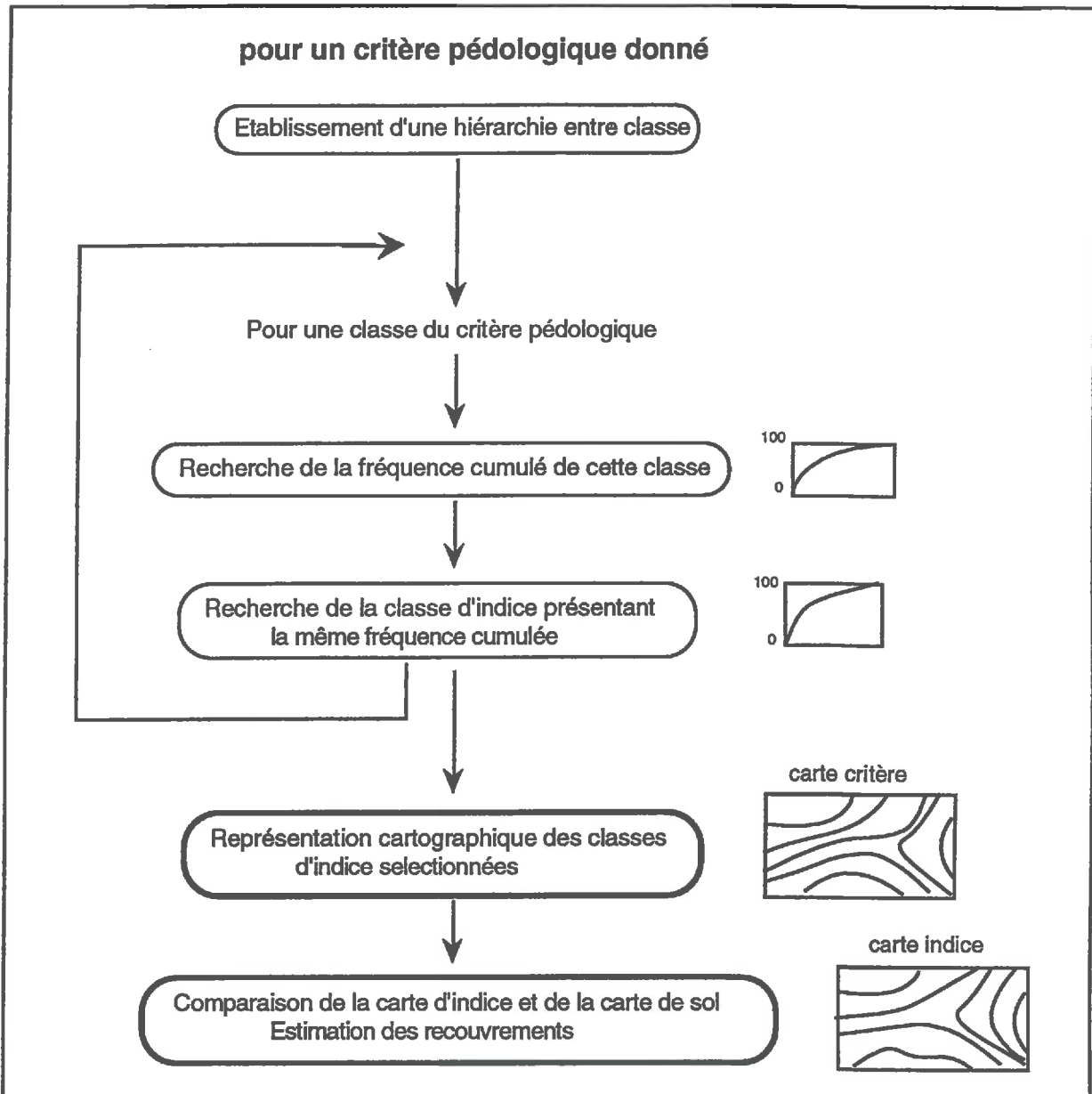


Fig III-1 : Schéma des différentes étapes de traitements des indices topographiques et des critères sols

III-4 Résultats :

III-4-1 Comparaison entre la distribution statistique des classes d'indice et les critères de la carte pédologique

Le calcul des aires des unités pédologiques est effectué à partir de la carte pédologique obtenue par le logiciel *DESCARTES* (ENSA Rennes; Walter et al., 1989). Ce logiciel calcule pour des cartes définies en mode vecteur, les aires des différentes unités pédologiques. La précision de la méthode de calcul est de

l'ordre de 0,2 ha pour une échelle d'acquisition au 1/10000 (Cf Walter). Les calculs d'aire des différentes classes d'indice topographique se font à l'aide des utilitaires de MNT-TOP (Bruneau, 93) sur le fichier dérivé calculé lors de la première étape de la modélisation hydrologique. La précision sur le calcul d'aire est dépendante de la maille du MNT. L'erreur d'estimation est au moins égale à la surface d'une maille (0,04 ha pour 19,05 m) et peut se cumuler.

Nous présentons ici les résultats issus de la comparaison entre les surfaces occupées par les classes d'indice topographiques et celles occupées par les classes du critère "hydromorphie" et les classes du critère "développement de profil".

III-4-1-1 Critère hydromorphie

Le tableau III-1 présente la superficie en hectare occupée par chaque classe d'hydromorphie* sur le bassin versant, sa correspondance en terme de fréquence cumulée et la classe d'indice présentant la même fréquence sur la courbe cumulée des surfaces d'indice topographique. Ces valeurs sont considérées comme des valeurs seuils.

Tab III-1 : Valeur d'indice topographique basée des différentes classes (hydromorphie / indice topographique)

| classe hydromorphie | superficie (hectare) | % cumulée | équivalence indice topographique |
|---------------------|----------------------|-----------|----------------------------------|
| 0 | 109,8 | 18,1 | < 6,25 |
| 1 | 125,7 | 38,8 | 6,25 -7 |
| 3 | 254,6 | 80,8 | 7 - 9,25 |
| 4 | 21,9 | 84,4 | 9,25 - 10 |
| 5 | 29,0 | 89,2 | 10 - 11 |
| 6 | 65,6 | 100,0 | > 11 |

Les valeurs croissantes de classe du critère "hydromorphie" traduisent des degrés croissants d'hydromorphie. Les sols en classe 0 sont sains, les sols en classe 6 sont hydromorphes dès la surface. Plus de 80 % des sols appartiennent à des classes de sols sains à moyennement hydromorphe, ce qui correspond à des valeurs faibles à moyennes d'indice topographique (< 9,25). La classe 6 (hydromorphie dès la surface) correspond à 10% de la surface pour un seuil d'indice topographique de 11.

III-4-1-2 Critère développement de profil

On peut effectuer la même analyse pour le critère développement de profil (tableau III-2), le classement des types de sols se fait alors des sols peu évolués vers les sols plus dégradés, la dernière classe correspondant aux sols d'apport colluviaux et alluviaux. 80% des sols sont des sols peu différenciés à faiblement lessivés. Ils correspondent à des classes de valeurs d'indice topographique inférieures à 9,75. Les sols d'apport correspondent à 13 % de la surface pour un seuil de 10,5.

* Voir Annexe 3 pour la légende des unités de la carte des sols

Tab III-2 : Valeur d'indice topographique basée sur les différentes classes de développement de profil.

| Type de sol | superficie (hectare) | % cumulée | équivalence indice topographique | |
|-------------|----------------------|-----------|----------------------------------|-------------------------------------|
| N | 123,5 | 20,4 | <6 | sols bruts |
| R | 123,5 | 40,7 | 6-7 | sols bruns superficiels |
| B | 132,2 | 62,5 | 7-8 | sols bruns |
| C | 122,5 | 82,7 | 8-9,75 | sols faiblement lessivés |
| L | 7,3 | 83,9 | 9,75-10 | sols lessivés |
| D | 3,2 | 84,5 | 10-10,25 | sols lessivés à faiblement dégradés |
| E | 16,0 | 87,1 | 10,25-10,5 | sols dégradés |
| UV VH | 78,3 | 100,0 | >10,5 | sols d'apport |

III-4-1-3 Interprétation

Comme le montre la figure III-2, l'amplitude de variation des seuils pour le critère "hydromorphie" est du même ordre de grandeur que celle du critère "développement de profil" (5 unités d'indice topographique), alors que les valeurs d'indice topographique varient de 2 à 21,5.

Les seuils de valeurs d'indice topographique définis à l'aide du critère "hydromorphie" (6,25 : 7 : 9,25 : 10 et 11), recoupent ceux définis à l'aide du critère "développement de profil", si on regroupe les sols bruns et les sols lessivés d'une part et les sols dégradés et faiblement dégradés d'autre part.

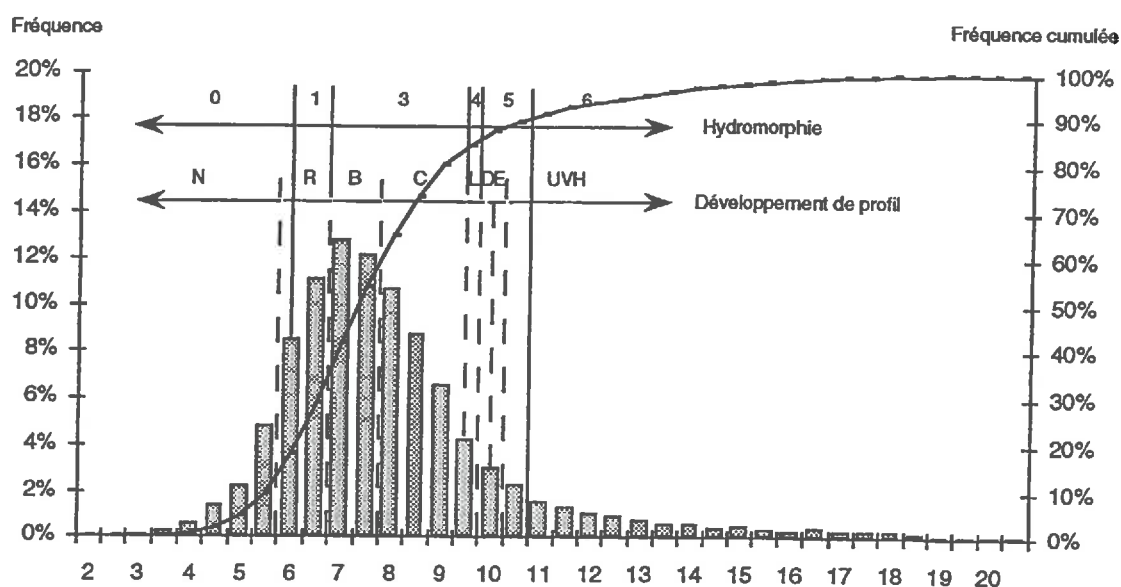


Fig III-2 : Recouvrement des seuils pour les des deux critères pédologiques par rapport à la distribution de d'indice topographique

Cette approche ne permet pas de différencier l'hydromorphie dite de position de celle liée au substrat. Néanmoins la correspondance statistique entre les distributions des critères types de sol et hydromorphie, nous permet en première approximation de négliger les phénomènes d'hydromorphie liée au substrat. Cette observation nous permet de retenir comme base de notre analyse les seuils définis à partir des classes d'hydromorphie.

III-4-2 Comparaison de la distribution spatialisée des classes d'indice topographique et des critères de la carte pédologique

Les figures III-3 et III-4 présentent la carte pédologique (mode raster) et la carte des valeurs d'indices topographiques. On peut noter que visuellement, le passage en mode matriciel de la carte d'hydromorphie ne modifie pas de façon significative l'information contenue dans la carte obtenue par DESCARTES (voir figure II-4). Une comparaison visuelle entre la carte des sols et celle des indices topographiques fait apparaître une bonne adéquation entre la localisation des différentes classes. L'objet de ce chapitre va être d'établir une comparaison statistique précise entre ces deux cartes.

III-4-2-1 Problème lié au changement de mode de représentation de la carte pédologique

Un problème est apparu lors du changement de mode de représentation de la carte pédologique. La carte des sols en mode vecteur présente une extension supérieure à la limite du bassin versant définie en mode vecteur. Après avoir éliminé de la carte pédologique les points hors des limites du bassin versant nous avons comparé les distributions des surfaces pour les deux modes de représentation.

Les erreurs d'estimation sont dépendantes de la taille et de l'orientation de la grille (Muller, 1977; Burrough, 1983) et de la complexité des unités pédologiques (Switzer, 1975). Bregt et al. (1987) ont estimé ces erreurs sur les cartes des sols des Pays-Bas au 1/50000 de 0,5 à 5,2 % suivant la complexité de la carte. Dans notre cas, on peut donc supposer que l'erreur d'estimation sera inférieure à 5,2% puisque l'échelle de la carte pédologique est au 1/10000.

Les limites des unités pédologiques obtenues après la rasterisation sont différentes de celles définies sur la carte vecteur. En effet, il y a une dégradation de l'information liée au passage en mode raster. Une carte en mode vecteur a par définition des limites précises, même si elles sont inexactes, entachées seulement des erreurs graphiques (épaisseur du trait, erreur de tracé ...), alors qu'une carte raster contient une information ponctuelle. Les limites d'unités suivent les contours de la grille de discrétisation et leurs localisations ne sont précises qu'à une demie fois la distance de la diagonale de la maille du MNT. Cela entraîne automatiquement une indétermination dans le calcul des surfaces. Il faut noter que les erreurs sur les surfaces calculées ont tendance à se compenser sauf dans le cas d'unités présentant un fort indice d'allongement (cas des unités dans les thalwegs).

Pour limiter les erreurs, le calcul des surfaces pour les différents critères pédologiques se fait sur le fichier en mode vecteur. Le tableau III-3 présente les surfaces des classes d'hydromorphie calculées.

Tab III-3 : Variation de la superficie entre les deux types de cartes après correction du fichier vecteur

| classe hydromorphie | carte raster (hectare) | carte vecteur (hectare) | différence en % | différence absolue | Σ différence absolue |
|---------------------|---------------------------|----------------------------|--------------------|-----------------------|-----------------------------|
| 0 | 118,6 | 109,8 | -8,0 | 8,8 | 45,3 |
| 1 | 111,3 | 125,8 | 11,5 | 14,5 | |
| 3 | 262,6 | 254,6 | -0,9 | 8,0 | |
| 4 | 22,0 | 21,9 | -0,5 | 0,1 | |
| 5 | 28,9 | 29,0 | 0,1 | 0,1 | |
| 6 | 51,7 | 65,6 | 21,2 | 13,9 | |
| total | 589,5 | 606,6 | 2,8 | 17,1 | |

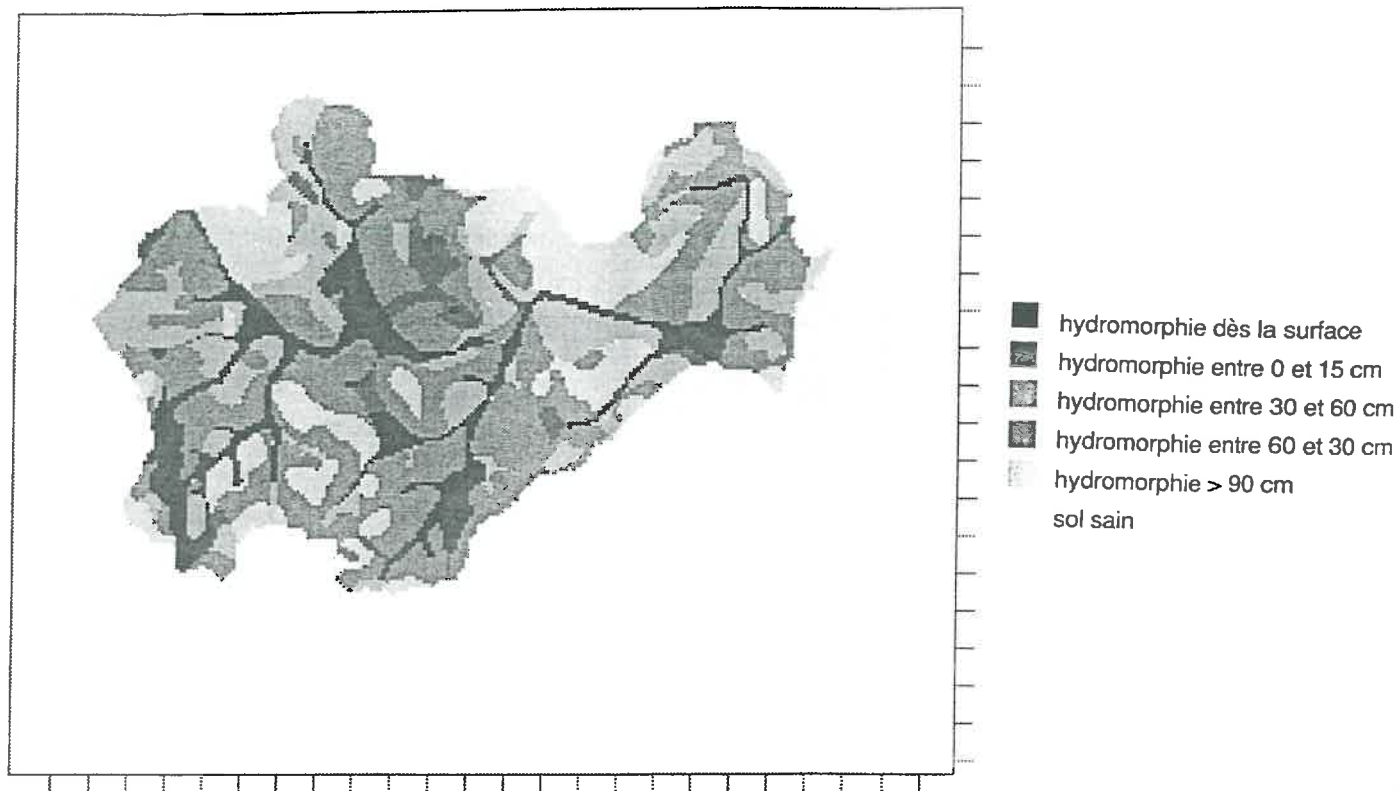


Fig III-3 : Carte des sols après rasterisation (échelle : 1 graduation = 190 mètres)

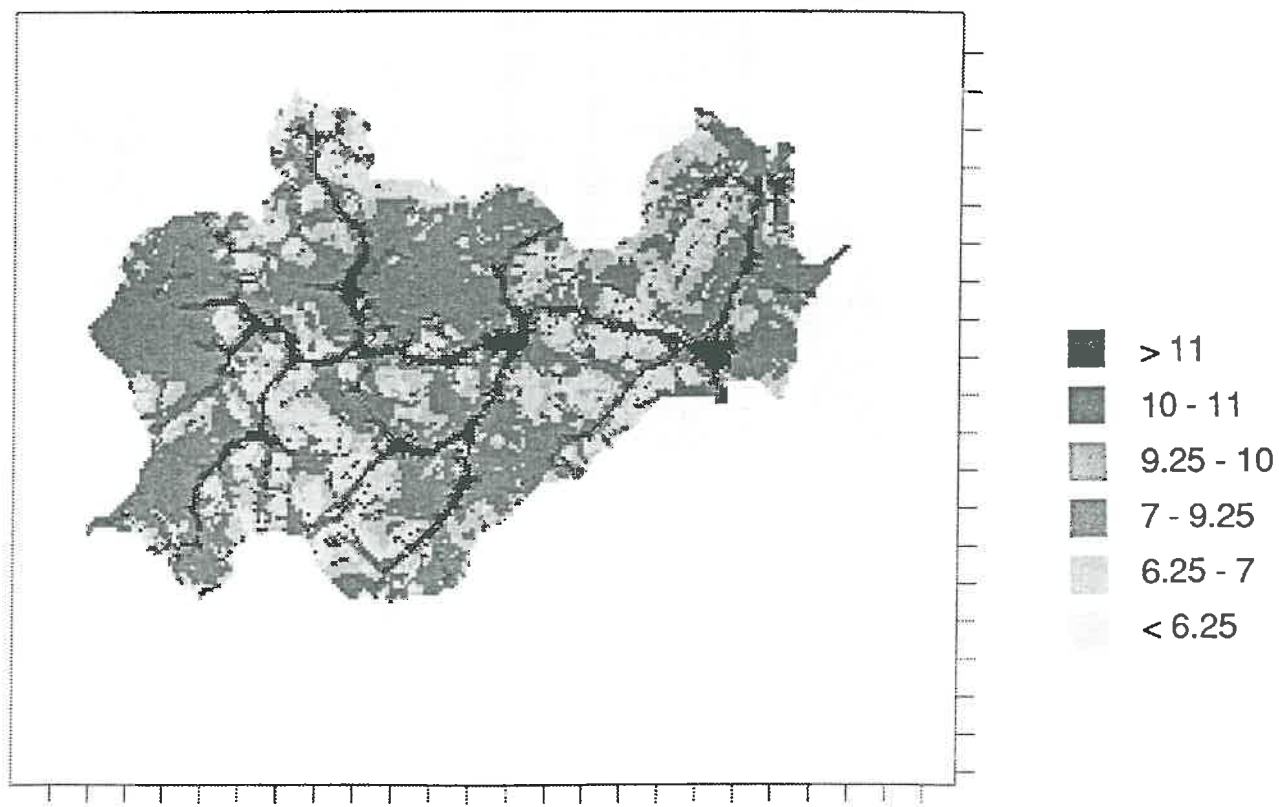


Fig III-4 : carte des indices topographiques (échelle : 1 graduation = 190 mètres)

Les différences observées entre les deux modes de représentation de la carte des sols ne peuvent pas toutes s'expliquer par le passage en mode raster. La superficie totale de la carte en mode vecteur est supérieure de 17,1 hectares (soit 2,8%) à celle de la carte en mode raster. La somme des différences pour chaque unité en valeur absolue atteint 45,3 hectares (soit 7,7 %), alors que l'on s'attend à une différence inférieure à 5% (Cf méthodologie). L'analyse par classe de critères pédologiques montre que ces différences sont maxima pour les classes de sols très hydromorphes (21,2%), moyennes pour les classes de sols pas ou peu hydromorphes (8 à 11%). Dans le premier cas ces classes correspondent à des sols de bas-fond ; la différence s'expliquerait ici par le passage en mode raster qui, pour cette unité de forme très allongée, provoque une sous-estimation des surfaces. Dans le second cas, la différence observée est probablement liée à un problème de délimitation du bassin versant. Le masque du fichier vecteur qui se fait en mode raster génère des erreurs dans la délimitation du bassin versant ; ceci induit soit des surestimations soit des sous-estimations dans le calcul des surfaces des unités périphériques.

III-4-2-2 Résultat de la comparaison entre indice topographique et indice d'hydromorphie

Le résultat de la comparaison point par point de la carte des sols (mode raster) et de la carte d'indice topographique pour le critère hydromorphie est représenté par la figure III-5 sous forme d'histogramme et par la figure III-6 en courbes cumulées.

L'analyse de ces distributions nous amène à moduler les hypothèses faites sur les correspondances entre les distributions statistiques (Cf § III-4-1 et comparaison visuelle figure III-3 et III-4). La première constatation est que, à chaque classe d'hydromorphie, correspond une gamme complète de valeur d'indice topographique. La distribution des classes d'indice topographique varie en fonction du degré d'hydromorphie ; ces distributions sont unimodales, plus ou moins étalées au sein de chaque classe d'hydromorphie.

La question que l'on se pose est alors de savoir si les seuils définis par une approche statistique se retrouvent dans l'approche spatialisée. Examinons en premier lieu, la médiane et le mode (ou pic) par classe d'hydromorphie.

La valeur du mode croît lorsque la classe d'hydromorphie augmente. On passe de 6,5 pour la classe 0, à 10,5 pour la classe 5). La distribution des classes d'indice topographique pour la classe d'hydromorphie 6 est très étalée, le mode se situe pour cette classe au voisinage de 12.

Les courbes cumulées montrent une gradation marquée entre les classes de sols sains et les classes de sols très hydromorphes. Pour les sols sains (classe 0), 50 % des points appartiennent à des classes d'indice inférieur à 7. Les classes de sols moyennement hydromorphes (classe 1 à 3) ont un comportement similaire avec 50 % des points correspondant à des classes inférieures à 8,5. Pour la classe 4, on obtient une valeur de 10,25, une valeur de 10,75 pour la classe 5 et une valeur supérieure à 12 pour la classe 6.

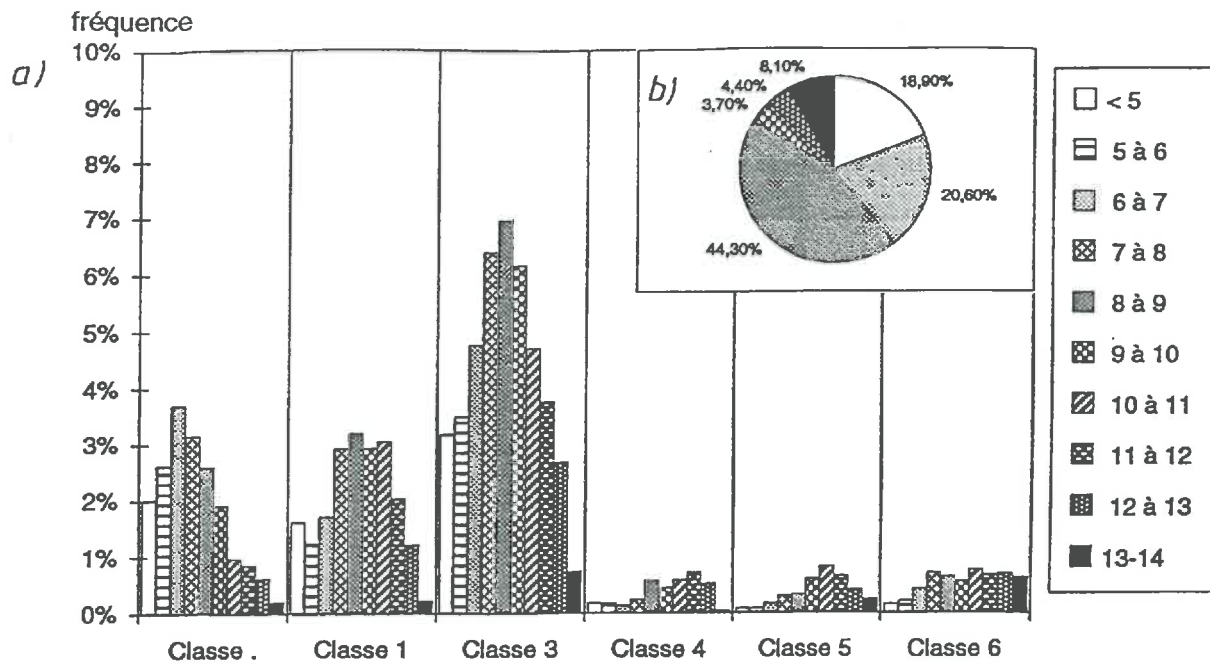


Fig III-5 : a) Distribution de l'indice topographique (en %) pour l'ensemble des points de chaque classes d'hydromorphie.

b) Camembert des fréquences en % des classes d'hydromorphie.

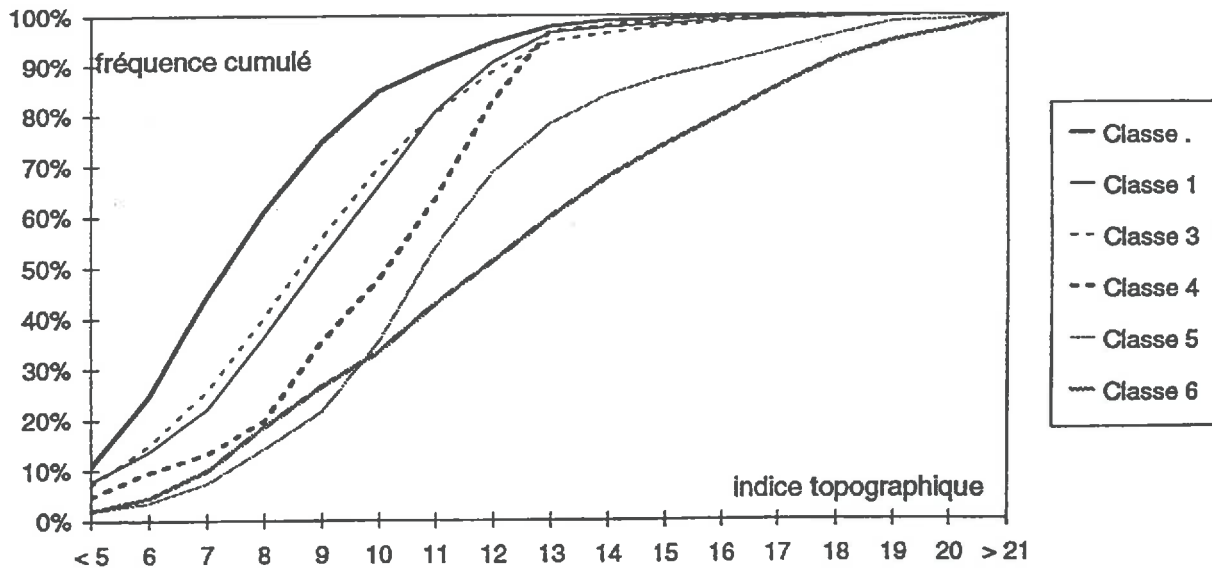


Fig III-6 : Courbes cumulées des indices topographiques

Ces valeurs peuvent être reliées à celles obtenues par la méthode statistique (tableau III-4).

Tab III-4 : Comparaison entre seuil statistique, médiane et mode

| classe | seuil statistique | 50% | pic |
|--------|-------------------|-------|-------|
| 0 | 6,25 | 7 | 6-7 |
| 1 | 6-7 | 8,5 | 8-9 |
| 3 | 7-9,25 | 9 | 8-9 |
| 4 | 9,25-10 | 10,25 | 11-12 |
| 5 | 10-11 | 10,75 | 10-11 |
| 6 | >11 | 12 | 12 |

La valeur du pic et de la médiane de la distribution sont similaires à celles des seuils définis par la méthode statistique, pour les classes 0, 3 et 5. Pour la classe 6, la valeur seuil semble sous-estimée. La différence observée pour la classe 4 s'explique probablement par le faible nombre de points appartenant à cette classe.

Il semble donc exister une bonne adéquation entre les seuils définis statistiquement et la distribution des classes d'indices topographique pour chaque classe d'hydromorphie. Cependant il n'est pas possible de distinguer les sols de classes d'hydromorphie 1 et 3 qui ont les mêmes distributions de valeurs d'indice.

Par ailleurs les classes 4 et 5 sont peu représentées. Ceci nous amène à regrouper les classes d'hydromorphie en deux classes (0 à 3) et (4 à 6), la limite entre 3 et 4 correspondant à l'apparition d'une hydromorphie notable. Ce regroupement se justifie donc aussi sur le plan pédologique.

III-4-2-3 Prédiction de la carte d'hydromorphie à partir de la carte d'indice topographique

Nous avons cherché à évaluer l'erreur commise si on estime, à partir des seuils définis ci dessus (6,25-7-9,25-10-11), la classe d'hydromorphie connaissant la valeur d'indice. Nous avons donc établi des cartes de recouvrement entre le critère "hydromorphie" et les classes d'indice topographique sur la base des seuils prédéfinis.

Pour cela, on considère que le recouvrement est parfait (=) lorsque à un point ayant une valeur d'indice topographique donnée correspond la classe d'hydromorphie définie par les valeurs seuils. Le recouvrement augmente de 1 lorsque la classe d'hydromorphie définie à partir de la valeur de l'indice topographique est supérieur de 1 classe à celle observée. Vice versa, le recouvrement diminue de 1 classe lorsque la classe d'hydromorphie définie à partir de la valeur de l'indice topographique est inférieure de 1 classe à celle observée. Le tableau III-5 présente pour chaque classe d'hydromorphie le pourcentage de points appartenant aux différents niveaux de recouvrement. Les seuils utilisés sont ceux définis dans le tableau II-12. Ce type de recouvrement permet d'évaluer la probabilité, lorsque l'on connaît la valeur de l'indice topographique, d'estimer la classe d'hydromorphie correspondante.

Tab III-5 : Recouvrement par classe d'indice topographique.

| classe d'indice topographique | classe hydromorphie | | | | | |
|-------------------------------|---------------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | 0 | 1 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| < 6,25 | 32,5% (=) | 25,3% (-1) | 13,3% (-2) | 10,8% (-3) | 11,2% (-4) | 7,1% (-5) |
| 6,25 à 7 | 17,8% (+1) | 20,0% (=) | 24,0% (-1) | 20,0% (-2) | 15,5% (-3) | 9,6% (-4) |
| 7 à 9,25 | 43,9% (+2) | 45,9% (+1) | 46,2% (=) | 39,8% (-1) | 37,7% (-2) | 31,3% (-3) |
| 9,25 à 10 | 2,2% (+3) | 1,5% (+2) | 5,2% (+1) | 7,2% (=) | 3,5% (-1) | 1,9% (-2) |
| 10,0 à 11,0 | 1,1% (+4) | 2,1% (+3) | 5,2% (+2) | 7,1% (+1) | 10,5% (=) | 11,3% (-1) |
| > 11 | 2,5% (+5) | 5,0% (+4) | 6,0% (+3) | 15,0% (+2) | 21,7% (+1) | 38,8% (=) |

() niveau de recouvrement

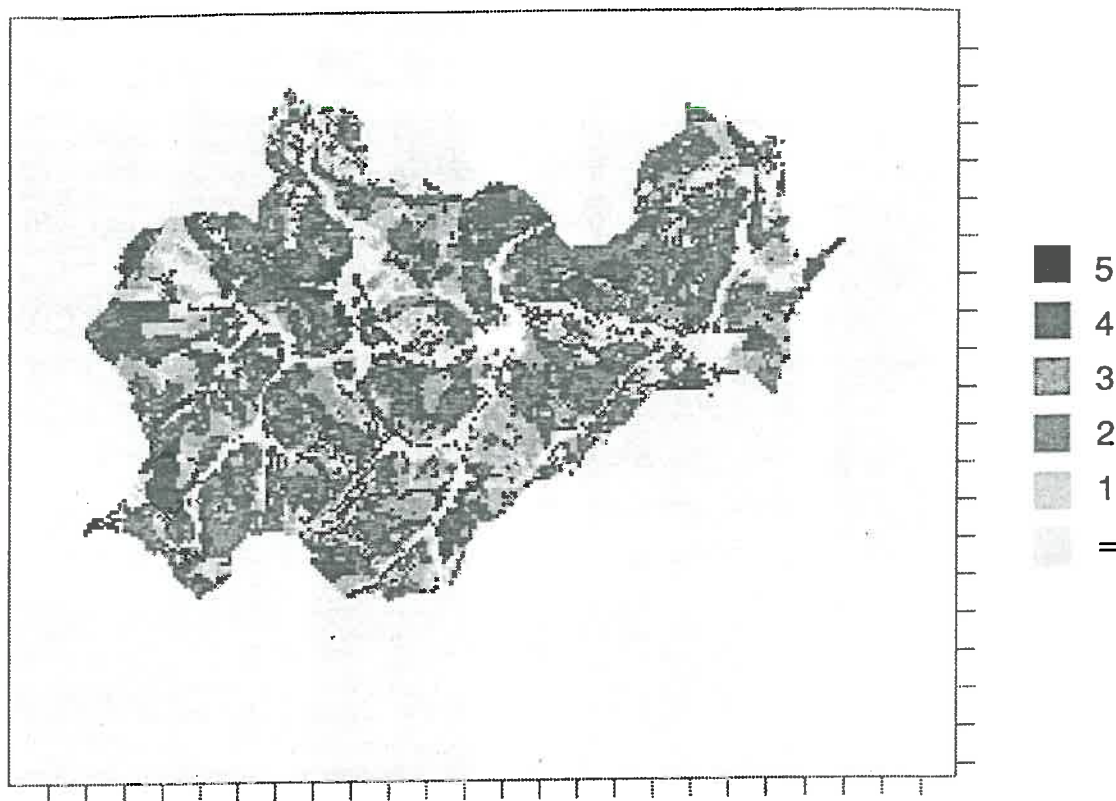


Fig III-7 : Carte de recouvrement (échelle : 1 graduation = 190 mètres)

En regroupant les sols en deux classes ; sols sains à peu hydromorphes (classe 0 à 3) et sols hydromorphes (classe 4,5 et 6), on peut dire que :

- si la valeur d'indice topographique est inférieure à 9,25 on a 87,6% de chance que le point appartienne à la classe des sols sains à peu hydromorphes.

- si la valeur d'indice topographique est supérieure à 9,25 on a seulement 41,7 % de chance pour que le point corresponde à des sols hydromorphes.

Globalement les erreurs sont donc moindres pour les classes moyennes à faibles que pour les classes élevées. Ces résultats semblent en contradiction avec ce qui intuitivement nous semblait évident à savoir que les sols à forte hydromorphie correspondent à des classes d'indice topographique élevées. La figure III-7 explique ces différences. On s'aperçoit que les zones à recouvrement parfait sont :

- le centre des thalwegs,
- les zones de sommets,
- les zones de pentes homogènes.

Alors que les plus mauvais recouvrements se situent :

- en bordure des thalwegs surtout ceux orientés Nord - Sud,
- en bas de certains versants,
- dans les zones de col.

De plus on constate l'existence de nombreux points isolés où l'erreur d'estimation est très forte.

Cela nous amène à émettre deux remarques :

- la rasterisation de la carte pédologique a introduit une déformation des limites en bordure des thalwegs. Cela expliquerait les erreurs observées pour les fortes classes d'hydromorphie à indice topographique élevé. Les erreurs sur la classe d'indice >11 sont alors plutôt des artéfacts méthodologiques.
- la méthode de prévision de l'hydromorphie à partir de l'indice topographique ne prend en compte que l'hydromorphie de position et non l'hydromorphie liée au substrat.

III-4-2-4 Problème du choix des seuils

Les différences observées dans l'estimation des classes d'indice peuvent être liées à une mauvaise définition des seuils. Nous avons cherché à améliorer ces bornes en définissant à partir des valeurs de la médiane des nouvelles valeurs de seuils <6,5 (classe 0), de 6,5- 7,5 (classe 1), de 7,5 - 8,5 (classe 3), de 8,5 -9,5 (classe 4), de 9,5- 11 (classe 5) et > 11 (classe 6).

Globalement le résultat est moins bon, puisque le pourcentage global de recouvrement parfait n'est que de 26,9%. Cela s'explique par le fait que la classe d'hydromorphie 3 est moins bien représentée.

En regroupant les classes d'hydromorphies en une classe de sols sains à faiblement hydromorphes (0 à 3) et une classe de sols hydromorphes (4, 5 et 6) on obtient :

- 89% des points dont la valeur d'indice topographique est inférieure à 8,5 sont des sols sains à moyennement hydromorphes,

- 27,8 % des points dont la valeur d'indice est supérieure à 8,5 sont en classe de sols hydromorphes,

- 31,1% des points dont la valeur d'indice est supérieure à 9,5 sont en classe d'hydromorphie 5 ou 6.

Ces résultats sont moins bons que ceux obtenus avec les seuils statistiques, notamment pour les sols hydromorphes.

III-4-2-5 Application d'un lissage préalable sur la carte d'indice topographique

Si une modification des seuils statistiques n'améliore pas les résultats du recouvrement, certaines des erreurs de recouvrement peuvent être liées à la nature même des deux cartes comparées. En effet, la carte des sols est une carte d'unités pédologiques donc par définition entachée d'"erreur" liée à la pureté des unités cartographiques mais qui ont été lissées par le travail de cartographie ; la carte d'indice topographique est une carte de données ponctuelles, entachée de nombreux points erratiques. Il paraît intéressant de vérifier l'effet d'un lissage des données d'indice topographique.

Pour lisser nos données, nous avons utilisé la théorie de la morphologie mathématique (Coster et Germon, 1985), en traitant notre fichier d'indice topographique à l'aide de l'opération de fermeture (dilatation puis érosion mathématique à l'aide d'un élément structurant) qui permet d'éliminer les points isolés et de lisser les limites de façon plus ou moins importante selon la procédure utilisée.

L'opération de fermeture ne modifie l'image qu'en certains points, car elle vérifie les propriétés des filtres morphologiques (fonction idempotente, propriété de croissance).

L'opération de fermeture en modifiant les valeurs de certains points du fichier d'indice topographique transforme la courbe de fréquence des indices topographiques ; nous avons donc recalculé les seuils pour chaque correction. Les valeurs de seuil pour les fichiers corrigés augmentent avec le nombre de fermetures effectuées (augmentation de 1 classe d'indice topographique pour 3 fermetures).

Nous pouvons dire que le lissage des valeurs d'indice topographique améliore les estimations dans le cas de faibles valeurs d'indice topographique (+ 5% pour les classes de recouvrement inférieur ou égal à ± 1). Les meilleurs résultats semblent être obtenus pour deux fermetures, les erreurs de recouvrement supérieures à ± 4 étant minimales pour une erreur de recouvrement inférieur ou égal à ± 1 égal à 73%. Si on s'intéresse au détail par classe d'indice topographique, l'amélioration des résultats est surtout sensible pour la classe d'indice topographique associée à la classe d'hydromorphie 0 (+ 10% pour un recouvrement exact). On ne constate pas de modification significative pour les autres classes d'indice topographique.

Par contre si on regarde la carte de recouvrement on s'aperçoit que le lissage fait disparaître la plupart des erreurs isolées. Il semble donc que comme nous l'avons suggéré, un certain nombre des différences observées soit liée à la précision de la carte pédologique. Le lissage ne permet cependant pas d'améliorer les résultats en bordure de bas fond ni pour les cas où l'hydromorphie n'est pas liée à la topographie.

III-4-2-6 Conclusion

Une relation entre les classes d'hydromorphie et les classes d'indice topographique a été ici mise en évidence. Cette relation est nette sur le plan visuel pour les sols fortement hydromorphes de thalwegs.

La comparaison numérique fait apparaître une prédiction plus exactement du caractère sain ou peu hydromorphe d'un point à partir de sa valeur ponctuelle d'indice topographique (erreur de l'ordre de une classe).

On a pu montrer que ces résultats insatisfaisants sont liés à quatre types de problèmes :

- une dégradation de l'information lors de la transformation d'une carte de type vecteur en mode raster,
- des problèmes de structure et de forme des unités pédologiques ; les sols hydromorphes sont présents sous forme d'unités très allongées et étroites. La comparaison à partir de ces unités est très sensible à la fois aux problèmes de limites et au pas du fichier matriciel,
- les limites proposées par le pédologue ne sont pas exactes ; elles sont basées à la fois sur une interpolation entre différents points de sondage et une interprétation du paysage. Elles ne sont donc pas une référence absolue,
- enfin le modèle proposé ne peut prendre en compte que l'hydromorphie de position.

Les problèmes de la dégradation de l'information et des limites sont solubles par d'autres méthodes de calcul des indices topographiques (en mode vecteur) ; de même la résolution des problèmes de précision de carte peut être améliorée par une analyse structurale détaillée. Ceci n'a pas été le but de ce travail mais présenterait un intérêt certain dans ce cadre.

Les valeurs seuils de l'indice topographique définies ici ne sont pas directement applicables à d'autres échelles ou d'autres sites. Le choix d'une échelle plus grande entraîne une augmentation des valeurs seuils.

Une étude menée sur des bassins versants littoraux (Mérot et Ezzahar, 1991) montre également une forte dépendance entre le type de substrat géologique et les valeurs d'indice topographique. Ceci est directement lié au fait que le substrat conditionne le modelé topographique et donc les valeurs d'indice topographique.

III-5 Interprétation en terme de saturation potentielle des sols

Mérot et al. (1989) ont établi une comparaison entre le degré d'hydromorphie des sols et la durée d'engorgement. La durée relative d'engorgement est la durée de saturation mesurée au cours d'une année et ramené en pour cent. Il ressort de l'étude de Mérot et al. que la durée relative d'engorgement est inférieure à 10% pour les sols sains, comprise entre 10 et 35% pour les sols moyennement hydromorphes et supérieure à 35 % pour les sols fortement hydromorphes. Cette fourchette d'estimation établie pour les sols sur granite et sous forêt se recoupe bien avec d'autres études établies toujours en Bretagne sur des milieux différents (Roussel, 1980).

A partir de ces observations, on fait les hypothèses suivantes :

- les classes d'indices topographiques inférieurs à 7 correspondent à des sols où la durée relative d'engorgement est inférieure à 10 %,
- les classes intermédiaires d'indice topographique comprises entre 7 et 9,25 correspondent à des sols à durée relative d'engorgement comprise entre 10- 35%,
- les classes d'indice supérieures à 9,25 correspondent à des sols où la durée relative d'engorgement est supérieure à 35%.

Au vu des résultats précédents, il est possible d'estimer, à partir d'une carte d'indice topographique les durées relatives d'engorgement des sols avec une erreur relative de 50% pour les durées relatives d'engorgement inférieures à 10 %, de 12% pour des durées relatives d'engorgement inférieures à 35 % et de 60% pour des durées relatives d'engorgement supérieures à 35%. Ces résultats semblent satisfaisants et feront l'objet dans la suite de ce travail d'une confrontation avec des durées relatives d'engorgement observées et issu de la modélisation hydrologique.

Ces valeurs sont indicatives car fortement liées à l'échelle.

Il serait possible d'affiner ces estimations en séparant l'hydromorphie de position de l'hydromorphie liée au substrat. Ceci nécessiterait d'établir une hiérarchie des critères pédologiques prenant en compte à la fois le degré d'hydromorphie et le type de substrat. Sur notre site d'étude, l'hydromorphie liée au substrat se développe essentiellement sur les altérations argileuses du granite, ce qui représente 29,5 hectares. Sur les arènes granitiques les sols sont rarement hydromorphes (14 hectares), et jamais en classe d'hydromorphie supérieur à 3 sur les granites sains. Les surfaces à fortes valeurs d'hydromorphie et à valeurs moyennes d'indice topographique sont du même ordre de grandeur que les surfaces occupées par des sols hydromorphes sur les altérations argileuses du granite. Néanmoins, bien que de faible extension, les zones hydromorphes liées au substrat jouent un rôle important dans la dynamique des transferts d'eau. Maitre (1991) a en effet montré l'importance de ces zones sur la géochimie des eaux libres et notamment sur la dynamique du fer.

Dans la suite de ce travail, nous avons appliqué la relation entre les valeurs d'hydromorphie et les indices topographiques pour découper le bassin versant en deux zones à comportement hydrodynamique différent. En effet, de même que l'on peut établir une relation entre les valeurs d'indice topographique et la saturation potentielle d'un sol, on peut définir une relation entre la conductivité hydraulique à saturation des horizons superficiels et l'indice topographique. Cette relation est basée sur l'observation suivante : la durée

relative d'engorgement d'un sol est d'autant plus faible que les transferts hydriques dans le sol sont lents et donc que la conductivité hydraulique à saturation du sol, paramètre de contrôle des transferts, est faible. On peut donc sur la base de cette constatation définir deux domaines à conductivité hydraulique à saturation différente :

- un domaine à forte valeur de conductivité où les transferts sont rapides : il s'agit d'un domaine où les durées relatives d'engorgement des sols sont faibles et les classes d'hydromorphie inférieure à 3,

- un domaine à faible valeur de conductivité où les transferts sont lents : il s'agit d'un domaine où les durées relatives d'engorgement sont plus importantes et les classes d'hydromorphie supérieure ou égale à 3.

Les limites de ces deux domaines et les rapports de conductivités hydraulique seront définis dans la suite de ce travail. Le découpage en deux domaines à comportement hydrodynamique sera validé dans le cadre d'une application à la modélisation hydrologique.

Chapitre IV

Modélisation hydrologique : application du TOPMODEL

IV-1 Introduction

L'application du TOPMODEL sur le bassin versant de la Noé-Sèche va permettre de tester la validité du modèle sur un bassin versant bocager granitique. En préalable à la modélisation hydrologique, nous avons testé l'indépendance et la sensibilité des paramètres de fonctionnement du modèle hydrologique. De plus, ces paramètres étant considérés comme ayant une signification physique, nous avons cherché une validation terrain des valeurs optimisées lors du calage du modèle en les comparant les valeurs expérimentales. Les relations entre les valeurs d'indice topographique et les classes d'hydromorphie définies dans le chapitre III ont été intégrées dans le modèle hydrologique : il s'agit ainsi de tester l'application d'une distribution spatialisée des valeurs de la conductivité hydraulique basée sur l'hypothèse d'un découpage du bassin versant en classes de sols ayant un comportement hydrodynamique différent.

Le TOPMODEL a été testé à deux pas de calcul sur les données hydrologiques de 1989-1991 ; un pas horaire et un pas journalier, et à un pas de calcul journalier pour les données de 1983-1984. La comparaison des résultats obtenus pour ces différents pas de temps a été analysée. La critique des résultats du TOPMODEL et du Modèle Couplé a été effectuée sur la base de simulation à pas journalier. Au cours de celle ci nous avons tenté de mettre en évidence l'intérêt du concept de zones contributives base du TOPMODEL dans la modélisation des transferts d'eau.

IV-2 Les données d'entrée du modèle et les données expérimentales.

VI-2-1 Les données hydrologiques et météorologiques.¹

Les données météorologiques et hydrologiques ont été mesurées en continu à l'exutoire du bassin versant du 22/09/89 au 9/09/91. Le dispositif de mesure est constitué :

- d'une station limnimétrique de mesure des débits couplée à un pluviographe enregistreur à auget basculeur (mesure en continu pas d'acquisition 5 mm),
- d'un pluviographe totalisateur à lecture directe situé sur le site de la station limnimétrique (relevé toutes les semaines),
- d'un pluviographe à auget basculeur distant de 300 m de la station limnimétrique et suivi par la SDAE des Côtes d'Armor (données horaires).

Les variables d'entrées - précipitation (mm) et débit observé (l/s) - utilisées lors de la modélisation hydrologique sont définies à un pas de temps horaire. Elles sont stockées dans un fichier qui contient en plus les concentrations (mg/l) et les flux (g/h) de NO₃⁻ mesurés à l'exutoire du bassin versant.

¹ voir annexe 5 : données brutes, échantillonnage et méthode de traitements des données.

Les valeurs d'ETP n'ont pas été enregistrées sur le site de la Noé-Sèche mais nous disposons des valeurs décennales de la station météorologique de Rostrenen (voir chapitre II) qui sont stockées dans un fichier indépendant.

IV-2-2 Les données topographiques

Pour l'ensemble du bassin versant, la base de cette étude est la carte au 1/25 000 de l'IGN et la couverture aérienne du bassin (été 87).

Pour le site de la Touche nous disposons de relevés topographiques détaillés avec une équidistance de courbes de niveau inférieure à 1 m.

A partir de la carte topographique au 1/25000, nous avons calculé un Modèle Numérique de Terrain (MNT) calé géographiquement. Ce MNT a permis de caractériser la géomorphologie du bassin.

Les variables dérivées du MNT utilisées lors de la modélisation sont :

- la superficie et la localisation du bassin versant : seules les mailles appartenant au bassin versant sont exploitées, la superficie du bassin versant permet de convertir les flux d'eau lame d'eau écoulée,,
- les distances à l'exutoire : le bassin versant est découpé en zones d'équidistance à l'exutoire. La valeur de l'intervalle de classe est de 500 mètres. Lors de la modélisation, les mailles appartenant à une même classe de distance sont traités indépendamment des autres. Les flux estimés résultants sont sommés sur l'ensemble des classes de distance,
- les indices topographiques : le TOPMODEL utilise la distribution des valeurs de cet indice comme base de calcul. En effet, l'une des hypothèses du modèle est que les points ayant les mêmes valeurs d'indice ont le même comportement hydrodynamique pour une valeur de transmissivité à la surface considérée comme uniforme pour tout le bassin versant.

IV-2-3 Les données sols

L'analyse physico-hydrrique des sols du bassin versant doit nous permettre de vérifier les hypothèses utilisées dans le modèle hydrologique (décroissance exponentielle de la conductivité à saturation avec la profondeur ; gradient hydraulique de la nappe parallèle à la surface topographique du sol ; profil de teneur en eau voisin du drainage gravitaire). D'autre part, les données de physique du sol peuvent être reliées à certains paramètres du modèle hydrologique notamment la capacité au champ et la conductivité à saturation.

Nous avons analysé les profils d'humidité pondérale et volumique, les profils de conductivité à saturation, ainsi que leur distribution spatiale sur un versant en fonction des classes d'indice topographique. Ce dernier point nous permet de vérifier l'adéquation entre un découpage en classe d'indice topographique et l'humidité des sols et leurs conductivités à saturation (Cf. annexe 4 et chapitre III)

IV-2-3-1 Analyse des courbes de rétention et des profils d'humidité au champ

Les mesures d'humidité au champ effectuées les 26 et 27 octobre 1989 sur le bassin test de la Touche, montrent des teneurs en eau volumique très faibles. On obtient des valeurs d'environ 20% pour les Ap sains et de 50 % pour les Ap hydromorphes, ce qui est comparable aux valeurs d'octobre 1990. Pour les trente premiers centimètres du sol, la teneur en eau volumique varie entre 45 et 60 % après une longue période

humide et entre 25 et 45 % en conditions estivales. Durant cette période, les horizons supérieurs du sol sont à des pF inférieurs à 2,7.

Nous avons estimé la réserve en eau du sol des horizons Ap (assimilée à SRMAX et exprimée en m) à partir des mesures de la teneur en eau entre pF 0,4 et pF 4,2 pour une hauteur (ZR) du réservoir supérieur estimée soit à 30 cm soit à 20 cm. Le tableau IV-1 présente les hauteurs d'eau moyennes, minimales et maximales pour les différents types d'horizons supérieurs.

Tab IV-1 : Estimation de la hauteur d'eau maximale à partir des courbes de rétention (en mètres)
Ap sain : 5 mesures Ap hydromorphe : 9 mesures tourbe : 4 mesures

| a) | Ap sain | $\Delta\theta$ pF 0,4-4,2 | SRMAX (ZR 30 cm) | SRMAX (ZR 20 cm) |
|----|---------|---------------------------|------------------|------------------|
| | moyenne | 0,4330 | 0,1299 | 0,0866 |
| | minimum | 0,3330 | 0,0999 | 0,0666 |
| | maximum | 0,4832 | 0,1450 | 0,0966 |

| b) | Ap hydromorphe | $\Delta\theta$ pF 0,4-4,2 | SRMAX (ZR 30 cm) | SRMAX (ZR 20 cm) |
|----|----------------|---------------------------|------------------|------------------|
| | moyenne | 0,4156 | 0,1247 | 0,0831 |
| | minimum | 0,3049 | 0,0915 | 0,0610 |
| | maximum | 0,5023 | 0,1507 | 0,1005 |

| c) | Tourbe | $\Delta\theta$ pF 0,4-4,2 | SRMAX (ZR 30 cm) | SRMAX (ZR 20 cm) |
|----|---------|---------------------------|------------------|------------------|
| | moyenne | 0,6603 | 0,1981 | 0,1321 |
| | minimum | 0,6107 | 0,1832 | 0,1221 |
| | maximum | 0,7074 | 0,2122 | 0,1415 |

Il y a peu de différence entre les estimations des hauteurs d'eau pour les Ap sains et les Ap hydromorphes ; la moyenne sur l'ensemble des valeurs d'Ap donne une hauteur de 0,126 mètre pour un réservoir supérieur de 30 cm et une valeur de 0,084 mètre pour un réservoir de 20 cm. La tourbe a une hauteur d'eau une fois et demi plus importante que les Ap. La tourbe n'occupe qu'une faible superficie sur le bassin versant et est associée aux bas-fonds donc aux fortes valeurs d'indice sol/topographie. La variabilité sur un même bassin versant des hauteurs d'eau du réservoir supérieur apparaît donc faible au vu des données de terrain. L'utilisation d'une valeur moyenne de hauteur d'eau dans le réservoir supérieur constante sur l'ensemble du bassin semble donc justifiée.

IV-2-2-3 La distribution spatiale des humidités :

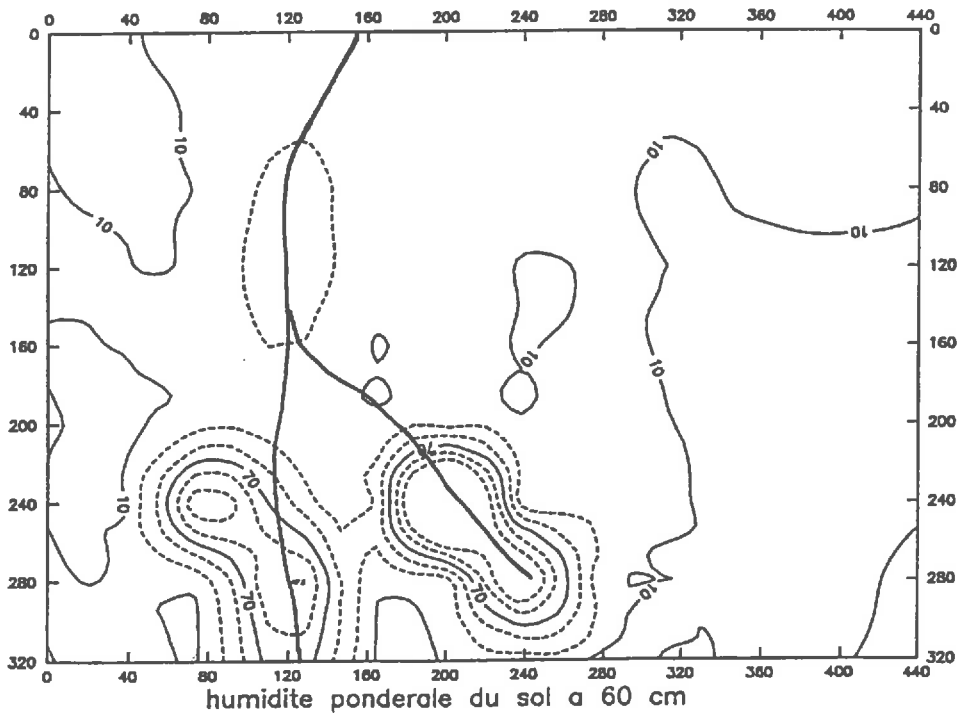
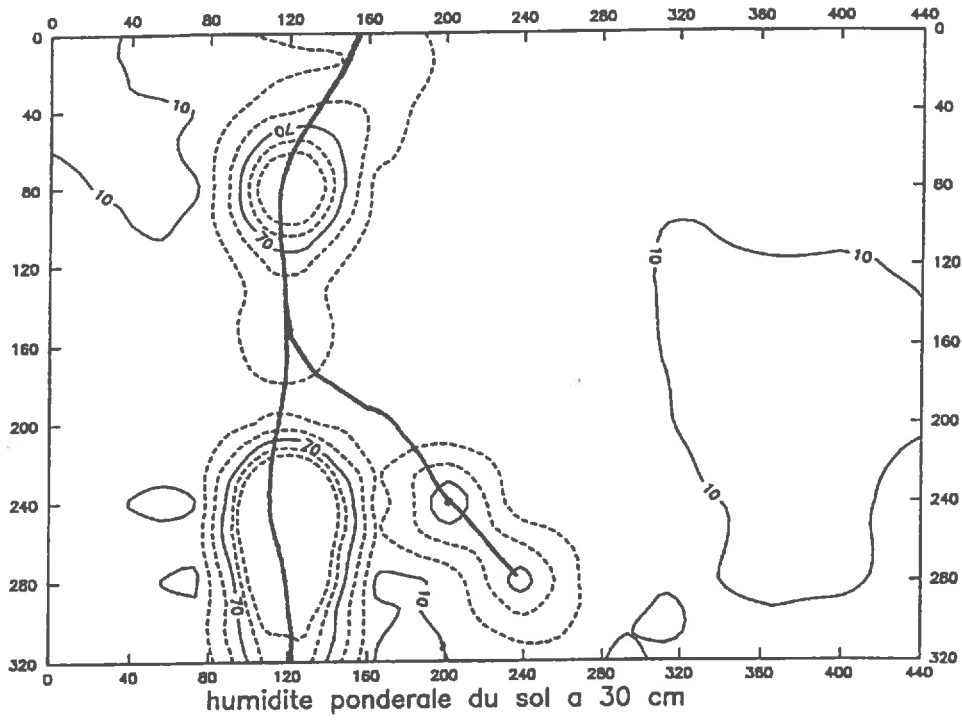
La figure IV-1 présente les teneurs en eau pondérale à 30 et 60 cm sur le versant de la Touche à la date des 26 et 27 octobre 1989. La période de prélèvement se situe à la suite d'une longue période sèche en condition de déficit hydrique important. Les sols du thalweg, plus riches en matière organique dans les 30 premiers centimètres présentent des humidités pondérales élevées même à 60 cm. La comparaison de la carte d'indice topographique et des cartes d'humidité montre une correspondance nette entre la localisation des zones à fortes teneurs en eau et celles des zones à classes d'indice topographique élevé.

Remarque :

Les valeurs mesurées d'humidité au champ varient en fonction des antécédants hydriques. Après une longue période humide, les humidités volumiques au champ maximales observées varient entre 60 et 42% entre pF 0,7 et 2,7, alors qu'après une période sèche elles se situent entre 25 et 20% soit entre pF 2,7 et 3,5.

Le volume d'eau susceptible d'être facilement redistribué correspond à environ 40 % du volume de sol pour tous les Ap confondus. En terme de hauteur d'eau cela correspond à des hauteurs voisines de 0,12 mètre.

Fig IV-1 : Cartes des humidités pondérales sur le versant ouest du site de la Touche (26-27 oct 1989) mesures effectuées au noeud d'une grille de 40 mètres



— courbe d'isovaleur d'humidité
équadistance 20%

— ruisseau

IV-2-3-3 La conductivité hydraulique à saturation

La conductivité hydraulique à saturation présente une forte variabilité spatiale tant dans un même profil en fonction de la profondeur que le long du versant pour une profondeur donnée. Il est néanmoins possible de définir deux tendances : une évolution le long du versant et une évolution verticale au sein d'un même profil.

La conductivité hydraulique à saturation diminue le long du versant pour les horizons supérieurs (10-15 cm) et pour les horizons moyens (40-65 cm) alors que pour les profondeurs 20-35 cm elle augmente. Cette augmentation pourrait être liée à l'existence d'une semelle de labour plus développée sur les sommets de plateau et sur le haut des versants. Pour les profondeurs supérieures la variabilité du substrat entraîne une hétérogénéité des conductivités à saturation qui ne permet pas de définir de tendance.

Au sein d'un même profil la conductivité à saturation décroît de la surface jusqu'à la base des horizons pédologiques bien différenciés pour augmenter ensuite dans les horizons peu évolués du substrat.

L'hypothèse d'une décroissance exponentielle de la conductivité avec la profondeur est applicable dans notre cas jusqu'à la base des horizons pédologiques. Dans les horizons d'altérations du granit la conductivité à saturation est variable et dépend de la nature lithologique de la roche, elle augmente dans les arènes sableuses saines et diminue pour les altérations argileuses de l'arène.

IV-3 Application du modèle hydrologique sur la période de calage

Le calage d'un modèle hydrologique consiste à déterminer par mesure ou par optimisation les valeurs des paramètres du modèle pour lesquelles la réponse du modèle sera similaire à celle du système réel. Les conditions pour que ce calage soit valable sont : la reproductibilité et l'objectivité de la méthode, le respect du critère d'unicité par le modèle (une réponse = un seul jeu de paramètres).

Le calage des paramètres d'un modèle consiste, à partir d'un jeu de paramètres initiaux, à évaluer l'erreur entre la simulation et la réalité puis à rechercher par itérations successives le meilleur jeu de paramètres, c'est à dire à ajuster les paramètres pour minimiser les écarts entre les valeurs simulées et les valeurs réelles. Cela revient à rechercher un minimum régional sur une surface à n dimensions (n : nombre de paramètres). Le calage peut être automatique ou manuel. Dans les deux cas, il est nécessaire :

- de connaître les limites de variation des paramètres et de fixer leurs valeurs initiales;
- de disposer d'une série de mesures suffisamment longue pour pouvoir comparer les résultats d'optimisation aux résultats réels;
- de disposer d'une méthode d'ajustement systématique des paramètres;
- de disposer d'une méthode pour évaluer la qualité de la simulation.

Les valeurs optimisées des paramètres dépendent de la fonction objectif choisie qui permet de juger de la qualité du modèle (Sorooshian et Dracup, 1980 ; Sorooshian et al., 1983 ; Sorooshian et Gupta, 1983). Le calage automatique des paramètres peut générer plusieurs jeux de "paramètres optimaux" en fonction du jeu initial de paramètres. Ceci est dû aux propriétés de la surface de la fonction objectif. Cela résulte de :

- l'autocorrélation entre les paramètres du modèle;
- l'indépendance des paramètres (la valeur de la variable simulée n'est pas affectée par une modification d'un paramètre);

- l'existence de minima locaux de la surface à optimiser (non-convexité);
- l'existence de discontinuités de la surface à modéliser.

Nous avons choisi d'utiliser un calage automatique avec un algorithme d'optimisation de Rosenbrock. Le critère mathématique d'ajustement (ou fonction objectif) retenu est la minimisation de la somme des écarts quadratiques (Small Square Error noté SSE dans la suite du chapitre). Hornberger et al. (1985) ont montré que ce critère est bien adapté à une étude de la sensibilité des paramètres M, SRMAX et SK0 du modèle ainsi qu'à l'évolution des zones saturées. La valeur de SSE décroît lorsque l'écart entre les courbes simulées et observées diminue (ajustement au sens des moindres carrés).

Le calage du modèle se fait sur les courbes de débit.

Pour la version du TOPMODEL utilisée ici quatre paramètres doivent être calibrés (Cf chapitre I) :

- M : paramètre qui exprime la décroissance exponentielle de la transmissivité avec la profondeur ;
- SRMAX : paramètre qui exprime le stock d'eau maximal dans le réservoir supérieur ;
- SK0 : paramètre qui correspond à la conductivité hydraulique à saturation de la surface du sol ;
- CHV : paramètre caractérisant le retard lors du transfert dans le réseau hydrographique.

Dans un premier temps, nous avons cherché à déterminer la sensibilité des paramètres du modèle et leur interdépendance. Puis nous avons analysé la signification physique de ces paramètres pour déterminer leur amplitude de variation dans le système réel. Les résultats de ces deux méthodes ont été comparés.

Cela nous a permis de définir l'amplitude de variation des paramètres intrinsèques (liés aux caractéristiques physico-hydrauliques des sols) sur une période donnée en utilisant :

- l'amplitude de variation des paramètres observés dans le système réel,
- l'amplitude de variation des paramètres dans la modélisation selon un seuil fixé (erreur < à 50%).

Ces valeurs ont servi de valeurs seuil au calage. Différents essais de calage ont été effectués en utilisant différents jeux de paramètres initiaux.

La détermination du meilleur jeu de paramètres a été effectuée en utilisant à la fois le résultat de la fonction objectif, l'extension des surfaces saturées modélisée et l'importance des différents processus hydrologiques simulés participant au débit total à l'exutoire du bassin versant.

IV-3-1 Sensibilité des paramètres

Hornberger et al. (1985) ont testé la sensibilité des paramètres du TOPMODEL sur un petit bassin forestier. La version TOPMODEL qu'ils ont utilisée est une version à 13 paramètres. Dans cette étude, ils ont montré que la sensibilité d'un paramètre dépend de la fonction d'ajustement utilisée pour calibrer les paramètres. Pour la fonction SSE seulement quatre paramètres sur les 13 initiaux sont sensibles ; M, SRMAX, CHV et un paramètre décrivant l'extension des zones contributives. Hornberger et al. ont également montré que les paramètres peu significatifs du modèle pouvaient être éliminés en simplifiant les processus qu'ils contrôlent. Cela donne de meilleurs résultats que de poser ces paramètres comme étant constants et de garder un modèle complexe.

Dans notre étude nous avons utilisé une version à quatre paramètres du TOPMODEL (version réduite). Pour vérifier la sensibilité de ces paramètres, nous avons généré une série de paramètres semi aléatoires et nous avons comparé les résultats de la fonction d'ajustement. Les paramètres aléatoires varient dans une gamme comprise entre [0,1] pour M et SRMAX et entre [0,5000] pour SK0 et CHV.

Nous avons analysé la sensibilité des paramètres sur des données à pas horaire et à pas journalier. Pour les données à pas horaires, la période de calcul est comprise entre le 20/01/90, 20 h et le 28/02/90, 8 h soit 900 heures. Pour les données journalières la même période de mesure à été retenue .

L'application du TOPMODEL avec des données hydrologiques et météorologiques à un pas de temps journalier ne peut pas être directement comparée avec une application utilisant des données à pas horaire. En effet, l'hypothèse de stationnarité des processus ne s'applique pas parfaitement avec des données à pas journalier. De plus, dans le cas d'un bassin versant de petite taille, la notion de retard dans les écoulements à surface libre n'a plus de signification, le rapport distance maximum sur pas de temps étant nettement inférieur à la vitesse moyenne d'écoulement dans les chenaux. Néanmoins l'utilisation de données à pas journalier nous permettra de comparer les résultats obtenus pour les années 1989/1991 à ceux de la modélisation par le Modèle Couplé de Girard décrit par Geng (1988) pour les années 1983/1984. Il sera également effectué une comparaison entre les données horaires intégrées sur un pas de temps journalier et les données journalières.

Pour une meilleure comparaison des ajustements nous avons utilisé la fonction EFF (efficacité) défini par Beven. Il s'agit de normer les résultats de la fonction d'ajustement par rapport à la somme des carrés des écarts à la moyenne. Cette valeur est ensuite ramenée à un pourcentage. Ceci nous permet de comparer entre elles des valeurs d'ajustement effectuées sur des périodes différentes.

$$EFF = (1 - SSE/VAR) \times 100 \quad \text{où} \quad VAR = \sum (q_i - q_{moy})^2$$

avec q_i = débit instantané observé
 q_{moy} = débit observé moyen sur la période de simulation

EFF qui s'exprime en pour cent, augmente alors avec la qualité des simulations.

IV-3-1-1 Les données horaires

Sur une série de 150 couples choisis de façon semi aléatoire, 52 nous donnent une valeur de la fonction EFF supérieure à 50 %, 56 supérieure à 30 %. Nous avons choisis de comparer les jeux de paramètres pour lesquelles la modélisation donne une efficacité est supérieur à 50% à ceux de l'ensemble de la population. Ceci nous permettra de tester la sensibilité des paramètres aux valeurs d'efficacité et leur indépendance. Les tendances ainsi définies se confirment lorsque l'on restreint la population analysée aux valeurs d'efficacité supérieures à 70 %. Les figures IV-2 et IV-3 visualisent les relations entre les paramètres et les valeurs de EFF d'une part et entre les paramètres pris deux à deux d'autre part, ceci pour les 52 couples ayant un résultat supérieur à 50 % et pour la totalité des données.

Les valeurs moyennes, la variance et l'écart-type des paramètres, des débits simulés exprimés en lame d'eau écoulée sont présentées dans le tableau IV-2. La lame d'eau écoulée observée sur la période considérée est égale à 274,4 mm.

Tab IV-2 : Moyenne, écart-type, variance des paramètres regroupés suivant la valeur de EFF ; données à pas horaire.

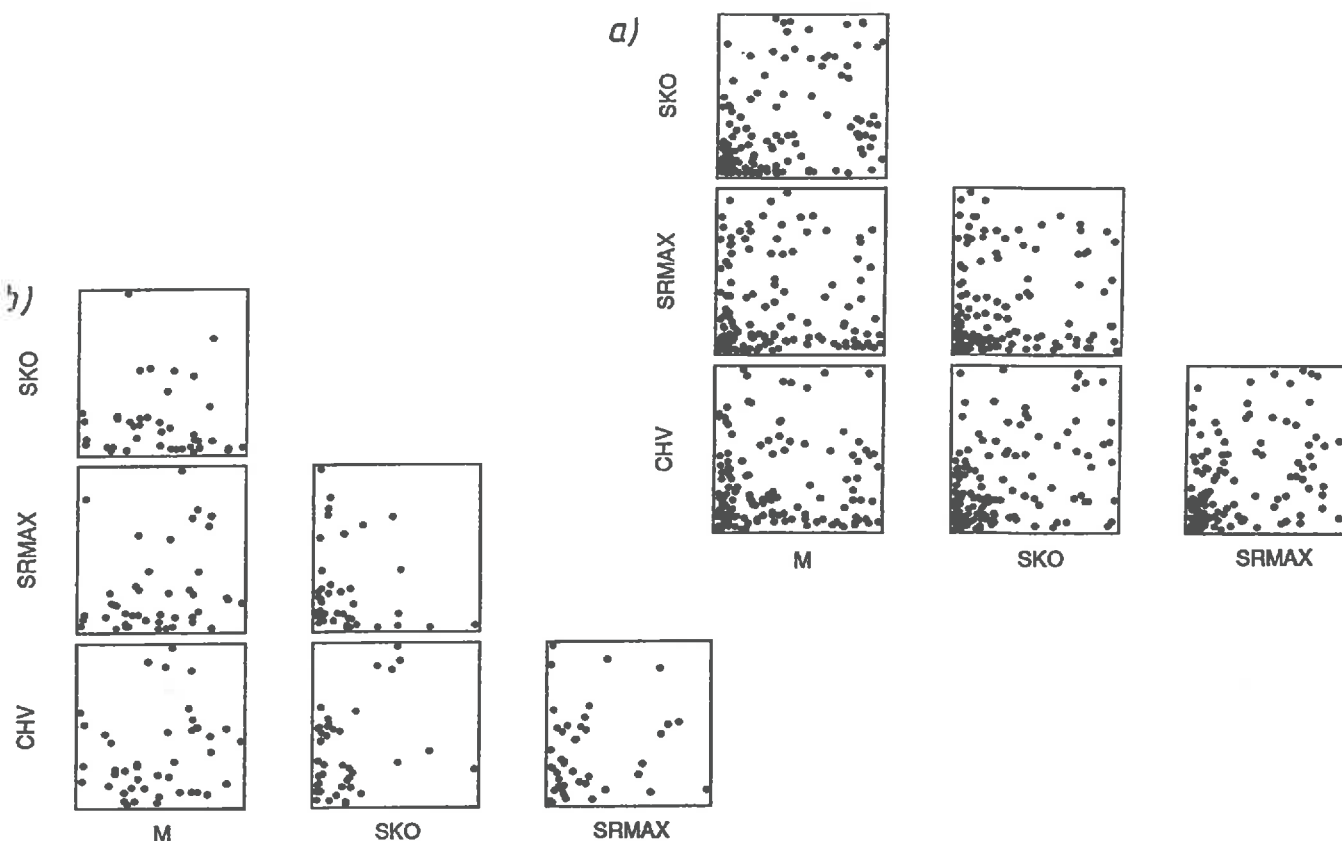
| | M (m) | SK0 (m/h) | SRMAX (m) | CHV (m/h) | EFF. (%) | lame d'eau écoulée simulée (mm) |
|------------------------------|----------|--------------|--------------|--------------|-------------|------------------------------------|
| toute données | | | | | | |
| moyenne | 0,30988 | 1299,9 | 0,25236 | 1315,48 | 28,18 | 123,05 |
| variance | 0,09535 | 199265,0 | 0,07437 | 158438,0 | 1405,82 | 3,83 |
| écart-type | 0,30879 | 1411,6 | 0,27271 | 1258,7 | 37,49 | 61,93 |
| EFF > 30 % | | | | | | |
| moyenne | 0,06294 | 717,5 | 0,21417 | 1189,2 | 64,37 | 179,19 |
| variance | 0,00221 | 68067,5 | 0,00624 | 110122,2 | 198,31 | 1,26 |
| écart-type | 0,04701 | 825,0 | 0,24979 | 1049,4 | 14,08 | 35,56 |
| EFF > 50% | | | | | | |
| moyenne | 0,05019 | 741,4 | 0,20198 | 1163,3 | 69,38 | 187,77 |
| variance | 0,00059 | 73796,1 | 0,05335 | 94911,4 | 73,75 | 0,71 |
| écart-type | 0,02433 | 589,0 | 0,23099 | 974,2 | 8,59 | 26,62 |
| <u>écart-type</u> moyenne | 0,485 | 0,795 | 1,143 | 0,837 | 0,124 | 0,142 |

La diminution des valeurs des écarts-types lorsque l'on restreint la population en fonction d'une efficacité croissante montre l'existence d'une structure des paramètres de fonctionnement du modèle. Elle tend à mettre en évidence l'existence d'un domaine fermé de valeurs de paramètres associé à des fortes valeurs d'efficacité. La comparaison des écarts-types rapportés à la moyenne pour les jeux de paramètres associés à des efficacités supérieures à 50% montre une plus grande robustesse du paramètre M, une variation similaire des paramètres SK0 et CHV et une forte sensibilité du paramètre SRMAX.

L'efficacité des simulations étant définie par la comparaison des courbes de débits simulés et observés, il existe une relation entre la valeur des débits simulés et l'efficacité. Cette dernière augmente régulièrement avec l'augmentation des débits simulés jusqu'à un palier correspondant à environ 85% du débit réel. Pour des débits supérieurs l'efficacité diminue brutalement. Dans ces cas, la valeur de VAR augmente plus vite que SSE ne diminue, il y a de fait sur estimation des débits en périodes de crues.

La figure IV-2 présente les relations entre les paramètres pris deux à deux (les paramètres sont normés entre 0 et 1). La figure IV-2a permet de vérifier que les jeux de paramètres sont bien aléatoires, il n'y a pas de relations entre eux. Sur la figure IV-2b, seuls les jeux de paramètres présentant une valeur de EFF supérieure à 50% sont représentés. Il ne semble pas y avoir de relation entre les paramètres pris deux à deux. Les paramètres sont statistiquement indépendants.

Fig IV-2 : Relation entre les paramètres pris deux à deux. a) tous les jeux de paramètres b) jeux de paramètres pour lesquels EFF est supérieure à 50%.



La figure IV-3 montre les relations entre le résultat de la fonction EFF et les paramètres. Elle permet d'affiner les résultats obtenus par l'analyse des écarts-types des paramètres. Les valeurs des écarts-types rapportés à la valeur moyenne ont montré que le paramètre le plus robuste est le paramètre M, la variabilité des débits simulés est également faible. Le paramètre SRMAX est le plus instable. Lorsque l'on s'intéresse à l'ensemble des jeux de paramètres, on constate que seul le paramètre M présente une corrélation évidente avec la fonction EFF. Les valeurs de M associées à des valeurs de EFF élevées sont bien circonscrites. De même les débits simulés sont bien corrélés aux efficacités. Néanmoins, lorsque l'on s'intéresse uniquement aux séries ayant une valeur de EFF > 50%, l'amplitude de variation des autres paramètres se restreint.

Cela laisse supposer qu'une valeur similaire de EFF peut être obtenue avec des valeurs de SKO, SRMAX et CHV différentes. Le paramètre M a un poids important dans le résultat de la fonction d'efficacité.

On vérifie ceci lorsque l'on reporte sur une carte les valeurs de EFF pour chaque couple de paramètres. Chaque couple de paramètres nous permet de définir un espace à 3 dimensions (2 paramètres et une valeur de EFF). La figure IV-4 présente la carte en courbe d'isovaleurs des valeurs de EFF interpolées à partir des résultats de 150 jeux de paramètres semi aléatoires. Nous avons reporté uniquement la courbe à 70% qui définit les meilleurs jeux de paramètres. Ces cartes ne semblent pas présenter de structure car la valeur de EFF peut être fortement influencée par un des paramètres non représenté. Néanmoins elle permet de définir la localisation des maxima locaux de la fonction EFF.

Fig IV-3 : Relation entre la valeur des paramètres et la fonction EFF ; données à pas horaire.

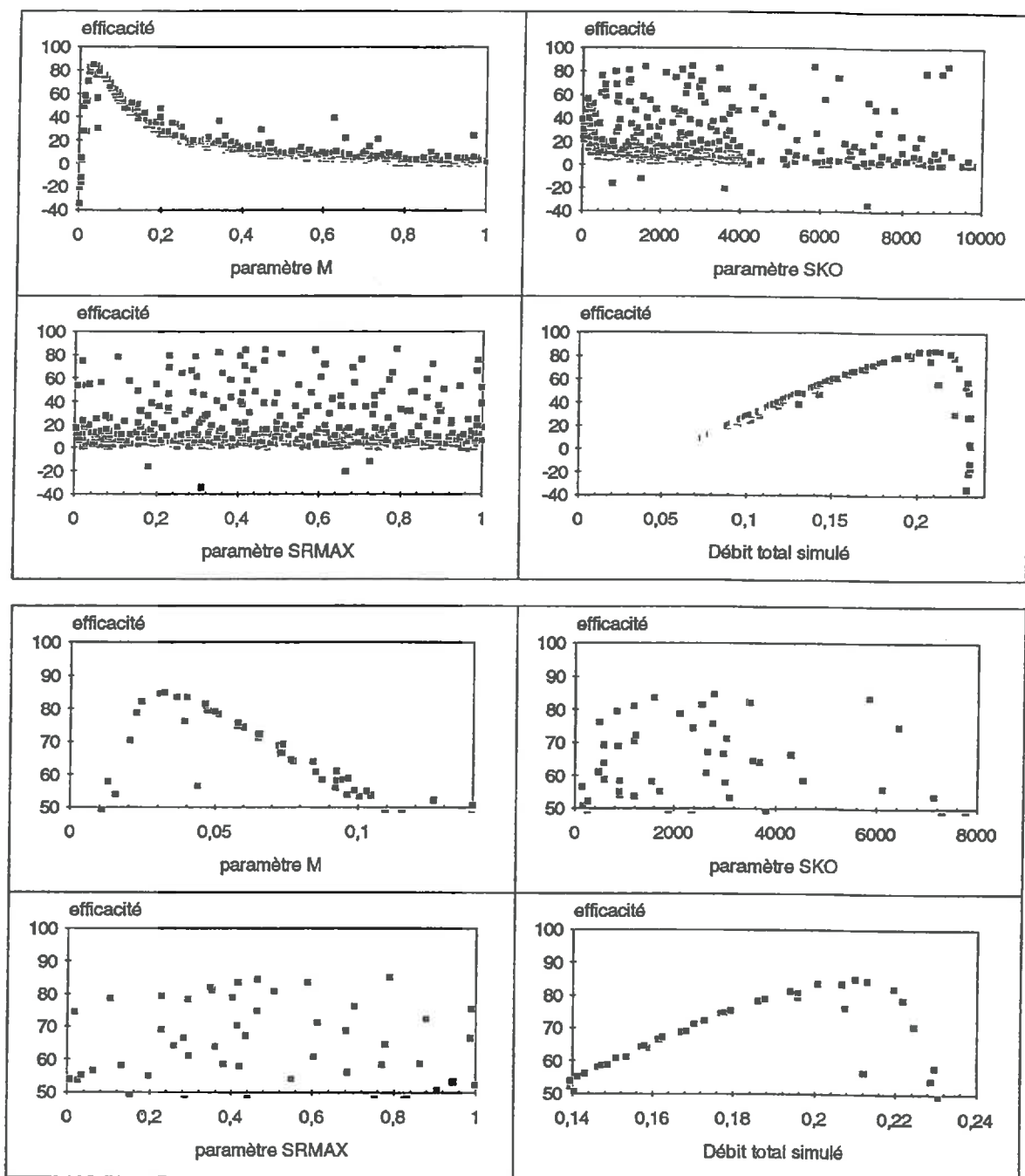
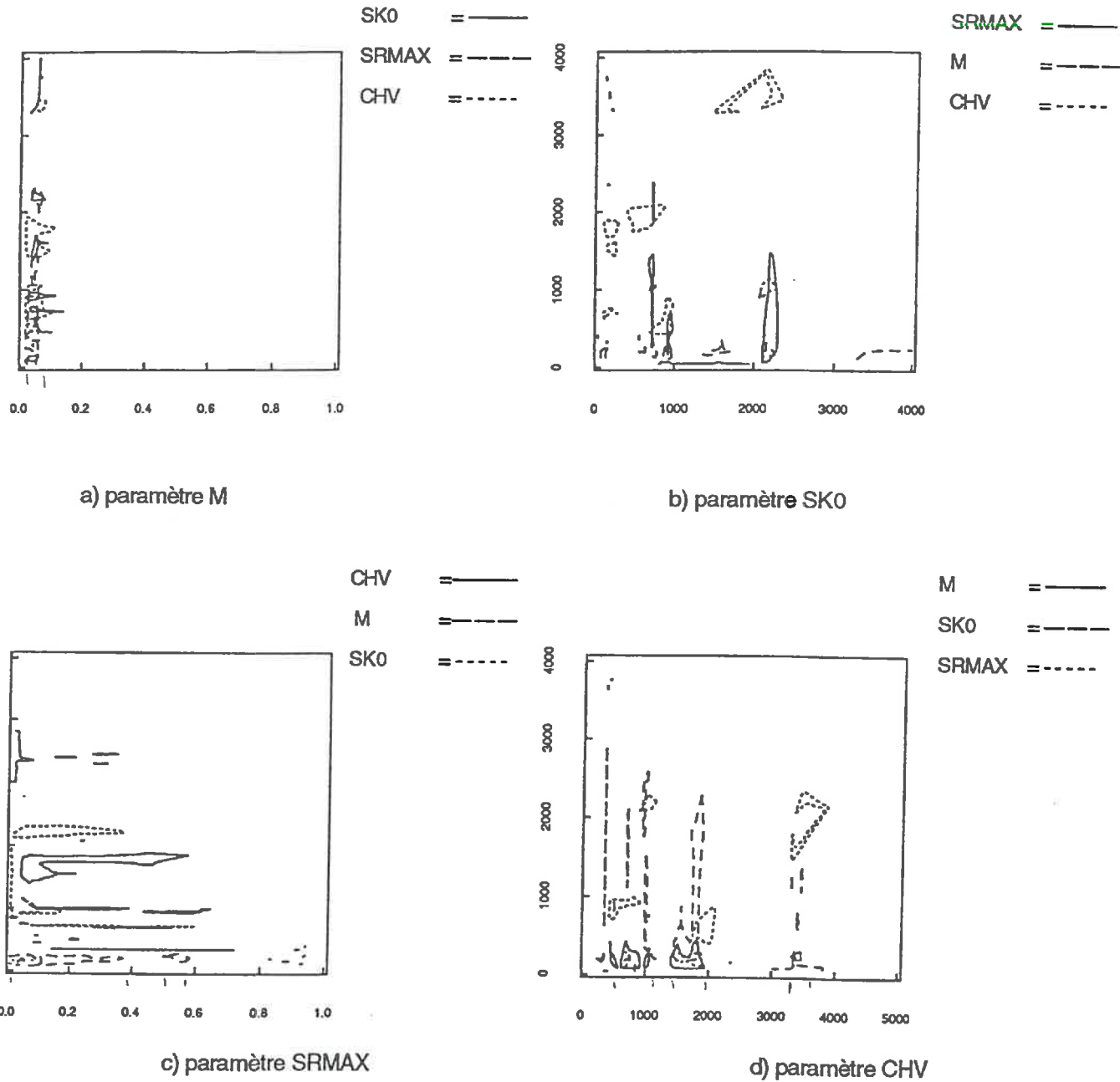


Fig IV-4 : Carte des valeurs des paramètres pour les jeux de paramètres ayant une valeur de EFF supérieure à 70% ; données à pas horaire.

Les valeurs M et SRMAX sont multipliées par 4000 pour être comparables à SK0 et CHV.



IV-3-1-2 Les données journalières

La même démarche que celle appliquée pour un pas de calcul horaire a été répétée pour un pas de calcul journalier sur une série de 450 jeux de paramètres semi aléatoires strictement supérieurs à 0. 43 jeux nous donnent une valeur de la fonction EFF supérieure à 50 %, 86 supérieures à 30 %. Le paramètre CHV n'est pas calé mais fixé à 6500 m/h de façon à ce qu'il n'y ait pas de retard dans les débits. Le tableau IV-3 montre les résultats statistiques des valeurs de paramètres en fonction de la valeur de EFF. Les figures IV-5 et IV-6 montrent les relations entre les paramètres et pour chaque paramètre avec la fonction EFF pour les 43 jeux

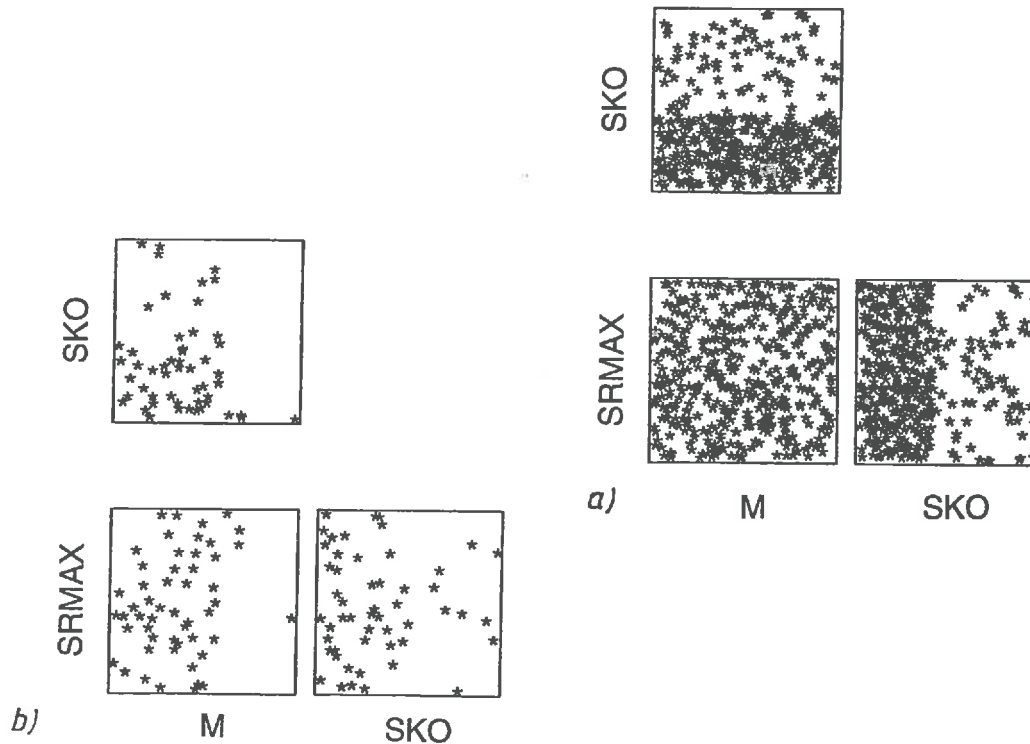
de paramètres avec un résultat supérieur à 50 % et pour la totalité des données. La période de calage est la même que celle des données horaires, la lame d'eau écoulée sur la période est égale à 0,2744 m.

La valeur de l'écart-type rapporté à la moyenne pour les jeux de paramètres associés à des efficacités supérieures à 50% est similaire à celle obtenue à un pas de temps horaire pour le paramètre M, et légèrement supérieure pour le paramètre SK0. Par contre le paramètre SRMAX semble plus stable.

Tab IV-3 : Moyenne, écart-type et variance des paramètres regroupés suivant la valeur de EFF ; données à pas journalier. (valeur de SK0 convertie en m/h)

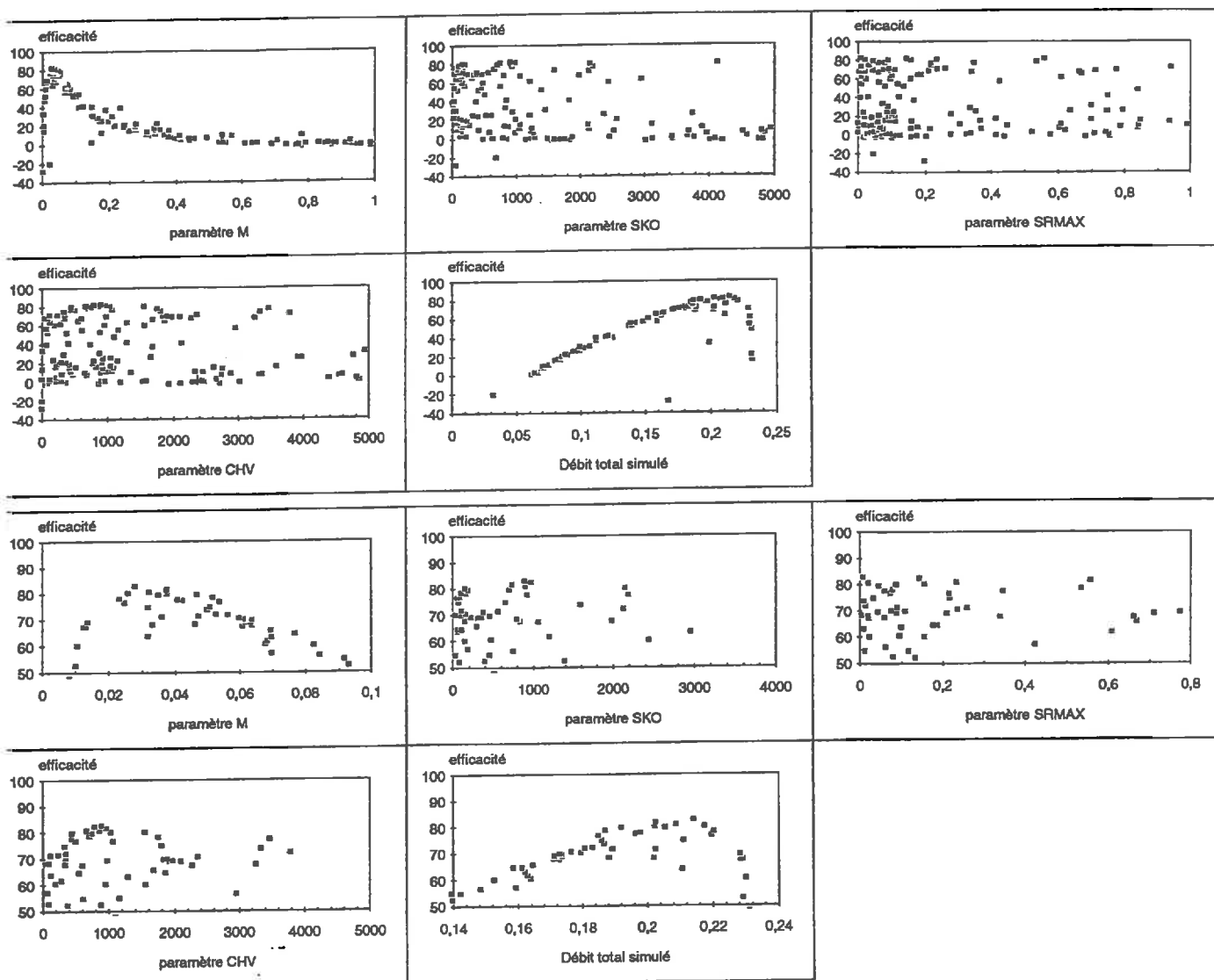
| | M (m) | SK0 (m/h) | SRMAX (m) | EFF (%) | lame d'eau écoulée simulée (mm) |
|-----------------------|----------|--------------|--------------|------------|------------------------------------|
| toute données | | | | | |
| moyenne | 0,485515 | 122,6 | 0,49686 | 17,32 | 92,64 |
| variance | 0,080324 | 8912,4 | 0,08370 | 403,54 | 1,50 |
| écart-type | 0,283415 | 94,4 | 0,28931 | 20,08 | 38,69 |
| EFF > 30 % | | | | | |
| moyenne | 0,116189 | 104,8 | 0,50973 | 53,23 | 148,86 |
| variance | 0,006774 | 8335,6 | 0,07362 | 275,24 | 1,42 |
| écart-type | 0,082306 | 91,3 | 0,27134 | 16,59 | 37,69 |
| EFF > 50% | | | | | |
| moyenne | 0,06703 | 115,5 | 0,47561 | 67,28 | 174,91 |
| variance | 0,00092 | 10354,4 | 0,08726 | 116,62 | 0,86 |
| écart-type | 0,03029 | 101,8 | 0,29539 | 10,80 | 29,34 |
| écart-type moyenne | 0,452 | 0,881 | 0,621 | 0,1605 | 0,168 |

Fig IV-5 : Relation entre les paramètres pris deux à deux ; données à pas journalier. a) tous les jeux de paramètres b) jeux de paramètres pour lesquels EFF est supérieure à 50%.



L'utilisation de données journalières de pluie et de débit diminue la qualité de la modélisation. Les écarts-types de chaque paramètre dans la gamme des efficacités supérieures à 50% sont plus importants que pour les données à pas horaire notamment pour le paramètre SK0. On constate également que la relation entre l'efficacité EFF pour les fortes valeurs et les débits simulés est beaucoup moins nette pour les données à pas journalier que pour les données à pas horaire.

Fig IV-6 : Relation entre la valeur des paramètres et la fonction objectif EFF ; données à pas journalier.



IV-3-2 Les paramètres : leur signification physique

Les équations du modèle hydrologique étant basées sur des lois physiques, les paramètres de fonctionnement sont supposés avoir une signification physique et devraient en théorie pouvoir être mesurés ou calculés. Nous allons tenter d'établir une correspondance entre les valeurs optimisées et celles obtenues par la connaissance des propriétés physico-hydriques des sols du bassin versant.

IV-3-2-1 Le paramètre M

La valeur du paramètre M qui décrit la décroissance exponentielle de la conductivité hydraulique avec la profondeur peut être déduite des courbes de récession des hydrogrammes de crues, lorsque seule la vidange de la nappe intervient (précipitation nulle et évapotranspiration limitée). Sous un climat océanique tempéré, on peut en condition hivernale négliger les effets de l'évapotranspiration (environ 0,4 mm/jour pour les mois de décembre, janvier et février).

Rappelons que nous avons posé que le déficit moyen de saturation \bar{S} à un temps t est fonction du déficit de saturation au temps t-1, de la recharge de la nappe et du débit de base. Il s'écrit :

$$\bar{S}(t) = \bar{S}(t-1) + Q_b(t-1) - Q_v(t-1) \quad (a)$$

avec \bar{S} = déficit moyen de saturation

Q_b = écoulement de subsurface

Q_v = recharge par la zone non saturée

si l'on suppose que la recharge de la nappe est faible dans le cas d'une courbe de récession on a alors $Q_v(t-1) \ll Q_b(t-1)$, on peut donc réécrire l'équation (a) sous la forme:

$$\Delta \bar{S} = \bar{S}(t) - \bar{S}(t-1) = Q_b(t-1) = Q(t) \quad (b)$$

La variation en fonction du temps du déficit moyen de saturation entre deux pas de temps peut s'écrire :

$$\frac{\Delta}{\Delta t} (\bar{S}(t)) = Q \quad \text{ou} \quad \frac{\Delta Q}{\Delta t} = Q \frac{\Delta Q}{\Delta S} \quad \text{où } Q \text{ est le débit écoulé entre deux pas de temps}$$

or on a $Q(t) = Q_0 \cdot \exp(-\bar{S}(t)/M)$

La dérivée discrète de Q(t) en fonction de \bar{S} peut alors se calculer :

$$\frac{\Delta}{\Delta S} (Q_0 e^{-\bar{S}/M}) = -\frac{1}{M} (Q_0 e^{-\bar{S}/M}) = -\frac{Q(t)}{M}$$

On a donc : $\frac{\Delta}{\Delta t} Q(t) = Q \frac{\Delta Q}{\Delta S} = Q(t) \left(-\frac{Q(t)}{M}\right)$ soit :

$$\frac{\Delta Q}{\Delta t} = -\frac{Q^2}{M} \quad \text{où} \quad -\frac{M}{Q^2} \Delta Q = \Delta t$$

En intégrant de façon discrète entre un temps t_0 , début de la récession, et un temps t on obtient :

$$\sum \frac{M}{Q^2} \Delta Q = \sum_{t_0}^t \Delta t$$

$$-\frac{M}{Q} \Big|_{Q_0}^Q = t_0 - t$$

Soit :

$$\frac{M}{Q(t)} - \frac{M}{Q(t_0)} = t - t_0 \quad M = \frac{(t - t_0)}{(1/Q(t_0) - 1/Q(t))}$$

La détermination d'une période de récession pure (ETP limitée et absence de pluie) est difficile sur une courte période. La répartition régulière des pluies tout au long de l'année ne permet pas d'obtenir de longue période sans pluies. La figure IV-7 montre pour différentes périodes de "récession" l'évolution de l'inverse des débits en fonction du temps et la figure IV-8 reporte les valeurs de M calculées sur la base de données

horaires en fonction du débit moyen sur la période de récession. Les valeurs mesurées de M apparaissent fortement dépendante de la valeur du débit moyen.

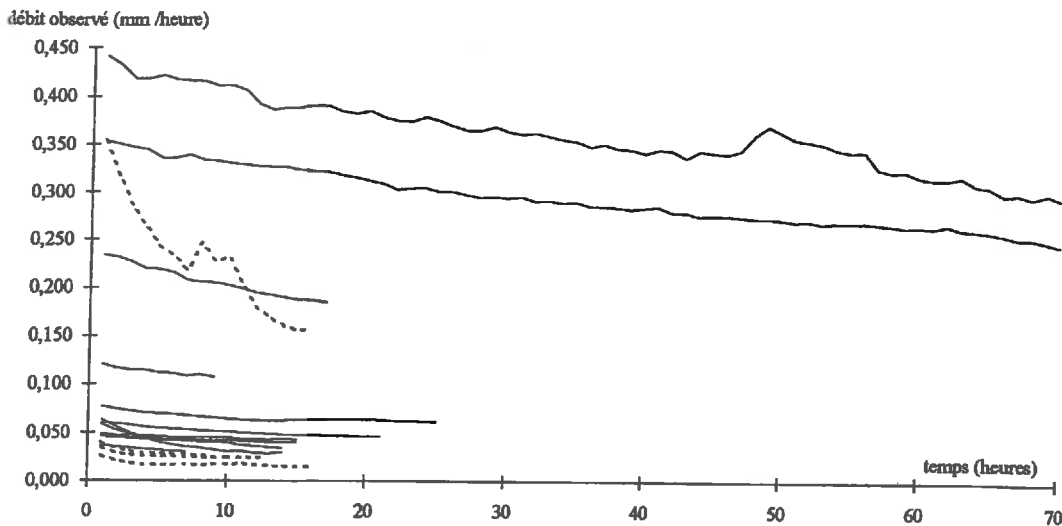


Fig IV-7 : Courbes de récession : données à pas horaire 1989-1991

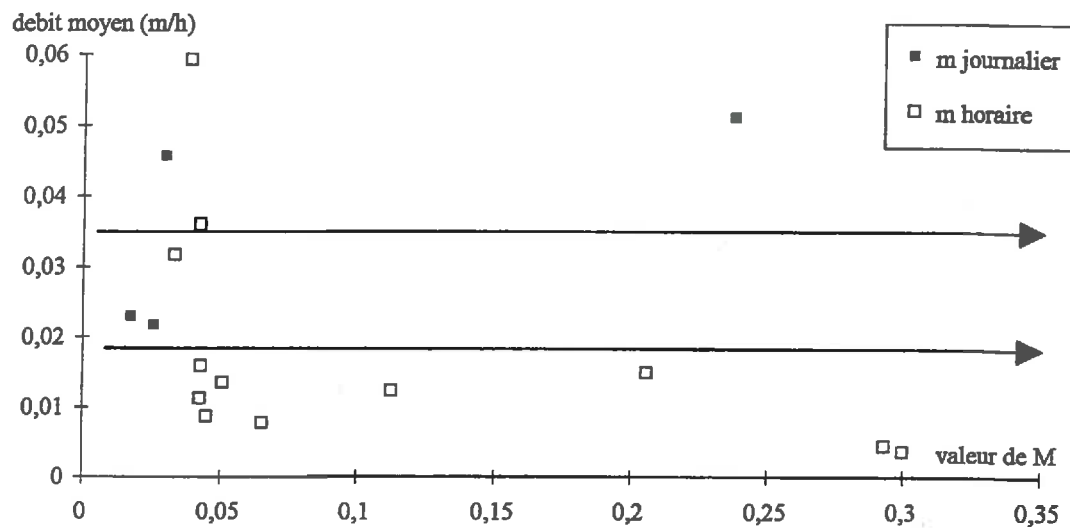


Fig IV-8 : Relation entre la valeur de M et le débit moyen

La valeur moyenne de M pour l'ensemble des points est égale à 0,0149 et l'écart-type est de 0,0250. M tend à augmenter au cours de la période humide puis à décroître. L'hypothèse d'une absence de recharge de la nappe ne se vérifie probablement pas pendant cette période. En ne prenant que les valeurs avant la prise des crues on obtient une moyenne de 0,00283 (écart-type= 0,00177).

Si on utilise des données de débits journaliers pour calculer le paramètre M, on obtient des valeurs différentes. On lisse, en effet, les variations de débits. Les valeurs de M pour une même crue doivent donc être supérieures à celles calculées avec des débits horaires si on effectue le calcul de M à un pas journalier. Sur les données de 89/91, la valeur moyenne de M est de 0,0330, l'écart-type de 0,0367. Cette valeur moyenne est deux fois supérieure à celle obtenue à partir des données horaires. Comme pour les données horaires, on remarque que la valeur de M augmente au cours de la période de reprise des crues. On se

trouve dans un cas où l'hypothèse de non recharge de la nappe ne se vérifie pas. On obtient une moyenne de 0,0205 et un écart-type de 0,0275, si on supprime les valeurs obtenues en Février et Mars 1990 ; ces valeurs restent toujours supérieures aux données horaires. Les données de 83/84 présentent le même comportement, la valeur moyenne de M est de 0,0281 mètre.

L'observation des courbes de récession montre que la variabilité de \bar{M} est importante. Ainsi, au cours de l'année, M varie entre 0,001 et 0,07 avec une valeur moyenne de 0,004 mais sur une courte période de l'ordre de quelques semaines, M peut être considéré comme constant.

IV-3-2-2 Le paramètre SK0

Ce paramètre est considéré comme la valeur de la conductivité hydraulique à saturation à la surface du sol. Il intervient de façon indirecte dans le modèle en permettant le calcul de T_0 (transmissivité effective à saturation) qui peut s'exprimer en première approximation par :

$$T_0 = SK0 \times M$$

Il contrôle le déficit de saturation \bar{S} et intervient dans le calcul de l'indice sol/topographie.

Il faut rappeler que l'une des hypothèses du TOPMODEL est l'existence d'une décroissance exponentielle de la conductivité hydraulique à saturation avec la profondeur. La valeur de SK0 utilisé par le modèle correspondant à la conductivité à la surface. De ce fait, la gamme de variation des conductivités hydrauliques à saturation mesurées au champ est de 0,00001 à 1 m/h est très inférieure à celle estimée par le modèle (741 m/h en valeur moyenne) car ces mesures prennent en compte un volume de sol au moins égal à 5 cm de hauteur.

On peut, sur la base d'une relation exponentielle, estimer la valeur de la conductivité à 0 cm. En prenant M égal à 0,015 m une valeur mesurée de SK0 égal à 0,1 m/h à une profondeur de 0,1 m correspond à une valeur de SK0 en surface de 78,6 m/h, mais si M est pris égal à 0,01 SK0 en surface devient alors égal à 2203 m/h.

En fonction de ces résultats, la valeur de SK0 déterminée par le modèle sera toujours plus élevée que celle mesurée au terrain (217 m/h pour le bassin de la Wye, Quinn et al., 1990). Le paramètre SK0 correspond plutôt à un concept de conductivité hydraulique à saturation "effective" qui résulte de l'hypothèse de la décroissance exponentielle de la conductivité avec la profondeur et n'a pas de relation physique directe avec les transferts dans le sol. Il est lié aux caractéristiques hydrologiques du bassin versant et correspond à un paramètre qui contrôle la réponse hydrologique moyenne du bassin versant notamment par l'intermédiaire du déficit de saturation (\bar{S}).

Dans la modélisation, des fortes valeurs de SK0 sont nécessaires pour permettre les écoulements en conditions saturées le long des versants. Ceci a une conséquence sur l'utilisation d'un module d'infiltration basé sur des équations déterministes. L'utilisation d'un module d'infiltration basé sur une équation de Green-Ampt, comme cela a été fait dans les premières versions du TOPMODEL, conduisait à des conductivités incohérentes.

IV-3-2-3 Le paramètre SRMAX

Il traduit la hauteur maximale de stockage d'eau mobilisable dans le réservoir supérieur du modèle auquel s'ajoute l'interception par le couvert végétal. Ce réservoir peut être comparée à l'horizon Ap et la valeur de SRMAX assimilée à la réserve utile des horizons Ap calculée à partir de la différence de teneur en

eau entre pF 0,4 et pF 4,2. En supposant la hauteur du réservoir égale à 30 cm, on obtient les hauteurs d'eau moyennes et les écarts types présentés dans le tableau suivant.

Tab IV-4 : Moyenne et écart-type des hauteurs de d'eau maximale dans les horizons de surfaces.

| | moyenne (mètre) | écart-type | $\frac{\text{écart-type}}{\text{moyenne}}$ |
|----------------|-----------------|----------------------|--|
| Ap sain | 0,1707 | $4,4 \cdot 10^{-2}$ | 0,258 |
| Ap hydromorphe | 0,1378 | $4,54 \cdot 10^{-2}$ | 0,329 |
| Tourbe | 0,2721 | $8,2910^{-2}$ | 0,305 |

Il y a peu de différence entre les Ap sains et les Ap hydromorphes, la tourbe a une hauteur d'eau maximale une fois et demi plus importante que les Ap. L'utilisation d'une valeur moyenne pour l'ensemble du bassin versant ne doit pas entraîner d'erreur importante lors de la modélisation si on considère l'épaisseur du réservoir supérieur comme constante sur l'ensemble du bassin.

La valeur de SRMAX optimisée est généralement supérieure à la valeur réelle du stock maximum d'eau disponible dans les Ap, SRMAX correspondant à la hauteur des Ap plus la hauteur d'interception. L'interception par le couvert végétal peut être évaluée d'après Linsley et al. (1982) et Lull (1964) respectivement entre 0 - 5 mm et entre 0,5 - 2,5 mm au cours d'un événement pluvieux. Il faut donc ajouter à la valeur calculée de la hauteur d'eau la valeur d'interception pour avoir la valeur de SRMAX. On obtient alors une valeur pour les Ap sains égale à 0,175 mètre et pour les Ap hydromorphes 0,142 mètre. Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles obtenues à partir des jeux de paramètres aléatoires.

IV-3-2-4 Le paramètre CHV

Le paramètre CHV décrit le retard des écoulements à surface libre sur le bassin versant, il correspond à la vitesse de déplacement dans le réseau de drainage. Le retard calculé est fonction de la valeur choisie pour le découpage du bassin en bandes d'équidistance à l'exutoire. Il est appliqué à la fin des calculs pour chaque valeur d'indice pour définir le retard entre l'arrivée de l'eau à l'exutoire d'une bande à l'autre. Le paramètre CHV s'exprime en mètre / unité de pas de temps.

$$\text{retard} = T_i + \frac{D_1 - D_2}{\text{CHV}}$$

avec T_i = temps,

D_1 = la distance de la bande considérée par rapport à l'exutoire principal,

D_2 = la position de l'exutoire considéré par rapport à l'exutoire principal.

Dans le cas où il n'existe qu'un seul exutoire on a :

$$\text{retard} = T_i + (\text{distance de la bande par rapport à l'exutoire})/\text{CHV}$$

Le paramètre CHV traduit également le décalage entre le centre de gravité d'une pluie et le pic de crue correspondant.

En considérant le débit moyen du ruisseau à l'exutoire, on peut estimer la valeur du paramètre si on connaît la section du ruisseau. Le débit moyen est de 0,0996 m³/s en 89/90, 0,08425 m³/s en 90/91. Le lit mineur du ruisseau est toujours inférieur à 30 cm par 80 cm. La vitesse d'écoulement moyenne dans le

IV-3-3-1 Calage des quatre paramètres M - SK0 - SRMAX et CHV*1) Méthodologie*

L'analyse de sensibilité des valeurs expérimentales des paramètres a permis de déterminer leurs valeurs limites. Dans le cas de paramètres ayant une signification physique nous avons privilégié les résultats expérimentaux. Le tableau IV-5 donne les valeurs des limites utilisées pour le calage.

Tab IV-5 : Borne de variation des paramètres du modèle (données à pas horaire)

| | M (m) | SK0 (m/h) | SRMAX (m) | CHV (m) |
|-----|-------|-----------|-----------|---------|
| min | 0,001 | 10 | 0,01 | 10 |
| max | 0,08 | 1400 | 0,35 | 7000 |

Hornberger et al. (1985) ont montré qu'en utilisant la même amplitude de variations des paramètres à optimiser, il était possible en utilisant des valeurs initiales différentes d'obtenir plusieurs minima de la fonction objectif. Pour déterminer le meilleur jeu de paramètres, nous avons utilisé à la fois le résultat cette fonction, l'extension des zones contributives résultantes de la modélisation et les erreurs d'estimation sur les débits de base et sur les pics de crues.

Nous ne disposons pas de mesures de terrain pour caler l'extension des zones saturées au cours de la période de calage. Pour évaluer l'ordre de grandeur de l'extension des zones saturées, nous pouvons utiliser deux hypothèses :

- 1) l'extension des zones saturées atteindra son maximum durant la période de calage (février - mars) puisque celle-ci correspond à la période la plus humide de l'année;
- 2) l'extension des zones saturées devra au moins être égale à celle mesurée en fin de période de crues de l'année 91 (fin mars/ début avril 1991).

L'extension maximale probable des zones saturées peut être déduite de la relation existant entre le degré d'hydromorphie d'un sol et sa durée relative d'engorgement. Les sols hydromorphes (classe > 3) présentent des durées relatives d'engorgement supérieures à 35%. Pour les sols moyennement hydromorphes (classe = 3) cette durée relative est comprise entre 10 et 35% (Mérot et al., 1989). On peut supposer que l'extension des zones saturées sera en moyenne égale à l'extension des zones hydromorphes de classe strictement supérieure à 3 et au plus égale à celle des zones hydromorphes de classe supérieure ou égale à 3. Pour notre bassin versant, cela correspond à une surface comprise entre 102 et 364 hectares (Cf. chapitre III).

L'extension des zones saturées a été mesurée sur le terrain le 27/03/91 et le 05/04/91 sur une partie du bassin versant correspondant à la première bande de distance à l'exutoire (points distants d'au plus 1000 mètres de l'exutoire). La cartographie des zones saturées s'est effectuée avant et après un épisode pluvieux (intensité des pluies entre les deux dates de mesure = 39,1 mm). Elle nous donne un ordre de grandeur de la variation des zones saturées à la suite d'un événement pluvieux, en fin de période hivernale c'est à dire dans des conditions où la réserve en eau du sol n'est plus à son maximum et que les ETP deviennent plus importantes ; l'extension des zones saturées avant la période de pluie doit correspondre aux zones saturées quasi permanentes (zones de marécages essentiellement). L'extension maximale de la zone saturée sur la zone cartographiée correspond à des valeurs d'indice comprises entre 11,5 et 12,5,

ruisseau est alors comprise entre 0 et la valeur du débit moyen rapporté à la section maximale, c'est à dire entre 0 et 1500 m/h. En période de basses eaux, elle est comprise entre 0 et 300 m/h et en période de crues elle peut monter jusqu'à 7000 m/h (quelques jours par an seulement).

Remarque :

Le paramètre CHV, lorsque l'on travaille à un pas de temps journalier il n'intervient plus dans les équations du modèle puisqu'alors le retard devient supérieur à la longueur du drain le plus long / unité de temps.

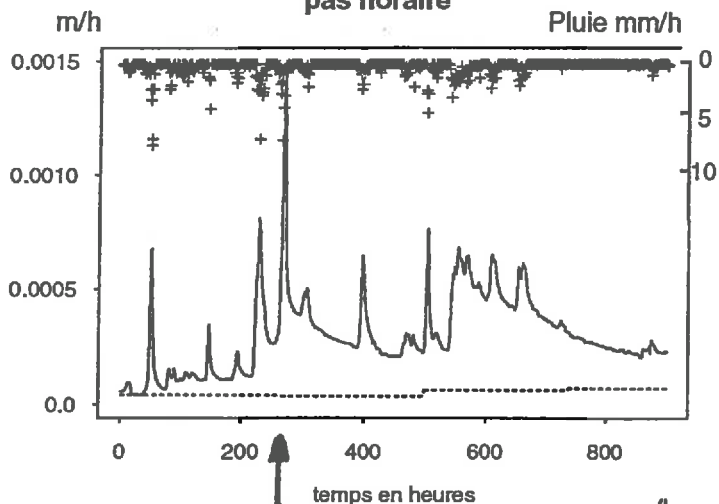
IV-3-3 Calage des paramètres sur les courbes de débit horaire

Nous avons calibré les paramètres sur la période allant du 20/01/90 20 h au 28/02/90 8 h. Durant cette période s'est produit un épisode de crues de forte intensité. Les mois de janvier et février ont été marqués par une série de tempêtes qui ont produit des pluies de forte intensité. Cette période très pluvieuse a été précédée par une sécheresse d'une ampleur exceptionnelle. Les précipitations sur la période de calage sont égales à 261,25 mm, l'ETP est égale à 44,61 mm et la lame d'eau écoulee observée à l'exutoire du bassin versant est de 274,4 mm. Le déficit d'écoulement (pluie - débit) est égale -13,15 mm le bilan hydrique (Pluie - débit - ETP) est de -57,8 mm. La figure IV-9 présente les courbes pluies/débites/ETP sur la période de calage et l'épisode de crue du 2 février 1990.

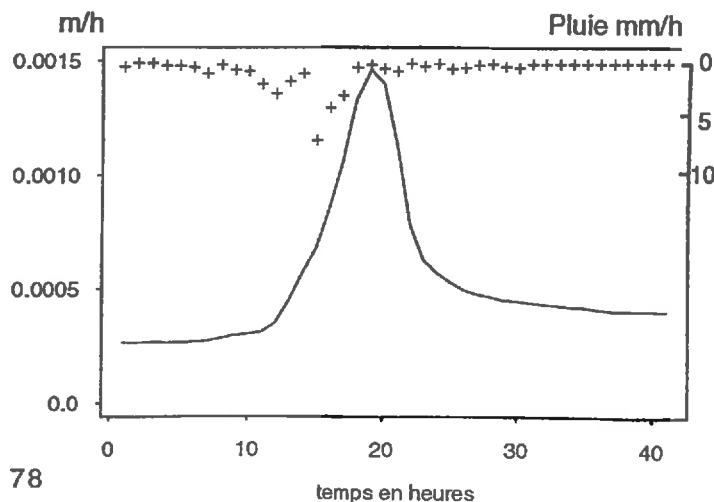
Fig IV-9 : Données hydrologiques observées du 20/01/90 au 28/02/90 : pas horaire

- : débit (exprimé en m/h)
- - - - : ETP (exprimé en m/h)
- + : précipitation (exprimé en mm/h)

Données hydrologiques du 20/01/90 au 28/02/90
pas horaire



crue du 02/02/90 : pas horaire



l'extension minimale à des valeurs d'indice comprises entre 13 et 14. Cela correspond pour l'ensemble du bassin versant à une extension comprise entre 50 à 43 hectares au 05/04/91 et 31 à 27 hectares au 27/03/91. Les surfaces définies ici sont indicatives de l'ordre de variation des zones saturées. Ces valeurs sont donc indicatives de l'extension minimale, en dehors d'un épisode pluvieux, des zones saturées sur l'ensemble du bassin versant.

En résumé le meilleur jeu de paramètre sera celui qui présente :

- une valeur de EFF élevée ;
- une extension des zones saturées dans la même gamme de variation que celle définies à partir des classes d'hydromorphie et des observations de terrain;
- des débits au moment de pic de crues et en fin de simulation comparables aux valeurs observées.

2) Résultats

Les tableaux ci-dessous montrent les résultats du calage en utilisant les bornes du tableau IV-5 et différents jeux de valeurs initiales. Sur toute la période de calage l'ETP n'est pas un facteur limitant.

Tab IV-6 : Résultats de l'optimisation : données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, 4 paramètres

| | EFF% | M | SK0 | SRMAX | CHV | somme des débits simulés (mm) | zones saturées (ha) | |
|---|-------|--------|-------|--------|------|-------------------------------|---------------------|--------|
| | | | | | | | minima | maxima |
| 1 | 84,82 | 0,0316 | 159,1 | 0,1751 | 849 | 210,86 | 49,8 | 111,2 |
| 2 | 84,48 | 0,0321 | 93,9 | 0,1793 | 765 | 210,86 | 58,5 | 148,0 |
| 3 | 84,82 | 0,0316 | 159,5 | 0,2448 | 964 | 210,85 | 49,8 | 111,2 |
| 4 | 83,76 | 0,0298 | 231,6 | 0,3095 | 1176 | 212,77 | 49,8 | 111,2 |
| 5 | 83,76 | 0,0299 | 227,9 | 0,2609 | 1223 | 212,67 | 49,8 | 111,2 |
| 6 | 84,82 | 0,0315 | 159,5 | 0,2542 | 940 | 210,97 | 49,8 | 111,2 |

Tab IV-7 : Intensité pic de crue du 2 février et débit en fin de période de calage exprimé en mm/h

| | débit observé | essai 1 | essai 2 | essai 3 | essai 4 | essai 5 | essai 6 |
|-------------|---------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| 2 février | 1,4621 | 1,0824 | 1,2446 | 1,0825 | 0,991 | 0,9972 | 1,0853 |
| fin période | 0,2307 | 0,0908 | 0,0901 | 0,0908 | 0,0877 | 0,0879 | 0,0906 |

Pour des valeurs similaires de la fonction objectif choisie (SSE), on peut obtenir différents jeux de paramètres. Ceci est dû à l'existence de minima locaux. Le cas 2 est assurément un minimum local, et probablement les cas 4 et 5. Dans tous les cas, les débits sont sous-estimés par rapport aux débits réels.

La variabilité des paramètres est faible à l'exception de SRMAX et SK0. Le paramètre SRMAX présente une variabilité forte mais le modèle semble peu sensible à ce paramètre. Pour SK0, si on élimine les fortes valeurs associées aux minima locaux on obtient une variabilité faible du paramètre.

La figure IV-10 montre les résultats graphiques des courbes de débits simulés. Les débits observés semblent sous-estimés : d'une part, il existe une dérive au cours du temps des débits de base estimés et d'autre part, les pics de crues ne sont pas toujours correctement estimés.

Fig IV-10 : Calage sur les données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, 4 paramètres, essai 6- 2

- a) courbe des débits observés, hyétogramme et ETP
- b) courbe des débits simulés, hyétogramme et ETR
- c) relation entre les débits observés et les débits simulés

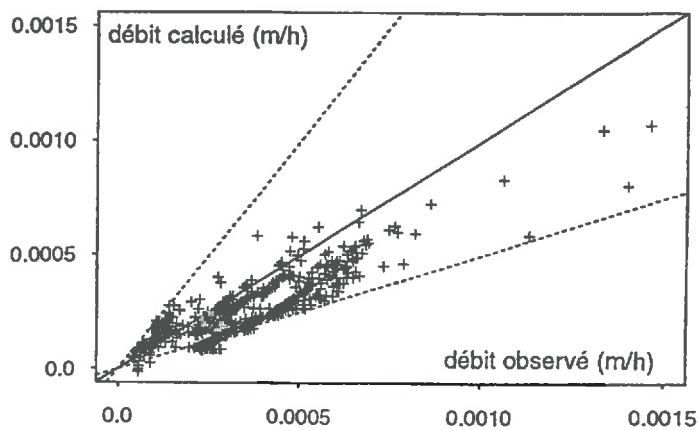
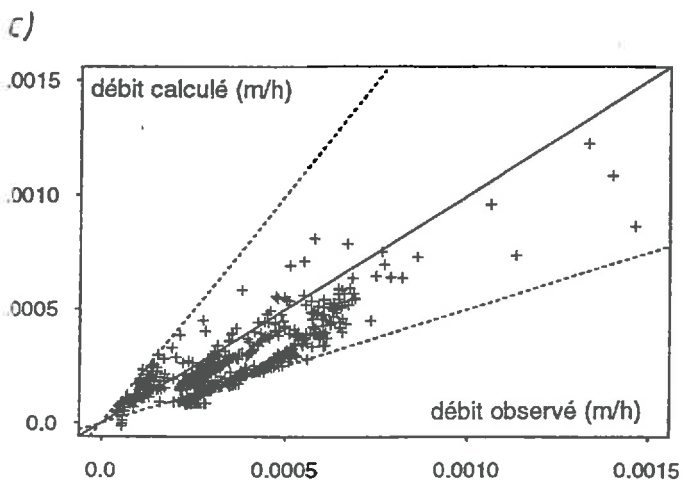
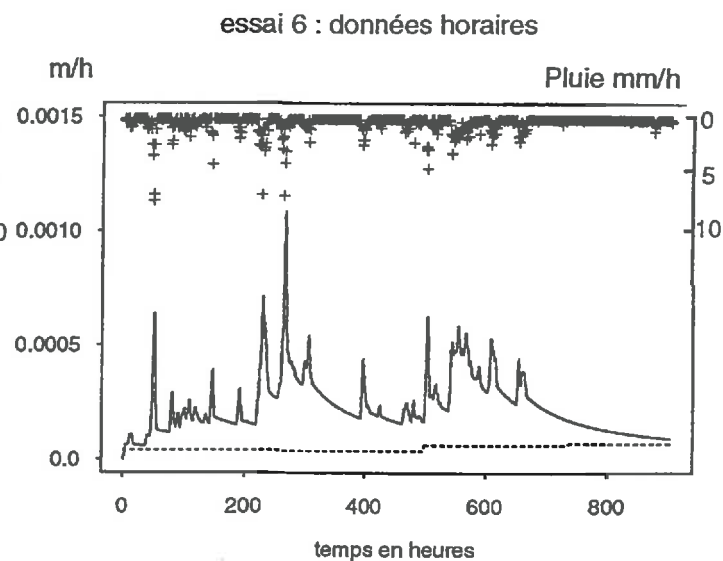
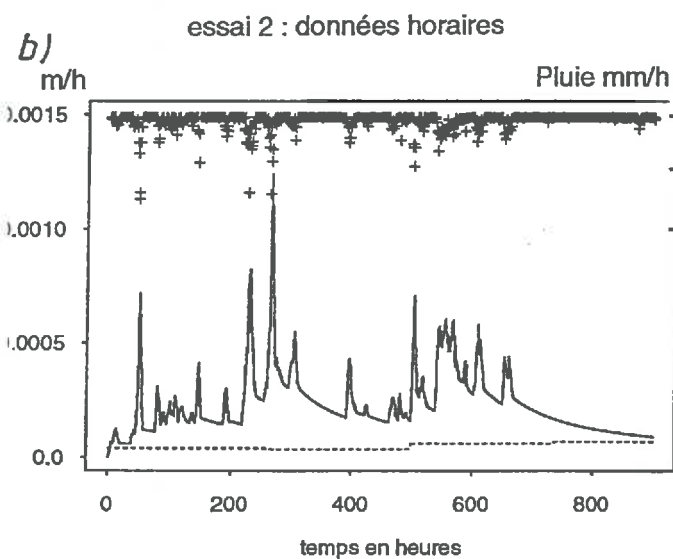
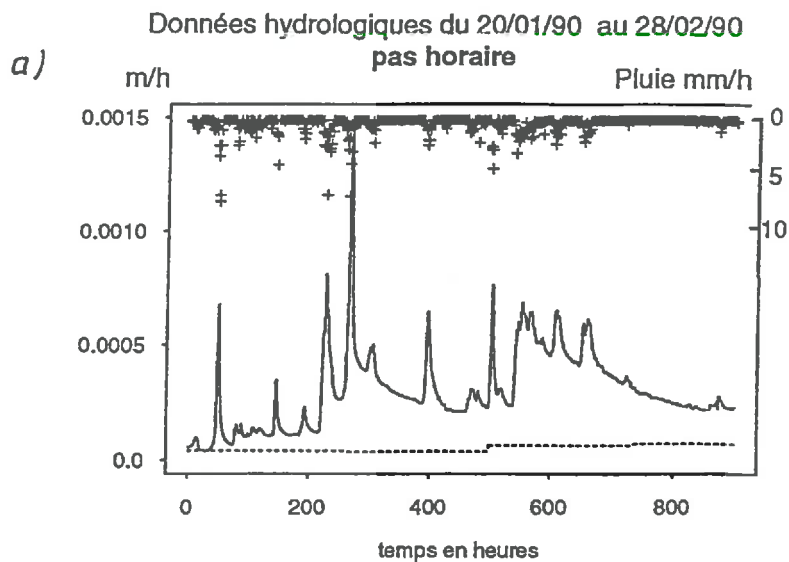
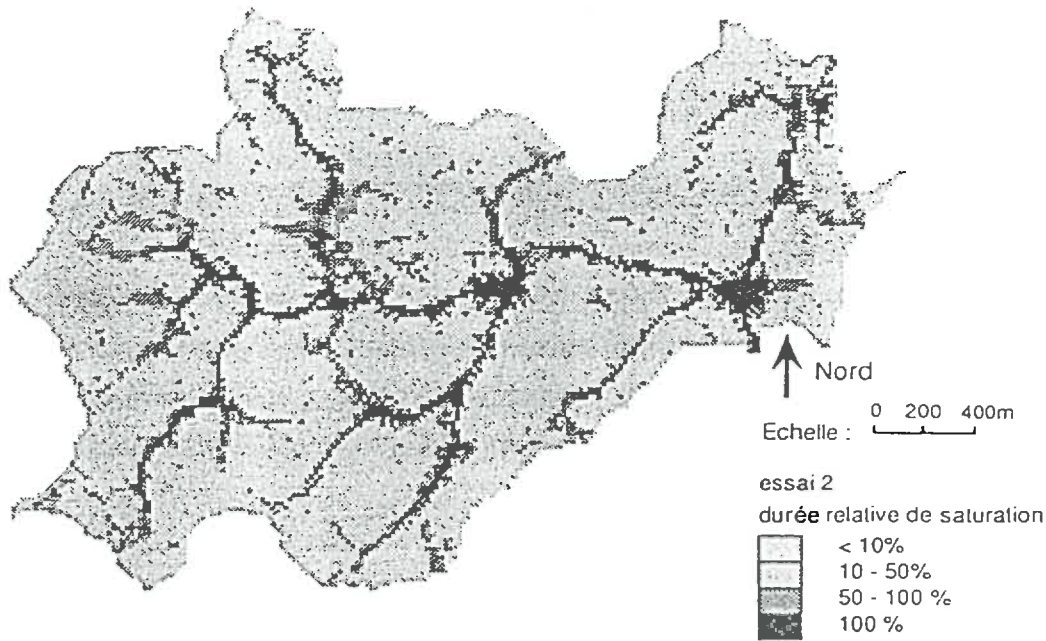


Fig IV-11 : Cartes des durées relatives de saturation : données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, calage 4 paramètres



Une sous-estimation du paramètre CHV (cas 2) entraîne un étalement et un découpage marqué des pics de crues. Lorsque, au contraire, CHV augmente (cas 4 et 5) les pics de crues deviennent plus individualisés. Lorsque le retard introduit dans les débits simulés à partir de la valeur de CHV devient supérieur à la distance entre deux bandes du bassin, il n'est alors plus pris en compte. Les débits ne sont alors plus répartis sur plusieurs pas de temps mais sommés sur un seul.

L'extension des zones saturées augmente lorsque les flux totaux ruisselés augmentent c'est à dire lorsque SK0 diminue. Leur extension augmente également avec une diminution de la valeur de SRMAX mais de façon moins sensible. Les durées relatives de saturation varient également. La figure IV-11 montre l'extension des zones saturées et leur durée relative de saturation pour les essais 2 et 6.

Pour déterminer le meilleur jeu de paramètres nous n'avons pas seulement tenu compte du résultat de la fonction EFF mais également des processus simulés. Le tableau ci-dessous donne la valeur des différentes composantes de l'écoulement et leur contribution relative au débit total.

Tab IV-8 : Contribution des écoulements au débit total et débit final (exprimé en mm/h)

| | Σ débit exutoire | | Σ flux sub-surface | | Σ ruissellement | | débit fin de simulation | |
|---|-------------------------|--------|---------------------------|--------|------------------------|--------|-------------------------|---------|
| | simulé | sim/QT | simulé | sim/QS | simulé | sim/QS | simulé | sim/obs |
| 1 | 210,86 | 76,8% | 176,29 | 83,6% | 34,29 | 16,3% | 0,0908 | 39,3% |
| 2 | 210,86 | 76,8% | 167,69 | 79,5% | 42,51 | 20,2% | 0,0901 | 39,0% |
| 3 | 210,85 | 76,8% | 176,32 | 83,6% | 34,25 | 16,2% | 0,0908 | 39,3% |
| 4 | 212,77 | 77,5% | 181,88 | 85,5% | 30,64 | 14,4% | 0,0877 | 38,0% |
| 5 | 212,67 | 77,5% | 181,66 | 85,4% | 30,80 | 14,5% | 0,0879 | 38,1% |
| 6 | 210,97 | 76,9% | 176,38 | 83,6% | 34,33 | 16,3% | 0,0906 | 39,3% |

sim = débit simulé, obs = débit observé, QT = débit total observé à l'exutoire, QS = débit total simulé à l'exutoire

La contribution du ruissellement calculée semble sous-estimée. Geng pour la période de janvier à février 1984 a estimé la part du ruissellement direct à 18,4%. Or, les mois de janvier et février 1990 ont été précédés par une sécheresse d'une ampleur exceptionnelle et se sont caractérisés par des pluies de fortes intensités. Le ruissellement correspondant pour cette période devrait normalement être supérieur à celui observé pendant une année normale (1984).

Les erreurs d'estimation des pics de crues et la dérive du débit de base sont importantes. Deux phénomènes peuvent expliquer ceci :

- la fonction objectif n'est pas adaptée. L'utilisation d'une fonction objectif sommant les écarts entre une courbe réelle et simulée tend à privilégier les valeurs de forts débits au détriment de débits plus faibles;
- le paramètre SK0 qui contrôle à la fois l'intensité des pics de crues et la valeur du débit de base par l'intermédiaire du déficit de saturation ne peut pas être considéré comme constant.

Pour contrôler les erreurs induites par le choix de la fonction objectif, nous avons effectué une nouvelle série d'optimisation avec la fonction objectif (logSSE) qui correspond à la somme des écarts quadratiques des logarithmes des débits. Cette fonction a l'avantage de modérer les effets des forts débits mais pour cette fonction seul les paramètres SRMAX et CHV sont importants (Hornberger et al., 1985). Les valeurs des paramètres optimisés (tableau IV-9) sont similaires à celles obtenues avec la fonction SSE. Remarque : le cas 8 correspond à un minimum local.

Tab IV-9 : Optimisation des paramètres avec la fonction objectif logSSE ; données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90

| | EFF% | M | SK0 | SRMAX | CHV | somme de débits simulés (mm) | zones saturées (ha) | |
|---|-------|---------|-------|---------|-----|------------------------------|---------------------|--------|
| | | | | | | | minima | maxima |
| 7 | 84,81 | 0,03151 | 162,0 | 0,28692 | 910 | 210,96 | 49,8 | 111,2 |
| 8 | 84,31 | 0,03445 | 80,6 | 0,09241 | 755 | 208,41 | 58,5 | 148,0 |
| 9 | 84,81 | 0,03189 | 158,3 | 0,13205 | 849 | 210,51 | 49,8 | 111,2 |

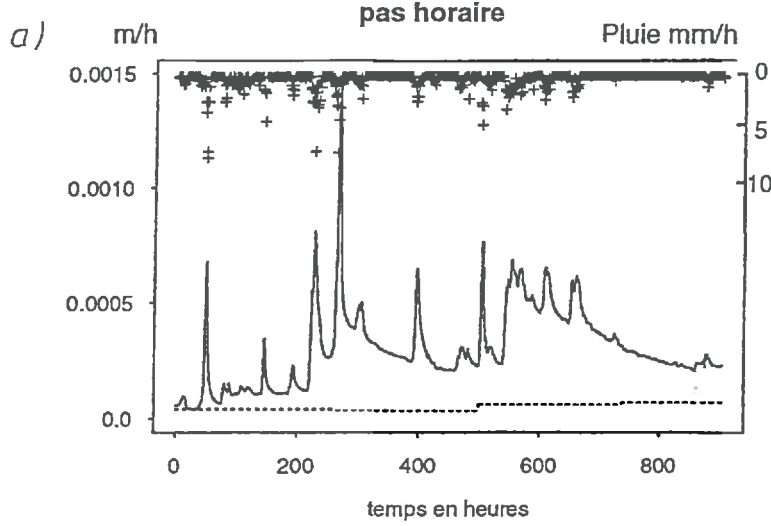
La figure IV-12 montre que la dérive des débits de base est également importante avec cette méthode d'optimisation. La pondération des forts débits liée à la méthodologie n'explique pas à elle seule la sous-estimation des pics de crues.

En tenant compte des trois critères définis pour choisir le meilleur jeu de paramètres, il apparaît que les simulations 6 et 7 présentent les meilleurs résultats. La principale différence entre les deux simulations réside dans la valeur de SRMAX qui est deux fois plus forte dans le cas 6.

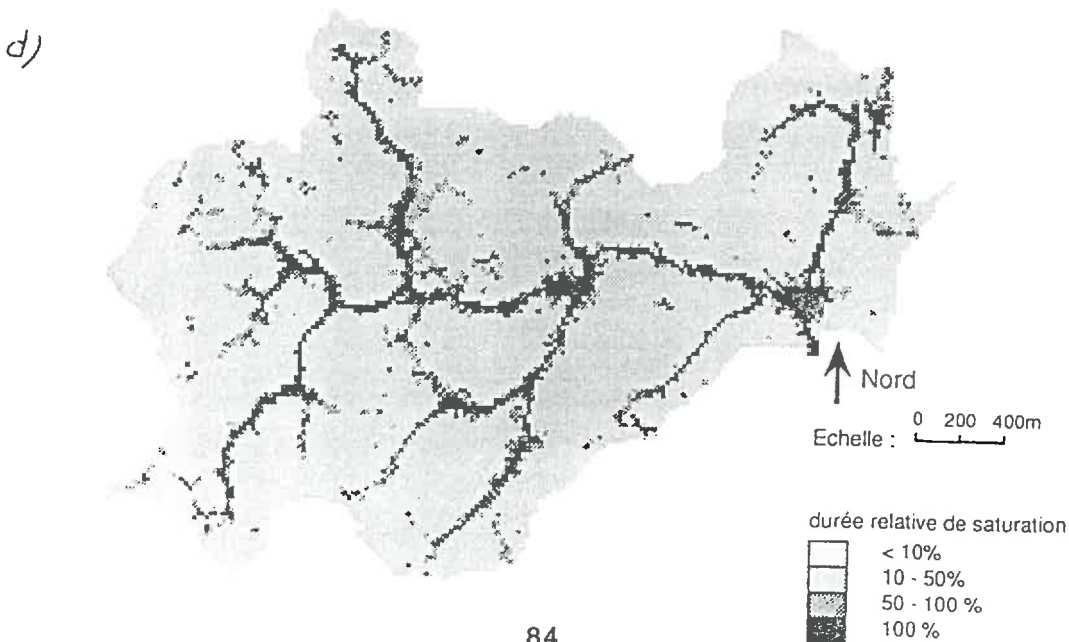
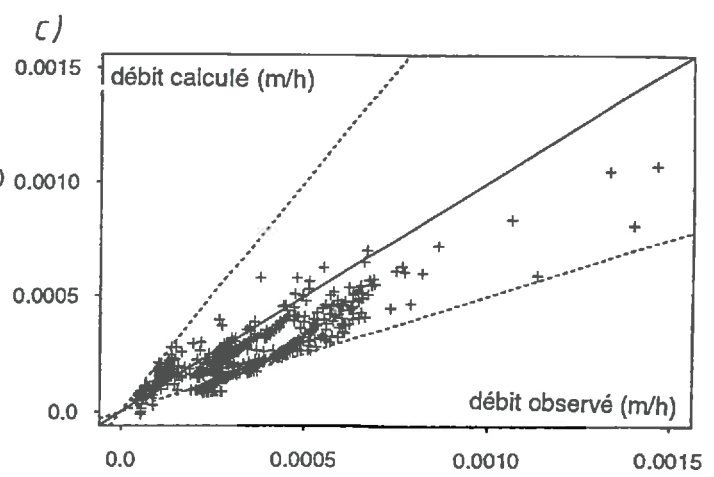
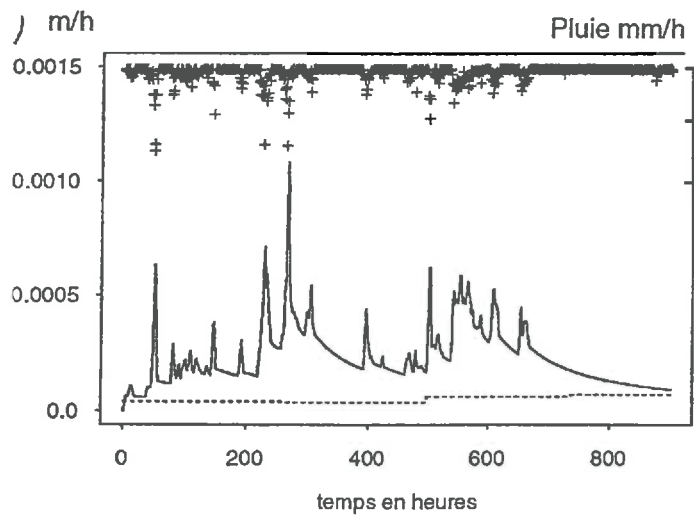
Fig IV-12 : Calage sur les données horaires, 4 paramètres avec la fonction objectif log SSE: données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, essai 7

- a) courbe des débits observés, hyétogramme et ETP
- b) courbe des débits simulés, hyétogramme et ETR
- c) relation entre les débits observés et les débits simulés
- d) extension relative des zones saturées

Données hydrologiques du 20/01/90 au 28/02/90



essai 7 : données horaires



Nous avons cherché à visualiser l'effet d'une variation du paramètre SK0 lorsque les autres paramètres sont fixes. Pour cela, nous avons utilisé le jeu de paramètres obtenu par l'essai 6 et nous avons fait varier SK0 à 50, 100 et 150. Le tableau ci-dessous montre les résultats de ces simulations.

Tab IV-9 : Résultat de la modélisation avec différentes valeurs du paramètre SK0 ; données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90.

| | EFF | M | SK0 | SRMAX | CHV | somme des débits simulés (mm) | zones saturées (ha) | |
|----|--------|--------|-------|-------|-----|-------------------------------|---------------------|--------|
| | | | | | | | minima | maxima |
| 10 | 80,98% | 0,0315 | 50,0 | 0,254 | 939 | 212,77 | 71,2 | 195,9 |
| 11 | 84,49% | 0,0315 | 100,0 | 0,254 | 939 | 211,49 | 58,5 | 148,0 |
| 12 | 84,54% | 0,0315 | 200,0 | 0,254 | 939 | 210,77 | 49,8 | 111,2 |

La figure IV-13 montre les zones saturées et leur durée de saturation relative, la figure IV-14 les débits simulés.

Fig IV-13 : Carte des durées relatives de saturation ; données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, calage 4 paramètres, essai 10 -12

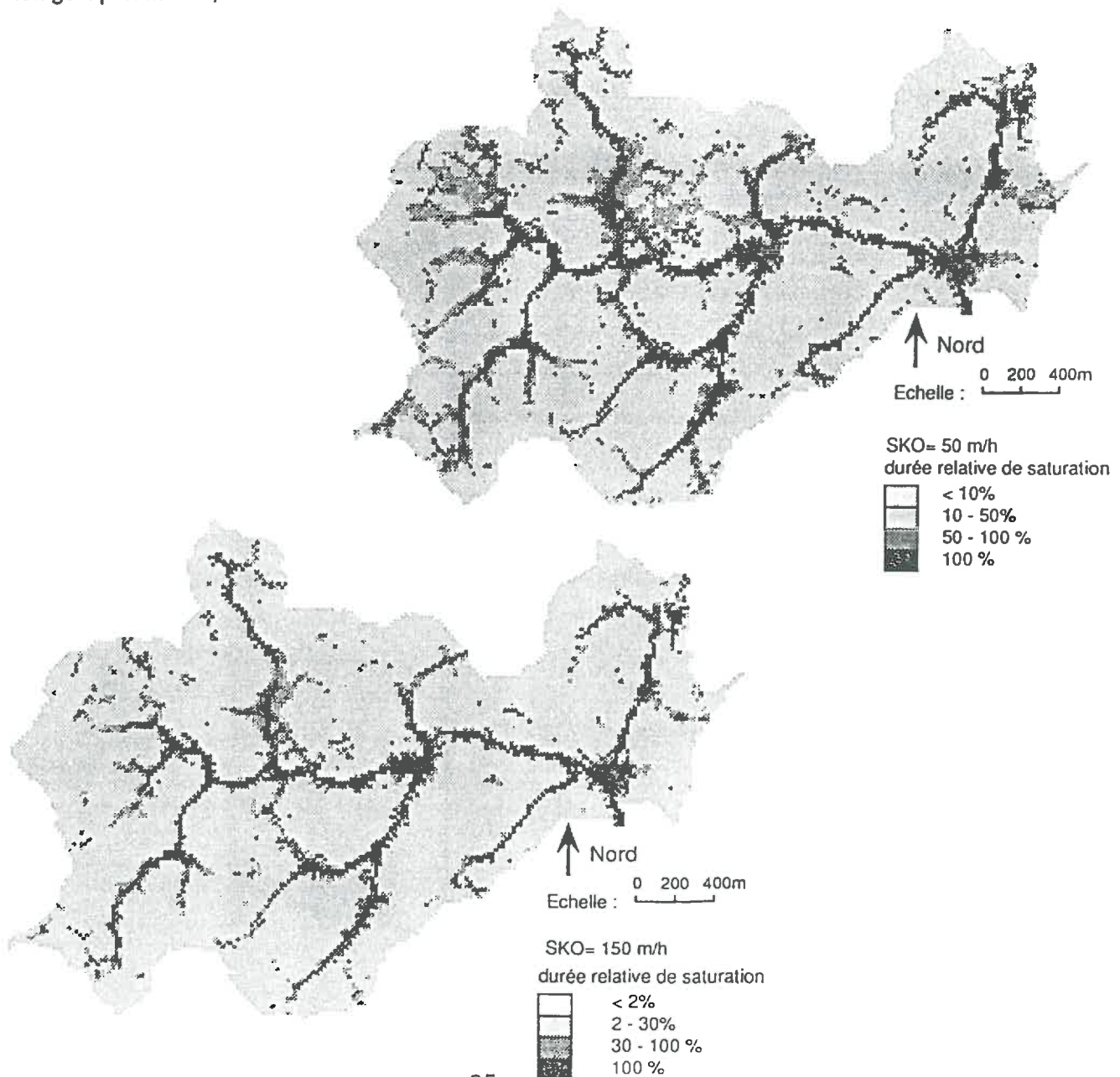
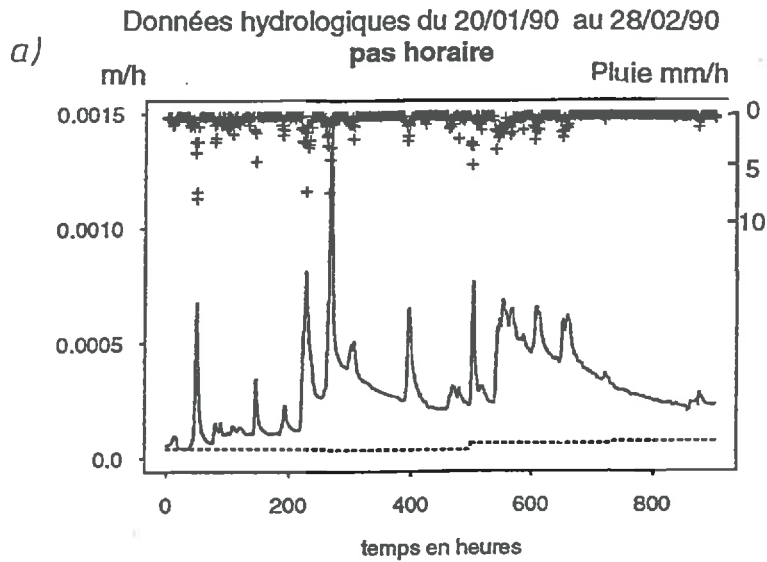


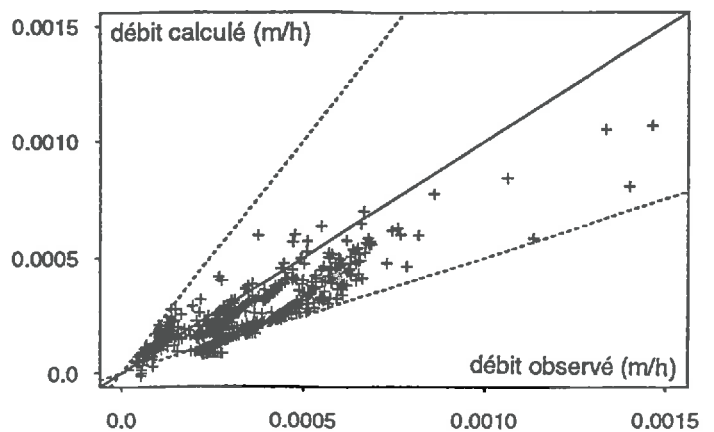
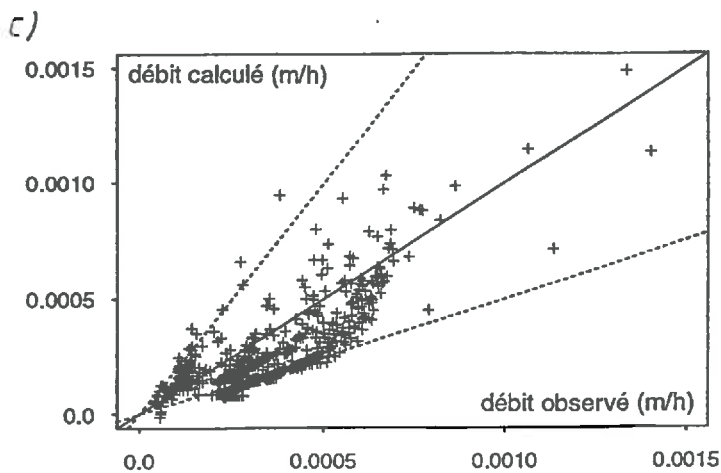
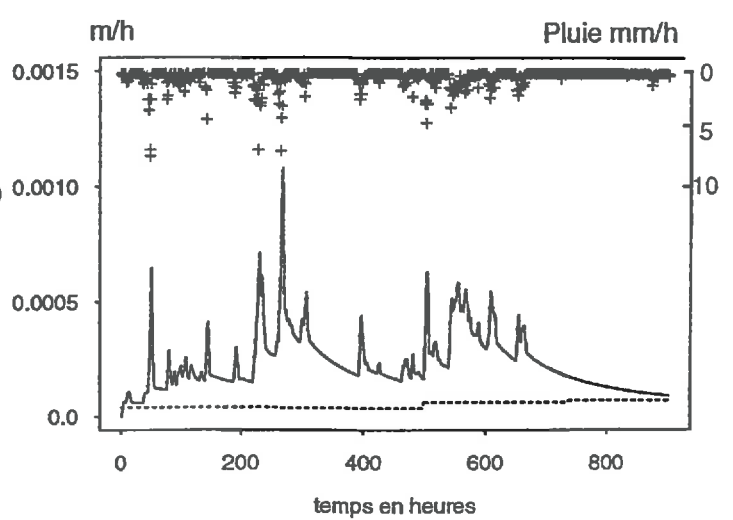
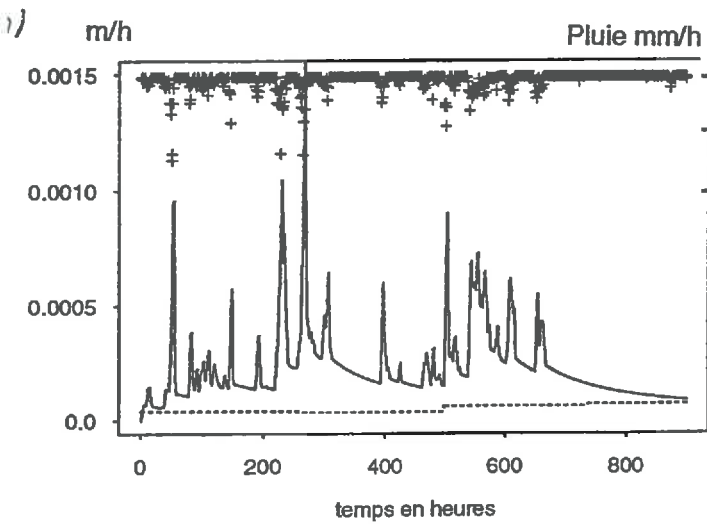
Fig IV-14 : Modélisation hydrologique avec différentes valeurs du paramètre SK0 ; données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90

- essai 10 SK0 = 50 m/h, essai 12 SK0 = 150 m/h
- a) courbe des débits observés, hyétogramme et ETP
- b) courbe des débits simulés, hyétogramme et ETR
- c) relation entre les débits observés et les débits simulés



essai 10 : SK0 = 50 m/h

essai 12 : SK0 = 150 m/h



Les pics de crues sont mieux restitués, pour une valeur plus faible de SK0, mais cela induit une sous-estimation des courbes de récession. L'extension des zones saturées augmente considérablement lorsque SK0 diminue (jusqu'à 196 hectare pour SK0 = 50). La dérive des débits de base reste importante et croît avec l'augmentation de la valeur du paramètre SK0. La contribution du ruissellement directe au débit total varie entre 27% (essai 10), 19,8% (essai 11) et 14,8% (essai 12).

SK0 est un paramètre important du contrôle de l'extension des zones saturées.

Une valeur unique de SK0 pour l'ensemble du bassin ne permet pas de simuler correctement à la fois les débits de base et les pics de crue. Nous avons donc modifié le modèle hydrologique de façon à pouvoir prendre en compte des valeurs différentes de la conductivité en fonction de la classe d'indice topographique.

IV-3-3-2 Prise en compte de la structure des versants : utilisation d'un paramètre SK0 distribué suivant les valeurs de l'indice topographique.

Pour prendre en compte la variabilité spatiale de la conductivité dans la modélisation sans introduire un nouveau découpage de l'espace, nous avons choisi d'utiliser les relations existant d'une part entre la conductivité d'un sol et le type de développement de profil et d'autre part la relation existant entre les valeurs de l'indice topographique, le type de sol et son degré d'hydromorphie (Cf. chapitre III).

1) Principes

Comme nous l'avons montré dans le chapitre IV-1, la conductivité hydraulique à saturation en surface décroît le long d'un versant lorsque l'on passe de sols sains à des sol dégradés. Les sols bruns et sols bruns peu lessivés (pas ou peu hydromorphes), localisés en haut de plateau et début de pente, présentent des conductivités hydrauliques à saturation pour les horizons de surface environ 10 fois supérieures à celles des sols de pentes et de bas-fond. Ceci résulte d'une part de propriétés physiques intrinsèques du sol différentes (texture, porosité ...) et d'autre part du travail du sol sur les versant qui induit un tassement des sols.

L'analyse des relations entre les types de sol et les classes d'indice topographique, nous permet de quantifier la valeur seuil d'indice topographique qui sépare des sols à forte conductivité hydraulique de sols à plus faible conductivité. Lorsque l'on utilise la correspondance entre classe d'hydromorphie et classe d'indice topographique, cette valeur se situe entre 7 et 9,25 (limite de la classe d'hydromorphie 3). Si on utilise le type de développement de profil, la valeur seuil se situe entre 8 et 9,75 (limite des sols lessivés).

2) Résultats

Nous avons modifié le modèle hydrologique de manière à pouvoir affecter aux classes d'indice topographique supérieur à un seuil donné (NVAL) une valeur de SK0 divisée par une valeur de correction (NCOR).

Ceci nous permet de définir deux zones :

- une zone correspondant aux faibles valeurs d'indice topographique où la valeur de SK0 ne sera pas un facteur limitant de l'infiltration;

- une zone correspondant aux fortes valeurs d'indice topographique où la valeur de la conductivité hydraulique sera un facteur limitant de l'infiltration.

Nous avons alors optimisé les 6 paramètres du modèle hydrologique en utilisant pour M, SRMAX et CHV les limites de variations du tableau IV-5 et pour SK0 nous avons arbitrairement augmenté la borne supérieure de variation à 7000. Les variations sont limitées entre 5 et 15 pour NVAL et entre 1 et 20 pour NCOR.

Tab IV-10 : Résultats de l'optimisation : données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, 6 paramètres

| | NVAL | NCOR | EFF% | M | SK0 | SRMAX | CHV | total débits simulés (mm) | zones saturées (ha) | | débit max au 2 février (mm/h) |
|----|------|------|-------|---------|--------|---------|-----|---------------------------|---------------------|---------|-------------------------------|
| | | | | | | | | | maximum | minimum | |
| 13 | 8,5 | 7,11 | 83,58 | 0,02776 | 737,1 | 0,26154 | 960 | 215,67 | 147,99 | 58,54 | 1,358 |
| 14 | 8,5 | 4,70 | 85,41 | 0,02754 | 502,6 | 0,0001 | 903 | 227,00 | 155,81 | 58,54 | 1,376 |
| 15 | 8,0 | 4,86 | 83,56 | 0,02767 | 506,8 | 0,25088 | 981 | 215,78 | 149,77 | 58,54 | 1,359 |
| 16 | 5,0 | 2,51 | 84,26 | 0,02741 | 354,7 | 0,29716 | 931 | 215,81 | 147,99 | 58,54 | 1,297 |
| 17 | 8,0 | 4,78 | 84,27 | 0,02709 | 775,9 | 0,32111 | 987 | 216,09 | 147,99 | 58,54 | 1,261 |
| 18 | 10,5 | 5,37 | 83,37 | 0,02642 | 1589,9 | 0,30095 | 981 | 216,27 | 71,20 | 42,35 | 0,883 |
| 19 | 10,5 | 5,67 | 83,16 | 0,02634 | 2369,5 | 0,19988 | 965 | 216,35 | 71,20 | 42,35 | 0,891 |
| 20 | 10,0 | 5,40 | 83,91 | 0,02707 | 1539,2 | 0,26506 | 974 | 215,65 | 87,97 | 42,35 | 0,976 |
| 21 | 10,5 | 6,12 | 83,25 | 0,02558 | 587,3 | 0,28997 | 964 | 217,15 | 73,99 | 71,20 | 0,892 |

Comme pour les résultats de l'optimisation à 4 paramètres, on obtient des jeux de paramètres différents pour des valeurs voisines de la fonction objectif. Ceci est lié à l'existence de minima locaux (cas 18 à 21). Les valeurs optimisées de M, SRMAX et CHV sont similaires à celles établies avec une seule valeur de SK0. L'extension des zones saturées simulée est importante et proche des valeurs réelles.

Tab IV-11 : Contribution des écoulements au débit total (mm) et débit final (exprimé en mm/h) ; données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, 6 paramètres

| | Σ débit exutoire | | Σ flux sub-surface | | Σ ruissellement | | débit en fin de simulation | |
|----|-------------------------|--------|---------------------------|--------|------------------------|--------|----------------------------|---------|
| | simulé | obs/QT | simulé | sim/QS | simulé | sim/QS | simulé | sim/obs |
| 13 | 215,67 | 78,9% | 170,2 | 78,9% | 45,05 | 20,9% | 0,0816 | 35,4% |
| 14 | 227,00 | 82,7% | 178,11 | 78,5% | 48,22 | 21,2% | 0,0938 | 40,7% |
| 15 | 215,78 | 78,6% | 170,32 | 78,9% | 45,04 | 20,9% | 0,0815 | 35,3% |
| 16 | 215,81 | 78,6% | 176,10 | 81,6% | 39,13 | 18,1% | 0,0817 | 35,4% |
| 17 | 216,09 | 78,7% | 177,00 | 81,9% | 38,52 | 17,8% | 0,0812 | 35,2% |
| 18 | 216,27 | 78,8% | 189,28 | 87,5% | 27,04 | 12,5% | 0,0815 | 35,3% |
| 19 | 216,35 | 78,8% | 191,04 | 88,3% | 25,31 | 11,7% | 0,0813 | 35,2% |
| 20 | 215,65 | 78,6% | 185,97 | 86,2% | 29,63 | 13,7% | 0,0825 | 35,8% |
| 21 | 217,15 | 79,1% | 188,47 | 86,8% | 28,87 | 13,3% | 0,0796 | 34,5% |

sim = débit simulé, obs = débit observé, QT = débit total observé à l'exutoire, QS = débit total simulé à l'exutoire

Fig IV-15 : Calage sur les données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, 6 paramètres

- a) courbe des débits observés, hyétogramme et ETP
- b) courbe des débits simulés, hyétogramme et ETR
- c) relation entre les débits observés et les débits simulés

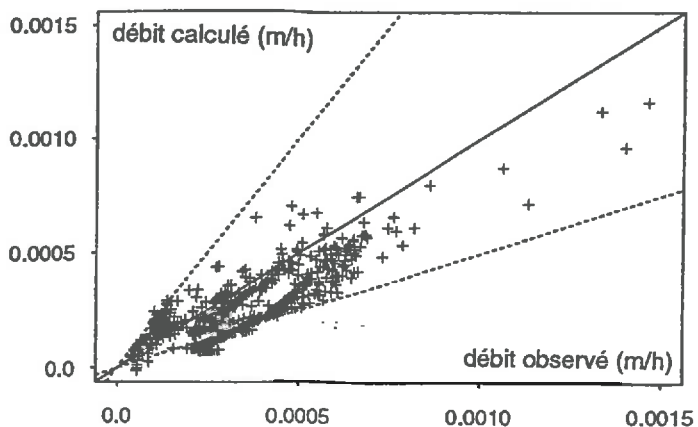
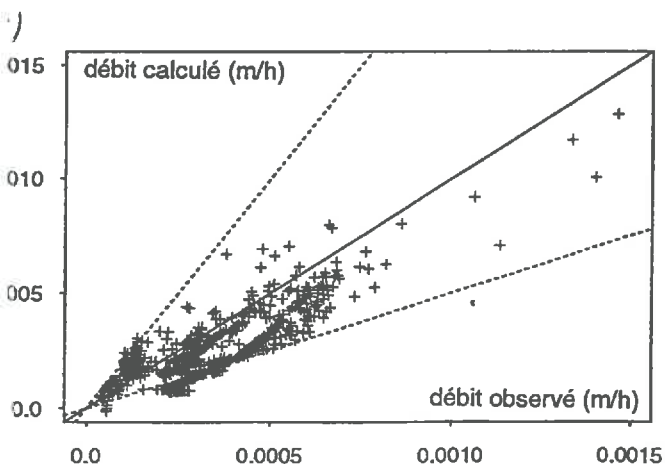
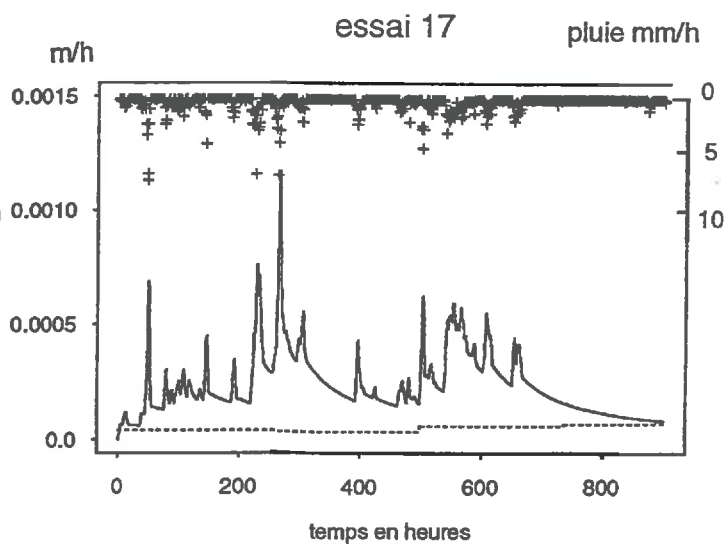
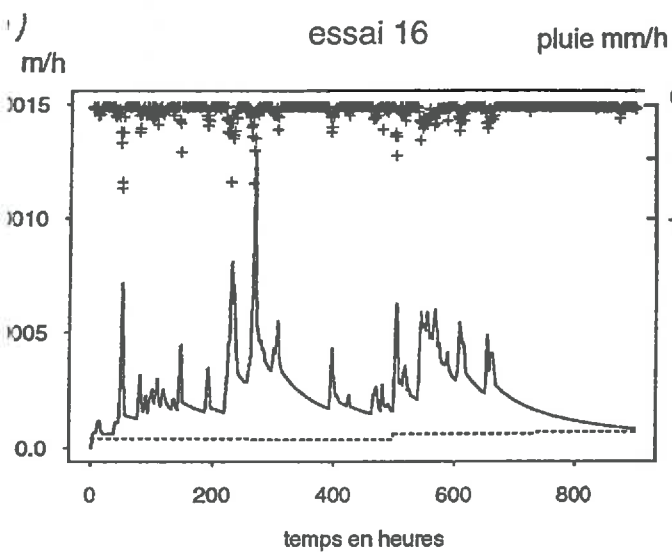
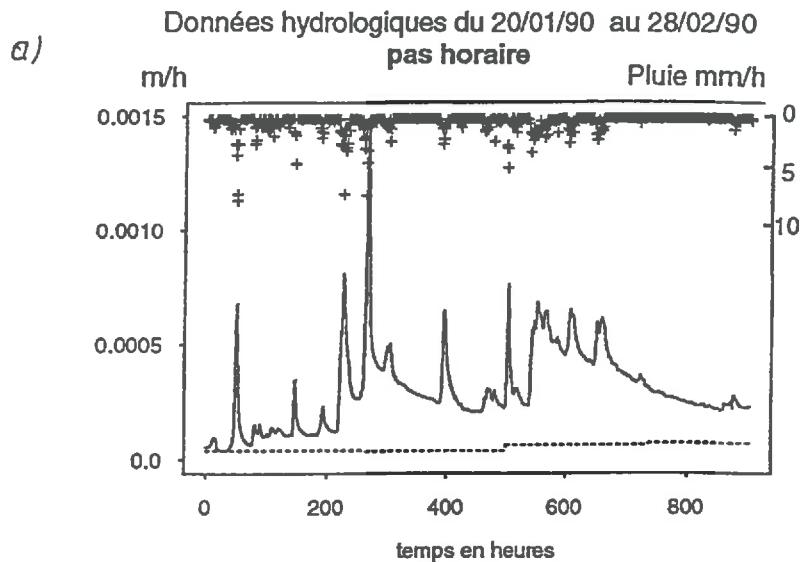
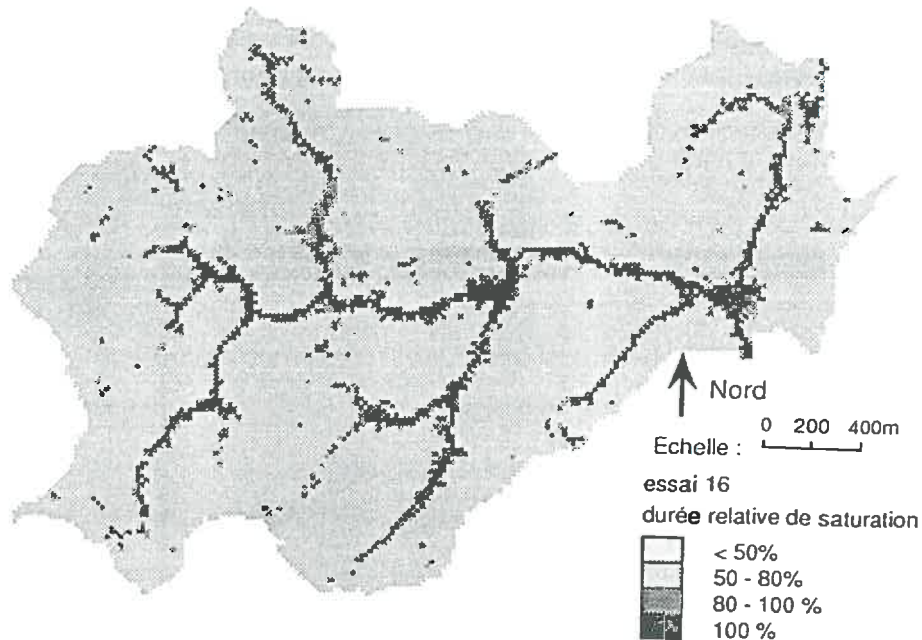


Fig IV-16 : Cartes des durées relatives de saturation ; données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, calage 6 paramètres



Si on ne tient compte que de la valeur de EFF, le meilleur jeu de paramètres serait celui obtenu avec l'essai 14 mais cet essai correspond à un minimum local car la valeur de SRMAX simulée est beaucoup trop faible. De même les essais 18 à 21 doivent être éliminés car la restitution des pics de crues est très mauvaise. Les meilleures simulations sont celles obtenues avec les jeux de paramètres 15,16 et 17, mais dans le cas 15 le débit total simulé est trop faible et dans le cas 16 la valeur de NVAL est trop faible ce qui fait que la zone pour laquelle les conductivités sont fortes correspond pratiquement à l'ensemble du bassin versant. Le cas 17, malgré une estimation trop faible du pic de crue du 2 février correspond à la meilleure simulation.

3) Comparaison entre les simulations avec une valeur unique de SK0 et celles avec deux valeurs proportionnelles

La contribution du ruissellement direct au débit total en utilisant deux valeurs proportionnelles de SK0 est supérieure à celle estimée avec une seule valeur de SK0. L'extension des zones saturées est plus importante par cette méthode et plus proche de l'extension réelle. En comparant les essais 6 et 17 il apparaît que les bilans hydriques sont similaires pour les deux essais (-19 mm), mais les processus intervenant sont différents. Le ruissellement direct ou par saturation par la base du profil est plus important pour l'essai 17. La variation du déficit moyen de saturation entre le début et la fin de la période de simulation est négative dans le deux cas mais 1 fois et demi plus importante en utilisant une seule valeur de SK0 (9,5 cm contre 14 cm). Ceci traduit l'importance plus grande du ruissellement direct sur les zones saturées en utilisant deux valeurs de SK0.

L'utilisation de valeurs différentes de SK0 en fonction de la classe d'indice topographique améliore la simulation. Elle ne permet pas de pallier la dérive de la courbe de base mais permet une simulation des processus plus réaliste.

IV-3-4 Calage des paramètres sur les courbes de débit journalier

Nous disposons de données journalières sur la période allant de mars 1983 à avril 1984. Pour pouvoir utiliser ces données et établir une comparaison avec les résultats de la simulation par le Modèle Couplé (Geng, 1988), nous devons optimiser les paramètres du TOPMODEL avec un pas de calcul journalier. La figure IV-17 présente les courbes pluies/débites/ETP sur les périodes de calage.

Pour pouvoir établir une comparaison entre les paramètres issus des optimisations à pas horaire et à pas journalier, nous avons convertie dans les tableaux de résultats en mètre par heure les valeurs de SKO et les valeurs de débit instantanées. Pour optimiser les paramètres du modèle sur des données à pas journalier, nous avons utilisé la même méthodologie que pour les données horaires ; la valeur du paramètre CHV est considérée comme constante dans la suite de ce chapitre. Les bornes de variation des paramètres du modèle sont données dans le tableau IV-12.

Tab IV-12: Borne de variation des paramètres du modèle (données à pas journalier).

| borne | M (m) | SKO (m/j) | SRMAX(m) |
|---------|-------|-----------|----------|
| minimum | 0,001 | 10 | 0,01 |
| maximum | 0,4 | 7000 | 0,40 |

Nous avons procédé en deux étapes pour caler les paramètres du TOPMODEL :

- dans un premier temps, nous avons utilisé les données hydrologiques 1989-1991 pour caler les paramètres sur la même période que celle utilisée pour les données horaires (20/01/90 au 28/02/90). Sur cette période, les précipitations sont égales à 261,25 mm pour un écoulement de 274,9 mm, le déficit d'écoulement (pluie - débit) est égale -13,15 mm, et les ETP égales à 44,61 mm.

- dans un second temps, nous avons calé les paramètres du TOPMODEL sur les données 1983-1984 pour une période allant du 3/03/83 au 18/09/83. Sur cette période de calage, les précipitations sont égales à 453,5 mm, l'écoulement total à 332,2 mm, le déficit d'écoulement à 121,3 mm et les ETP à 510,6 mm.

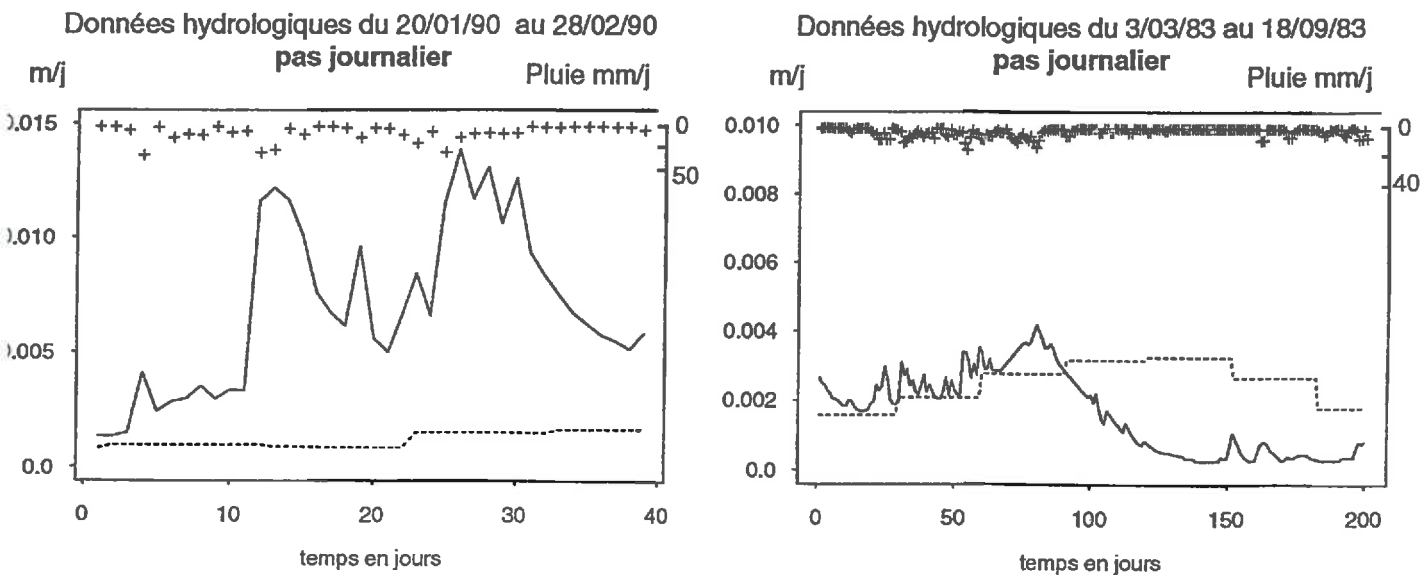


Fig IV-17 : Courbe des débits observés : données à pas journalier.

IV-3-4-1 Calage des paramètres sur des données journalières 89/91

L'optimisation des données s'est effectuée sur la période du 20/01/90 au 28/02/90 soit 39 jours. Le débit maximal observé le 2 février est de à 0,58 mm/h et la somme des débits observés est égale à 274,9 mm. Le tableau IV-13 présente les meilleurs essais d'optimisation avec une valeur unique de SK0 (essai 23) et deux valeurs proportionnelles de SK0 (essai 24 et 25) et les figures IV-18 et IV-19 les courbes de débits simulés, les ETR et l'extension des zones saturées pour ces mêmes essais.

Tab IV-13 : Résultats de l'optimisation : données à pas journalier du 20/01/90 au 28/02/90

| | EFF | NVAL | NCOR | M | SK0 (m/h) | SRMAX | total débits simulés (mm) | zones saturées (ha) | | Qmax simulé (mm/h) | Qmax sim/obs |
|----|-------|------|-------|--------|-----------|--------|---------------------------|---------------------|--------|--------------------|--------------|
| | | | | | | | | maxima | minima | | |
| 23 | 84,98 | | | 0,0324 | 159,3 | 0,0825 | 216,50 | 148,0 | 49,8 | 0,48 | 83,1% |
| 24 | 84,37 | 8,5 | 1,168 | 0,0281 | 308,2 | 0,2440 | 215,23 | 148,0 | 42,3 | 0,51 | 88,8% |
| 25 | 84,37 | 9,5 | 1,170 | 0,0281 | 308,3 | 0,1171 | 215,23 | 112,6 | 42,3 | 0,51 | 88,1% |

Fig IV-18 : Cartes des durées relatives de saturation : données à pas journalier du 20/01/90 au 28/02/90, calage.

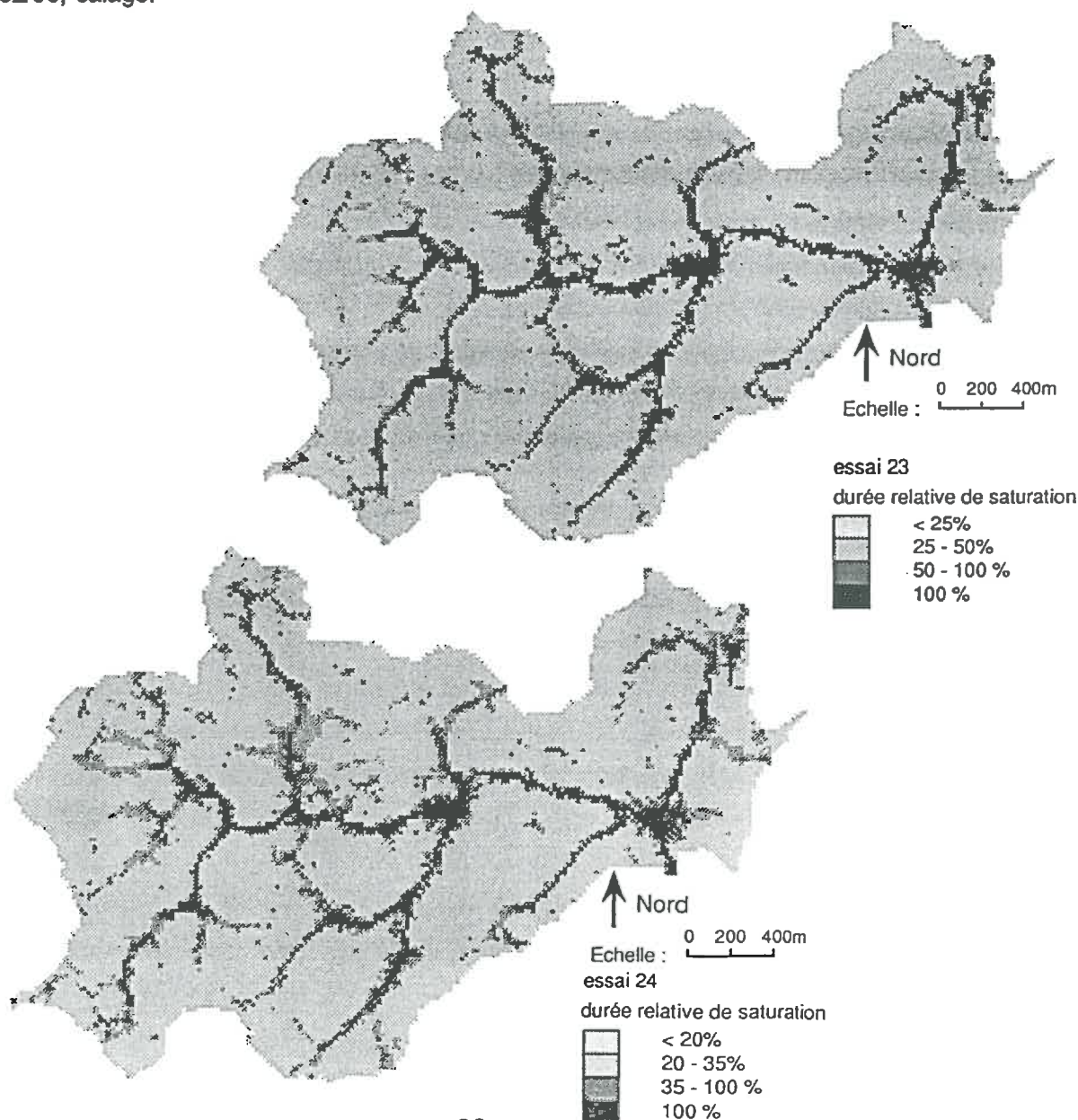
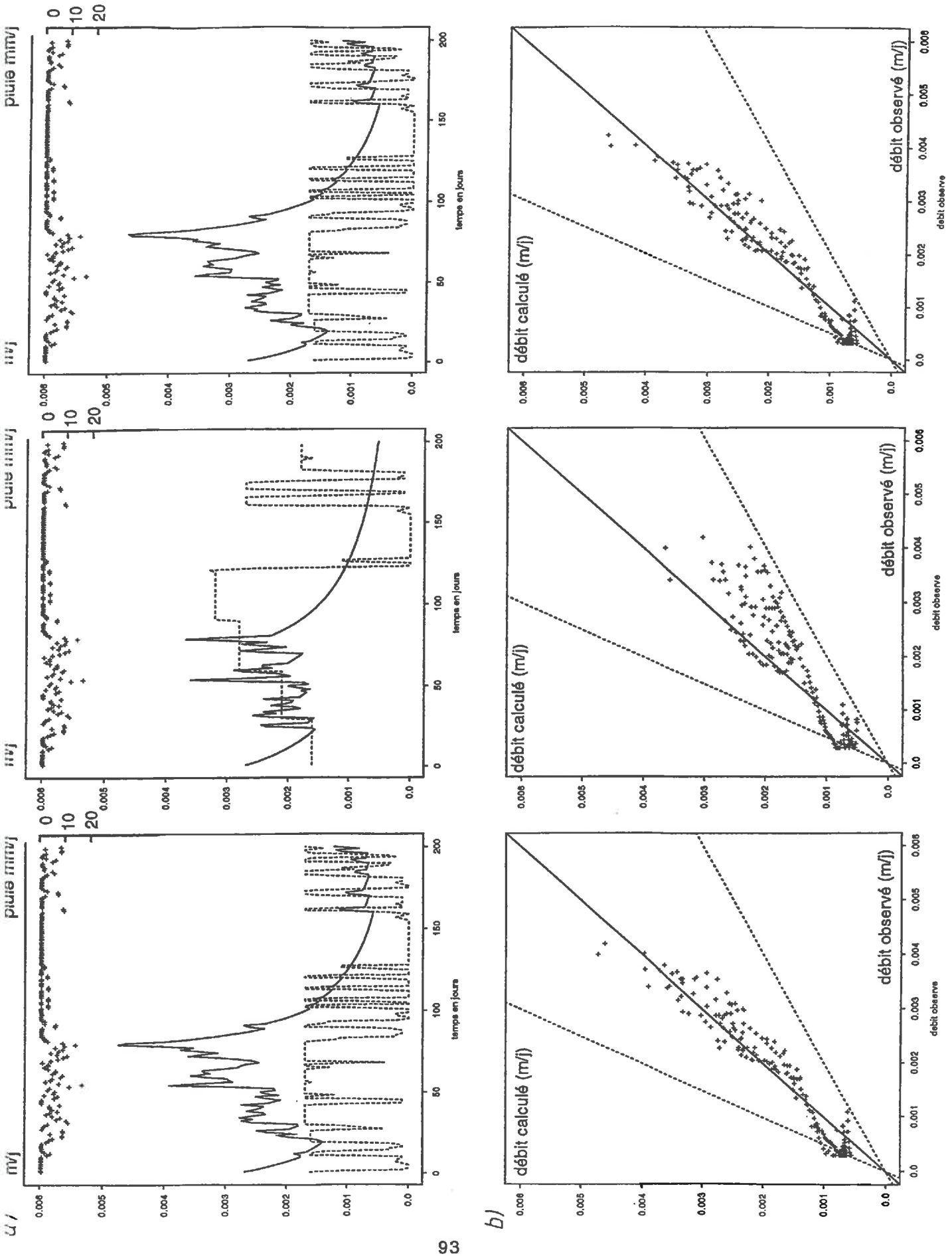


Fig IV-19 : Calage sur les données à pas journalier du 20/01/90 au 28/02/90

- a) courbe des débits simulés, hyétogramme et ETR
- b) relation entre les débits observés et les débits simulés



Dans le cas d'une valeur unique de SK0, les valeurs de M présentent une faible variabilité. Le paramètre SK0 est également bien circonscrit. Par contre pour des valeurs très différentes de SRMAX on obtient des résultats en terme d'efficacité et de valeurs de débits simulés voisines. Il semble néanmoins que les faibles valeurs de SRMAX ne permettent de simuler correctement les débits de pointes et provoquent une sous-estimation de la somme des débits à l'exutoire. De plus, la diminution de SRMAX augmente la part du ruissellement au détriment des écoulements de sub-surface.

Les processus mis en oeuvre par l'utilisation de données journalières sont différents de ceux définis par une modélisation horaire. La part des écoulements de sub-surface est du même ordre de grandeur que dans le cas de l'utilisation d'un pas horaire mais la part du ruissellement plus faible (12,5%). Les débits à la fin de la période d'estimation sont toujours sous estimés (40%) mais l'erreur commise est moins importante qu'avec l'utilisation de données horaires. Les bilans sont similaires à ceux obtenus pour les données horaires et ne varient pas si on utilise un ou deux valeurs de SK0.

En utilisant deux valeurs de SK0 pour des données journalières on ne modifie pas les résultats de la fonction EFF ni l'extension des surfaces saturées. La part du ruissellement varie ne varie pas de façon significative. Les débits totaux sont mieux estimés (+1%) mais le débit estimé en fin de période est moins bien restitué (- 5%) que dans le cas d'une seule valeur de SK0.

IV-3-4-2 Calage des paramètres sur des données à pas journalier de 1983/1984

Les paramètres du TOPMODEL ont été optimisés sur la période allant du 3/03/83 au 18/09/83 (soit 200 jours). Les données hydrologiques et météorologiques utilisées sont tirées de Geng (1988). Le débit maximum observé est de 0,175 mm/h à la date du 21 mai. Le total des débits observés est égal à 332,2 mm. Le paramètre CHV est fixé à 6500 m/h. Les tableaux IV-14 et IV-15 donnent les résultats de l'optimisation avec une seule valeur de SK0 (essai 26) et deux valeurs proportionnelles de SK0 (essai 27 et 28).

Tab IV-14 : Résultats de l'optimisation : données à pas journalier du 3/03/83 au 18/09/83

| | EFF% | NVAL | NCOR | M | SK0 (m/h) | SRMAX | total débit simulé (mm) | zones saturées | | débit max (mm/h) | débit max sim/obs |
|----|-------|------|------|--------|-----------|---------|-------------------------|----------------|---------|------------------|-------------------|
| | | | | | | | | maximum | minimum | | |
| 26 | 91,74 | | | 0,0486 | 101,3 | 0,00171 | 343,26 | 85,7 | 42,3 | 0,198 | 112,9% |
| 27 | 72,33 | 7,0 | 6,42 | 0,0824 | 171,2 | 0,0923 | 291,54 | 88,0 | 49,8 | 0,153 | 82,7% |
| 28 | 92,11 | 6,25 | 1,29 | 0,0473 | 307,6 | 0,00174 | 341,11 | 58,54 | 31,25 | 0,194 | 110,7% |

Tab IV-15 : Contribution des écoulements au débit total et débit final (exprimé en mm/h)

| | Σ débit exutoire | | Σ flux sub-surface | | Σ ruissellement | | débit en fin de simulation | |
|----|-------------------------|--------------------|---------------------------|--------------------|------------------------|--------------------|----------------------------|---------|
| | simulé | sim/Q _T | simulé | sim/Q _S | simulé | sim/Q _S | simulé | sim/obs |
| 26 | 343,26 | 103,3 | 312,44 | 91,0 | 30,23 | 8,81 | 1,2187 | 146,0 |
| 27 | 291,54 | 87,8 | 269,28 | 92,4 | 21,84 | 7,49 | 0,5284 | 63,3 |
| 28 | 341,12 | 102,72 | 317,71 | 93,14 | 22,98 | 6,74 | 1,1169 | 140,13 |

Q_s = débit total simulé Q_T = débit total observé obs = valeur observée sim = valeur simulée

A la lecture du tableau IV-14, on constate que les efficacités supérieures à 90%, que ce soit avec une ou deux valeurs de SKO, correspondent à des valeurs optimisées très faibles de SRMAX. Rappelons que les valeurs optimisées de SRMAX sur les données de 1990 sont de l'ordre de 0,03 m.

Ces faibles valeurs de SRMAX sont irréalistes. Elles apparaissent comme une valeur imposée par le pas de temps de calcul : au pas de temps journalier, les intensités des pluies qui correspondent à la somme des pluies horaires ont d'une part une répartition plus homogène qu'au pas de temps horaires et d'autre part la durée des événements pluvieux est généralement du même ordre de grandeur que celle du pas de calcul. Ceci se visualise lorsque l'on compare les moyennes horaires et les écarts types des précipitations pour des données à pas horaire et à pas journalier. Sur la période de calage de l'année 1990, pour une hauteur de précipitation moyenne de 0,28 mm/h, on a un écart type des précipitations égal 0,35 pour des données à pas journalier et un écart type de 0,70 avec des données à pas horaire. Pour l'année 1983, sur la période de calage pour une moyenne des précipitations de 0,094 mm/h, l'écart-type est seulement de 0,13.

Le ruissellement ne peut alors apparaître que si l'on diminue artificiellement la valeur de SRMAX. On génère ainsi un ruissellement qui ne dépend pas la saturation de l'ensemble du profil mais qui est lié à la saturation du réservoir supérieur du sol. Ce type de ruissellement peut être généré sur l'ensemble du bassin versant et non plus seulement sur les zones contributives. Pour obtenir un calage correct des courbes de débits deux solutions sont alors offertes :

- Soit l'ajustement se fait avec une seule valeur de perméabilité (paramètre SKO). Cela permet de bien simuler le nombre d'événement et les débits de crues. Cependant le ruissellement est mis en jeu sur les surfaces qui d'après leur valeur du déficit local de saturation seraient classées comme zones bien filtrantes ;

- Soit l'ajustement est fait avec deux valeurs de conductivités. On simule tous aussi bien le nombre d'événement et les débits. Cependant le ruissellement est mis en jeu essentiellement sur les zones contributives, car dans ce cas le modèle force la recharge de la zone non saturée au détriment du ruissellement.

Donc tous en étant bien conscient du fait que la valeur de SRMAX est irréaliste, due au pas de temps de calcul et sans doute à une vidange trop rapide du réservoir supérieur, nous avons été amené à conserver ces valeurs dans la suite de ce travail. Nous avons retenu comme meilleure simulation, l'essai 28 qui par l'utilisation de deux valeurs de SKO permet une simulation plus réaliste des processus en limitant le ruissellement aux surfaces contributives.

Ce cas de figure (pas journalier et précipitations faibles) montre une des limites d'application du TOPMODEL car même si la simulation des courbes de débits semble correcte, il apparaît clairement que les processus simulés sont différents des processus réels.

Pour la période de calage, l'extension des surfaces saturées pour les différents jeux de paramètres est faible. Cela paraît contradictoire avec l'utilisation d'une faible valeur de SRMAX mais peut s'expliquer d'une part par le fait que le calage débute après la période d'extension maximale des surfaces saturées et d'autre part le fait que l'hypothèse de stationnarité n'est pas vérifié.

Fig IV-20 : Calage sur les données à pas journalier du 3/03/83 au 18/09/83

- a) courbe des débits simulés, hyétogramme et ETR
- b) relation entre les débits observés et les débits simulés

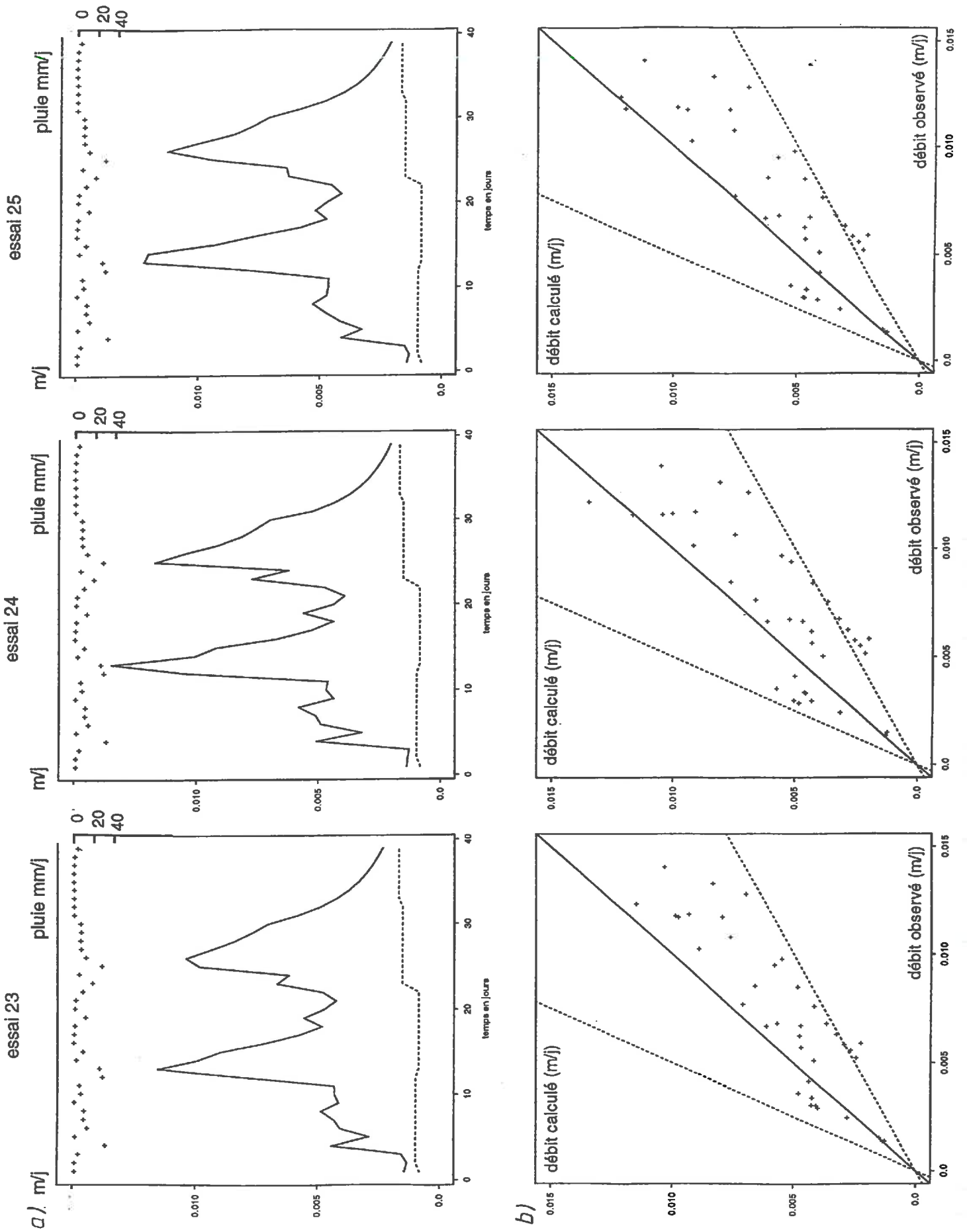
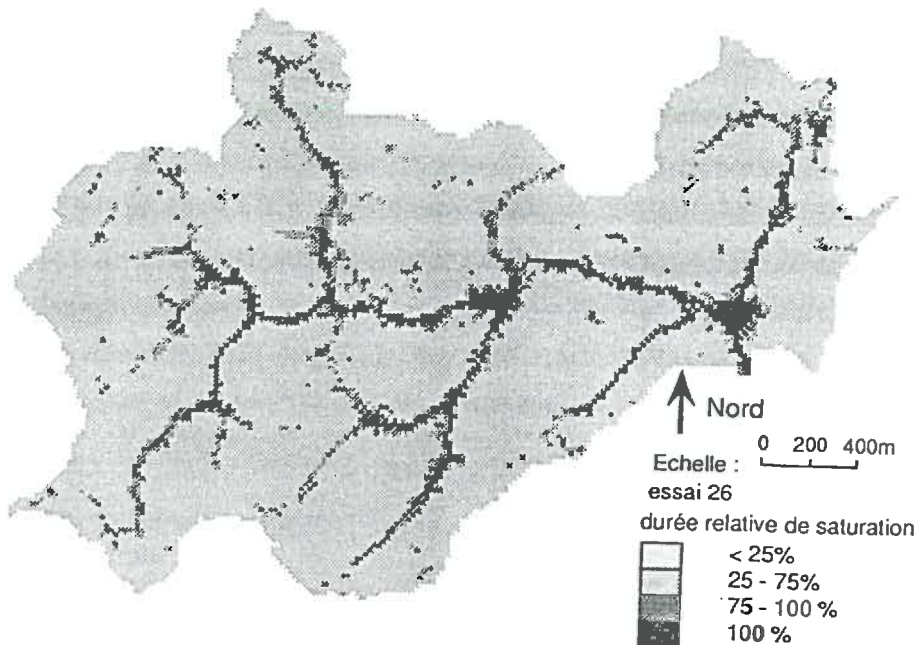


Fig IV-21 : Cartes des durées relatives de saturation : données à pas journalier du 3/03/83 au 18/09/83, calage.



IV-3-5 Conclusions

Le calage des paramètres du modèle hydrologique nous a permis de définir le meilleur jeu de paramètre pour une série de données hydrologiques. Néanmoins il convient de différencier les résultats des simulations à pas horaire de celles des simulations à pas journaliers.

Avec des données au pas horaire, l'optimisation a permis de déterminer des jeux de paramètres dont les valeurs sont du même ordre de grandeur que celles définies expérimentalement à l'exception du paramètre SK0. Le meilleur jeu de paramètres est celui de l'essai 7 dans le cas d'une valeur unique de SK0 et celui de l'essai 17 pour une valeur distribuée de SK0. Pour ces deux essais, la simulation des débits en période de crues et le nombre d'événements sont corrects, les processus simulés sont réalistes et l'extension des surfaces saturées proches de celles escomptées.

Avec des données à pas journalier, on voit apparaître une limite d'application du TOPMODEL. Pour les données de l'année 1990 qui présentent de fortes amplitudes des intensités de pluies, l'application du modèle reste possible. Le temps de réponse hydrologique du bassin versant est supérieur au pas de calcul. Dans ce cas, l'essai 23 donne les meilleurs résultats pour une valeur unique de SK0 et l'essai 24 pour deux valeurs proportionnelles de SK0. Pour les données de l'année 1983/1984, on voit apparaître une inadéquation entre le temps de réponse du bassin versant et le pas de temps de calcul. Les processus simulés sont différents des processus réels, la meilleure simulation obtenue avec une seule valeur de SK0, l'essai 28, donne un calage correct des courbes de débits malgré une valeur irréaliste de SRMAX. L'utilisation de deux valeurs de SK0 est conceptuellement plus réaliste, la simulation 28 servira de base de comparaison avec les données de Geng.

IV-4 Validation du modèle hydrologique

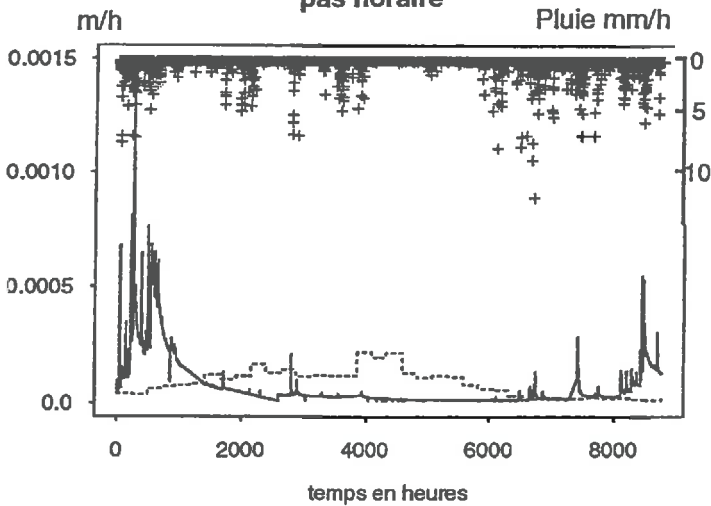
Pour valider le TOPMODEL, nous avons utilisé les jeux de paramètres définis par le calage du modèle. Nous présentons ici les résultats pour différents jeux de paramètres (valeur unique de SK0 et deux valeurs proportionnelles de SK0).

Nous avons dans un premier temps validé les paramètres du modèle, sur les données hydrologiques au pas horaire, pour une période de 1 an (du 20/01/1990 au 19/01/1991), puis sur une période plus courte (du 24/12/90 au 29/01/91) où les conditions météorologiques sont similaires à celles de la période de calage.

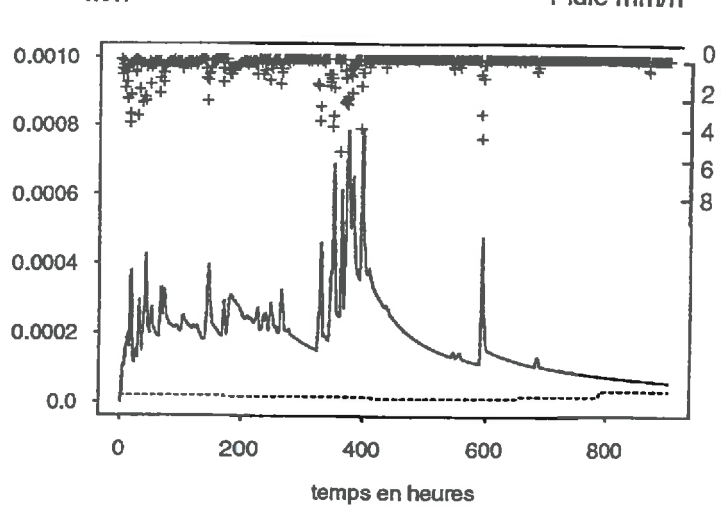
Nous avons ensuite utilisé les données à pas journalier pour valider les modèles sur l'année 83/84 et sur les années 89/91.

La figure montre les courbes de débits, les précipitations et les ETP pour les différentes périodes de validation.

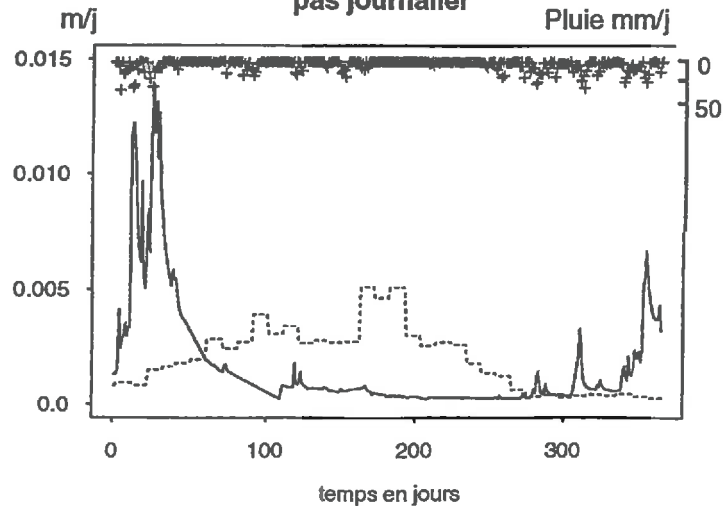
Données hydrologiques du 20/01/90 au 19/01/91
pas horaire



Données hydrologiques du 24/12/90 au 29/01/91
pas horaire



Données hydrologiques du 20/01/90 au 19/01/91
pas journalier



Données hydrologiques du 3/03/83 au 29/02/84
pas journalier

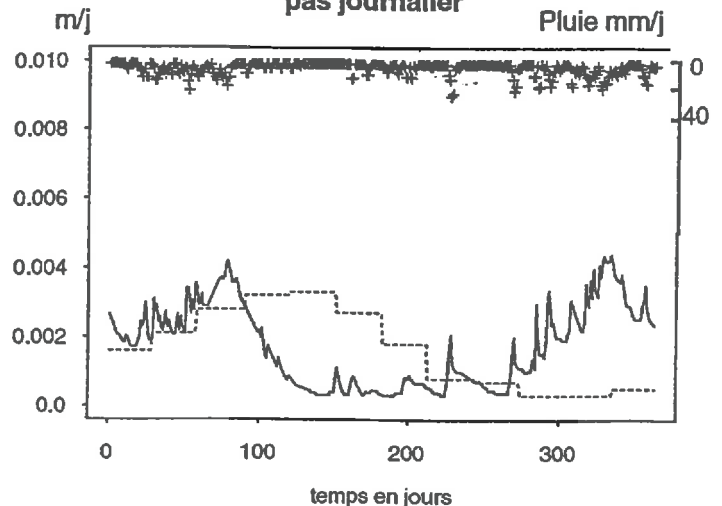


Fig IV-22 : Courbes des débits observés : données à pas horaire et à pas journalier

IV-4-1 Données horaires

Le tableau ci-dessous présente les résultats des simulations sur des données horaires, la numérotation se réfère à celle des essais de calage pour l'application des différents jeux de paramètres. La lame d'eau total écoulé sur un an est de 606 mm, les précipitations sont égales à 1008 mm, l'ETP vaut 730 mm. Le débit maximal instantané observé le 2 février est égal à 1,462 mm/h.

Tab IV-16 : Résultats de la validation : données à pas horaire du 20/01/1990 au 19/01/1991.

| N° | EFF | zones saturées (ha) | | débit max (mm/h) | Qmax sim/obs | somme des débits simulés (mm) | % Q sim/obs | % sub | % ruis |
|--------------------------------------|------|---------------------|--------|------------------|--------------|-------------------------------|-------------|-------|--------|
| | | maxima | minima | | | | | | |
| une seule valeur de SK0 | | | | | | | | | |
| 7v | 78,3 | 111,2 | 23,5 | 1,083 | 74,9% | 438,95 | 72,4 | 86,5 | 13,4 |
| deux valeurs proportionnelles de SK0 | | | | | | | | | |
| 16v | 75,8 | 148,0 | 23,5 | 1,294 | 89,5% | 366,57 | 60,5 | 84,6 | 15,2 |
| 17v | 78,0 | 148,0 | 23,5 | 1,176 | 80,0% | 410,52 | 68,0% | 85,0% | 14,5% |

N° = numéro du jeu de paramètre de calage utilisé sub = écoulement de sub-surface ruis = ruissellement
 Q = débit total obs = valeur observée sim = valeur simulée

Les meilleurs jeux de paramètres obtenus par calage correspondent à l'essai 7 dans le cas d'une valeur unique du paramètre SK0 et à l'essai 16 dans le cas de deux valeurs proportionnelles de SK0.

Le résultat de la validation avec ces jeux de paramètres donne une valeur de EFF élevée. L'écart entre les courbes simulées et observées est faible. Néanmoins, on note deux périodes pour lesquelles les débits ne sont pas correctement estimés :

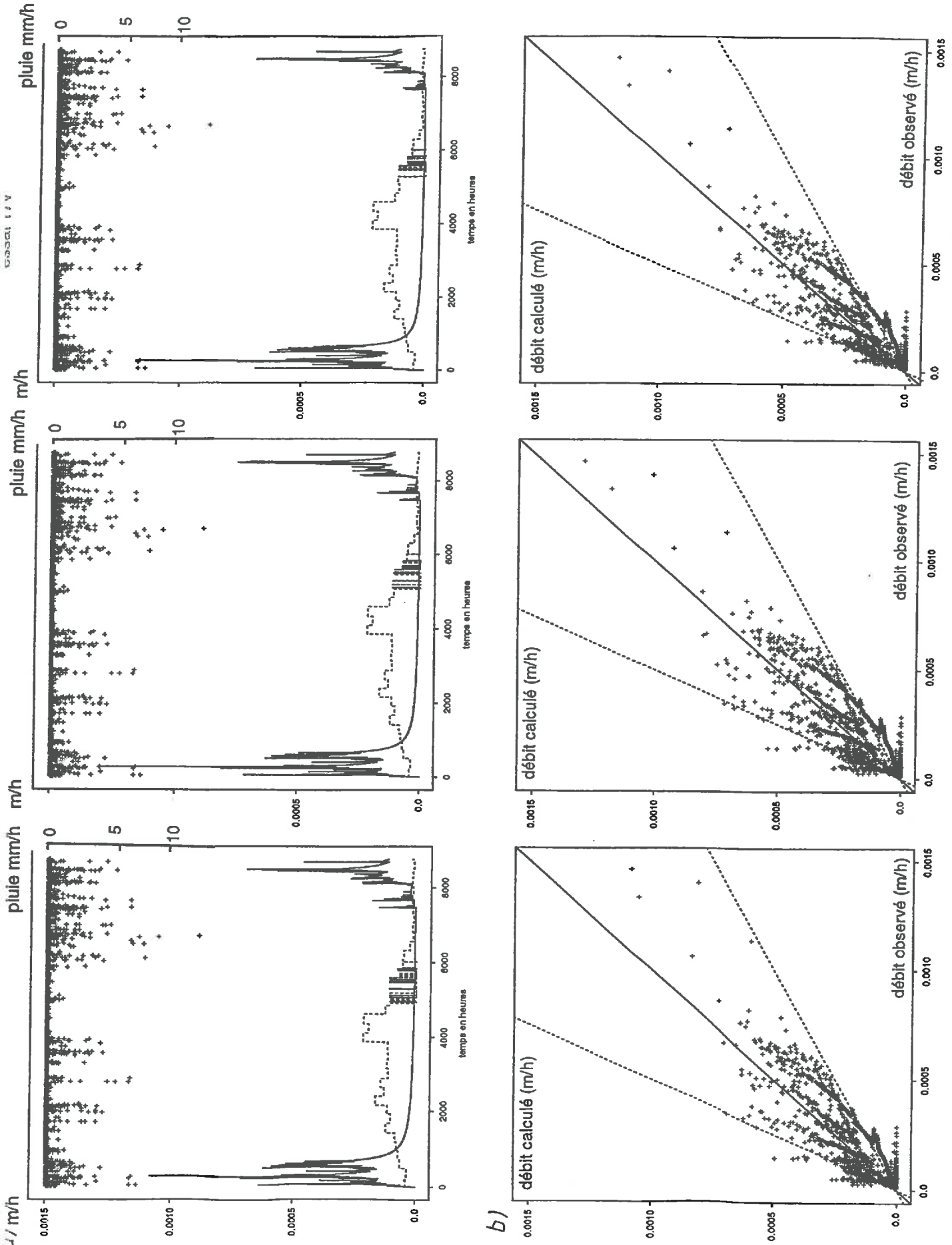
- à la fin de la période humide, les débits en période de décrue sont sous-estimés,
- au début de la saison humide de 90 les débits sont surestimés.

A la fin de la période estivale, les réserves en eau du sol sont minimales et les pluies de faibles intensités sont inférieure à l'ETP qui doit alors être considérée comme un facteur limitant. Pour cette période lorsque l'extension des surfaces saturées est limitée soit par une valeur élevée de SRMAX ou un seuil NVAL fort, la reprise des débits est plus tardive et l'intensité des crues est plus faible du fait d'une contribution moins importante du ruissellement à l'écoulement total.

Le meilleur résultat pour la validation est obtenu avec l'utilisation de deux valeurs proportionnelles du paramètre SK0 (essai 16). L'utilisation de deux valeurs proportionnelles de SK0 a amélioré le rendu des pics de crues et augmenté la variation de l'extension des surfaces saturées.

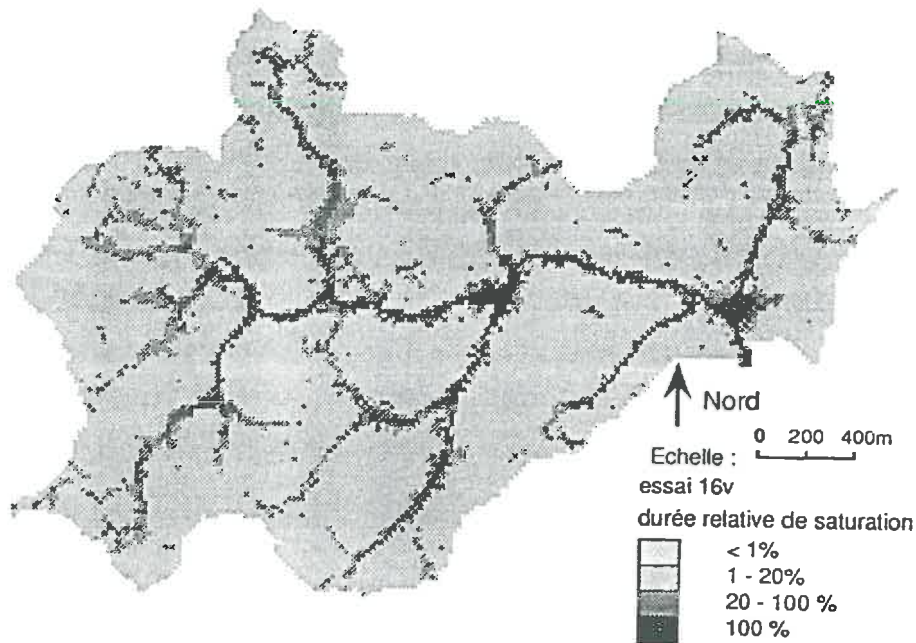
Fig IV-23 : Validation sur les données à pas horaire du 20/01/1990 au 19/01/1991

- a) courbe des débits simulés, hyétogramme et ETR
- b) relation entre les débits observés et les débits simulés



b)

Fig IV-24 : Carte des durées relatives de saturation : validation, données horaires du 20/01/1990 au 19/01/1991



En validant le modèle sur la période de crues de l'hiver 89/90 où les conditions hydrologiques sont similaires à celles de la période de calage nous avons cherché à éliminer les variations des processus modélisés. La période de calage correspondant à une période exceptionnelle, nous avons donc validée le modèle sur une période "normale" de durée similaire à celle de calage. La période choisie débute le 24/12/90 8 heures et se termine le 29/01/91 20 heures (soit 900 heures de simulation). Le débit instantané maximal observé est de 0,551 mm/h, le maximum de précipitation observée est de 5,4 mm à la date du 9 janvier. Le débit total observé est égal à 111,54 mm.

Tab IV-17 : Résultats de la validation : données à pas horaire du 24/12/90 au 29/01/91

| N° | EFF | zones saturées (ha) | | débit max (mm/h) | débit max sim/obs | débit total simulé (mm) | %Q sim/obs | % sub | % ruis |
|--------------------------------------|------|---------------------|--------|------------------|-------------------|-------------------------|------------|-------|--------|
| | | maxima | minima | | | | | | |
| une seule valeur de SK0 | | | | | | | | | |
| 7v1 | 70,7 | 111,2 | 42,3 | 0,703 | 126,7% | 142,94 | 128,2 | 85,0 | 15,0 |
| deux valeurs proportionnelles de SK0 | | | | | | | | | |
| 16v1 | 56,4 | 148,0 | 42,3 | 0,763 | 138,5% | 149,20 | 133,8 | 83,3 | 16,5 |
| 17v1 | 57,0 | 111,2 | 42,3 | 0,770 | 139,8% | 149,55 | 134,1 | 84,1 | 15,8 |

N° = numéro du jeu de paramètre de calage utilisé sub = écoulement de sub-surface ruis = ruissellement
 Q = débit total obs = valeur observée sim = valeur simulée

Les valeurs de EFF sont relativement fortes, d'autant plus que la période de validation présente des interruptions des mesures des débits. La comparaison des courbes des débits simulés et celles des débits observés fait apparaître une mauvaise estimation de la courbe de récession et une surestimation des débits en début de période.

Fig IV-25 : Validation sur les données à pas horaire du 24/12/90 au 29/01/91

- a) courbe des débits simulés, hyétogramme et ETR
- b) relation entre les débits observés et les débits simulés

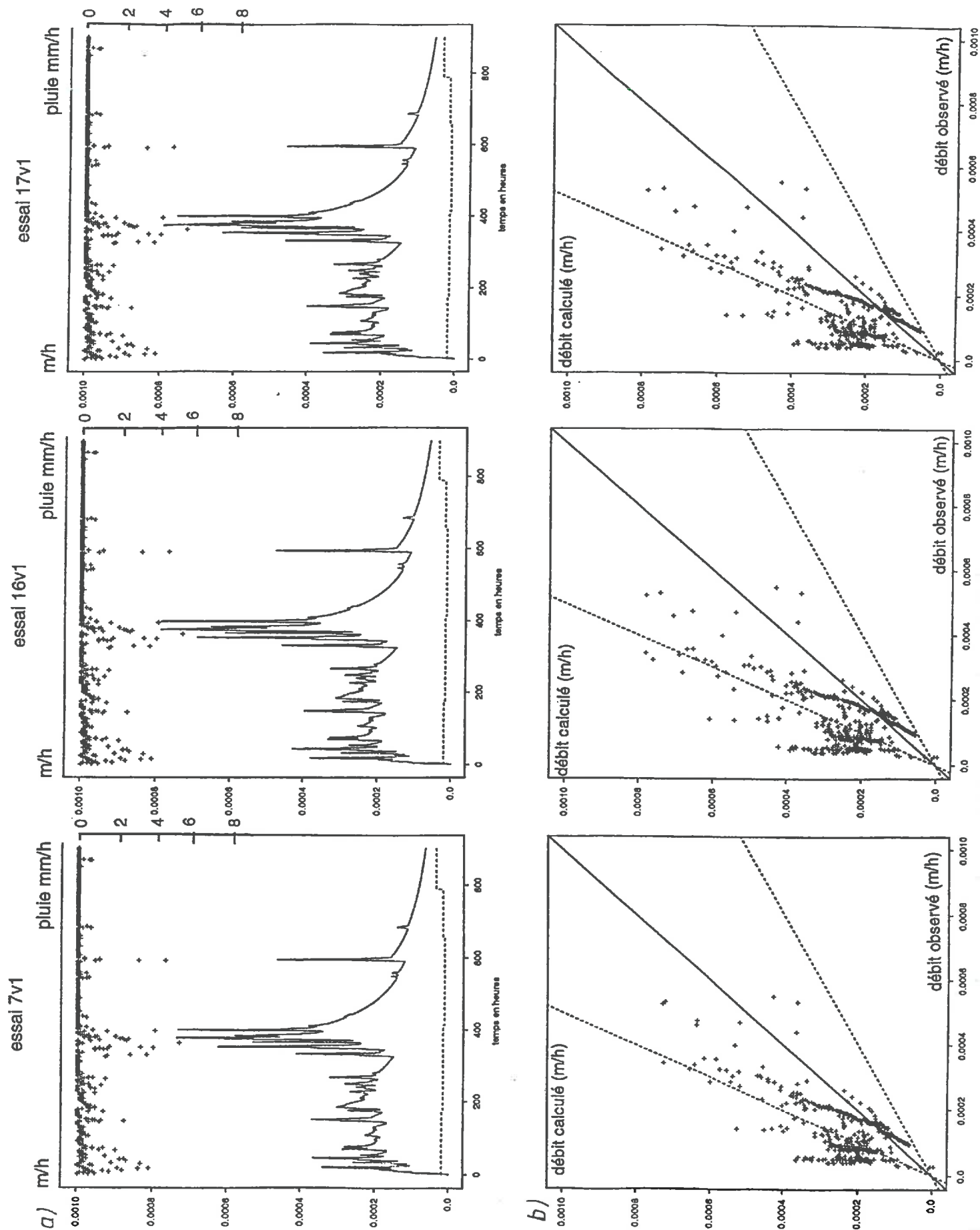
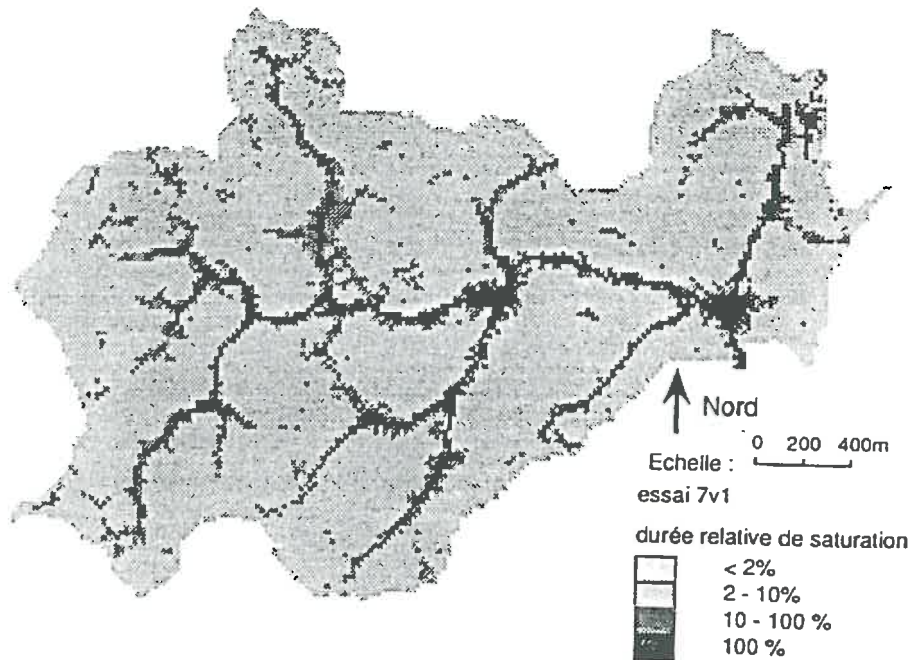


Fig IV-26 : Cartes des durées relatives de saturation : validation, données à pas horaire du 24/12/90 au 29/01/91



L'utilisation du modèle hydrologique pour prédire des débits nécessite quelques restrictions.

- les paramètres optimisés sur une période donnée sont utilisables pour valider le modèle sur même année hydrologique,
- la dérive des variables au cours du temps rend difficile l'utilisation des ces mêmes jeux de paramètres sur une autre période hydrologique.
- le modèle ne permet pas de rendre correctement les variations des débits de base (sous-estimation) que ce soit sur la période de calage ou de validation; de ce fait la modélisation tend à surestimer le ruissellement et donc l'extension des surfaces saturées pour compenser la contribution des débits de bases aux écoulements totaux.

IV-4-2 Données journalières

IV-4-2-1 Données hydrologiques : 1989/1991

La validation du modèle sur les données hydrologiques journalières s'est effectuée sur une année de données hydrologiques (du 19/01/90 au 20/01/91).

Le tableau ci dessous présente les résultats de ces simulations ; les numéros des essais correspondent au numéro de calage qui sert comme jeu d'entrée des paramètres.

Tab IV-18 : Résultats de la validation : données à pas journalier du 19/01/90 au 20/01/91

| N° | EFF | zones saturées (ha) | | Q max (mm/h) | Q max sim/obs | débit total simulé (mm) | % Q sim/obs | % sub | % ruis |
|--------------------------------------|------|---------------------|--------|--------------|---------------|-------------------------|-------------|-------|--------|
| | | maxima | minima | | | | | | |
| une seule valeur de SK0 | | | | | | | | | |
| 23v | 68,2 | 97,4 | 19,9 | 0,385 | 67,4 | 490,34 | 80,9 | 88,8 | 10,3 |
| deux valeurs proportionnelles de SK0 | | | | | | | | | |
| 24v | 70,6 | 148,0 | 19,9 | 0,514 | 88,3 | 484,63 | 80,0 | 87,4 | 11,3 |
| 25v | 48,3 | 149,8 | 23,6 | 0,551 | 84,6 | 676,56 | 111,6 | 84,8 | 13,4 |

N° = numéro du jeu de paramètre de calage utilisé sub = écoulement de sub-surface ruis = ruissellement
 Q= débit total obs = valeur observée sim = valeur simulée

La validation du modèle sur des données journalières donne des valeurs de la fonction EFF inférieures à celles obtenues à l'aide de données horaires. La valeur du paramètre SRMAX joue un rôle important dans le résultat de la simulation. Il apparaît ici un problème similaire à celui observé lors du calage du modèle sur les données à pas journalier de l'année 1983. Lorsque la valeur de SRMAX est faible et la valeur du seuil NVAL limitant l'extension des surfaces contributives est faible (cas 24 et 25) la réponse du bassin versant aux pluies est rapide. La montée de crue simulée est similaire à celle observée, mais l'intensité simulée des débits en période de crue est trop forte. Cela correspond en fait à une part importante des surfaces saturées, la contribution du ruissellement directe est alors trop forte.

Fig IV-27 : Cartes des durées relatives de saturation : validation, données à pas journalier du 19/01/90 au 20/01/91

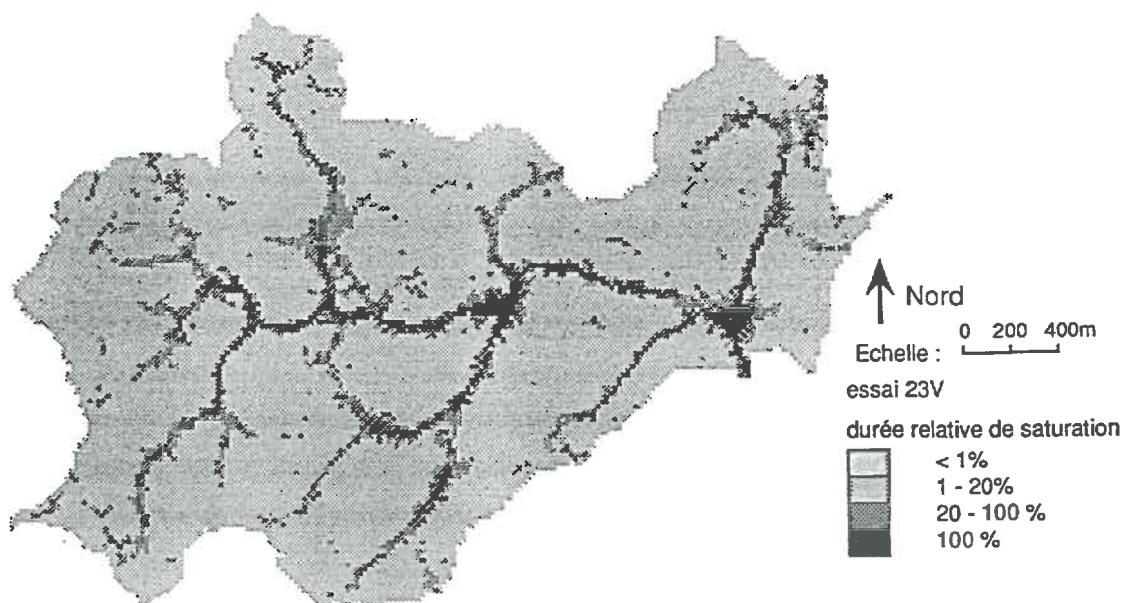
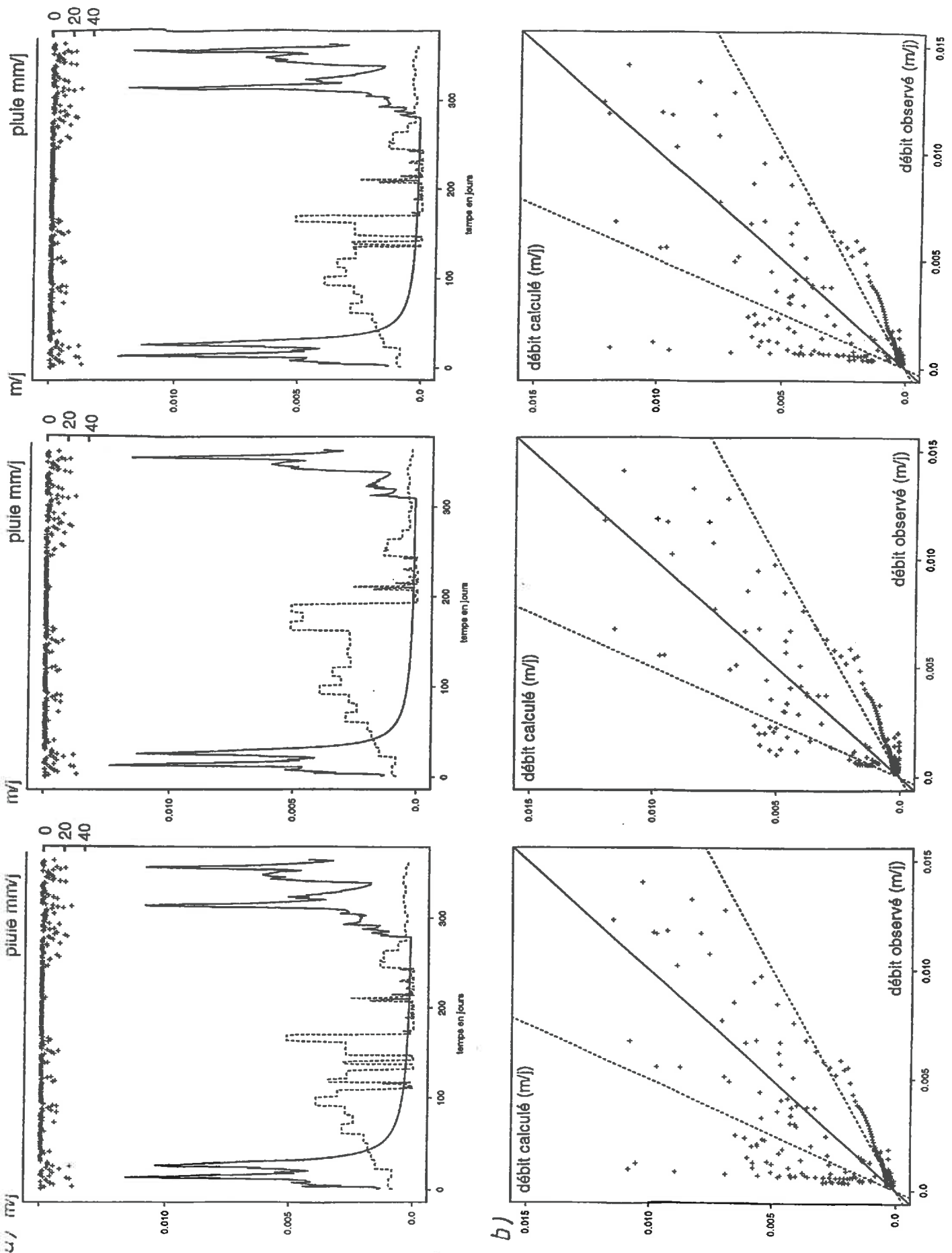


Fig IV-28 : Validation sur les données à pas journalier du 19/01/90 au 20/01/91

- a) courbe des débits simulés, hyétogramme et ETR
- b) relation entre les débits observés et les débits simulés



Comme pour les données horaires, nous avons validé le modèle sur la période de crues de l'hiver 90/91. La période de validation va du 24/12/90 au 29/01/91 (soit 38 jours). Le débit instantané maximal observé est de 0,281 mm/h et les précipitations maximales sont de 0,88 mm/h à la date du 9 janvier.

Tab IV-19 : Résultats de la validation : données à pas journalier du 24/12/90 au 29/01/91

| N° | EFF | zones saturées (ha) | | débit max (mm/h) | débit max sim/obs | débit total simulé (mm) | % Q sim/obs | % sub | % ruis |
|--------------------------------------|------|---------------------|--------|------------------|-------------------|-------------------------|-------------|-------|--------|
| | | maxima | minima | | | | | | |
| une seule valeur de SK0 | | | | | | | | | |
| 23v1 | 73,0 | 112,6 | 42,3 | 0,420 | 149,2% | 126,22 | 114,2 | 86,9 | 12,1 |
| deux valeurs proportionnelles de SK0 | | | | | | | | | |
| 24v1 | 57,9 | 111,2 | 36,4 | 0,469 | 166,7% | 152,66 | 138,1 | 86,3 | 12,3 |

N° = numéro du jeu de paramètre de calage utilisé sub = écoulement de sub-surface ruis = ruissellement
 Q= débit total obs = valeur observée sim = valeur simulée

Lorsque l'on restreint la période de validation, les valeurs de la fonction EFF sont supérieures à celles obtenues avec les simulations sur une année complète. Néanmoins, les valeurs de débits simulés sont beaucoup plus fortes que les valeurs observées. On peut expliquer ce phénomène de deux façons :

- par l'existence de données manquantes : les débits journaliers observés correspondants à la sommation des valeurs de débits horaires réels ou interpolés, l'absence de données, bien que celles-ci soient remplacées par des données interpolées, peut expliquer la sous-estimation apparente des débits.

- par des conditions climatiques particulières : les pluies sur la période de validation sont de faibles intensités par rapport aux pluies de la période de calage. On peut supposer que l'utilisation de valeurs journalières (= somme de valeurs horaires) rend inadéquats les jeux de paramètres du modèle, alors que dans le cas de données horaires cette différence d'intensité a une influence moindre.

IV-4-2-2 Données hydrologiques : 1983/1984

Les observations de l'année 83-84 nous ont permis de tester le modèle sur une année de référence. En effet, les conditions météorologiques de cette année sont celles d'une année normale. De plus le Modèle Couplé de Girard a été calé sur cette année et nous disposons ainsi d'une base de comparaison de l'efficacité des deux modèles hydrologiques.

Dans un premier temps, le TOPMODEL été validé avec les jeux de paramètres optimisés sur le début de l'année 1983, dans un second temps, le modèle a été validé avec les jeux de données optimisés sur l'année 1990. Le débit total observé à l'exutoire est de 625,4 mm, et le débit maximal de 0,182 mm/h, le 31/01/84.

Tab IV-20 : Résultats de la validation : données à pas journalier du 4/03/1983 au 3/03/1984

| N° | EFF | zones saturées (ha) | | débit max (mm/h) | débit max sim/obs | débit total simulé (mm) | % Q sim/obs | % sub | % ruis |
|--------------------------------------|------|---------------------|--------|------------------|-------------------|-------------------------|-------------|-------|--------|
| | | maxima | minima | | | | | | |
| une seule valeur de SK0 | | | | | | | | | |
| 26v | 67,6 | 111,2 | 42,3 | 0,324 | 178% | 742,80 | 118,8 | 88,5 | 11,1 |
| deux valeurs proportionnelles de SK0 | | | | | | | | | |
| 27v | 69,5 | 111,2 | 42,3 | 0,182 | 100% | 508,38 | 81,3 | 86,9 | 12,8 |
| 28v | 66,7 | 71,2 | 31,24 | 0,324 | 178% | 741,69 | 118,6 | 91,35 | 8,42 |

N° = numéro du jeu de paramètre de calage utilisé sub = écoulement de sub-surface ruis = ruissellement
 Q= débit total obs = valeur observée sim = valeur simulée

Globalement les valeurs de EFF sont supérieures à celles obtenues lors de la validation du modèle sur l'année 1990. Suivant les jeux de paramètres utilisés on constate deux comportements différents.

Dans un cas, le débit total simulé est très supérieur au débit total observé. Ceci correspond à une surestimation des débits à partir de 300 jours. Avant cette période les débits sont correctement estimés. Le paramètre SRMAX, pour ces essais, a une valeur très faible, ce qui induit une contribution importante du ruissellement.

Dans le second cas l'estimation des débits à partir de 300 jours est bonne alors que sur la période précédente elle est de qualité médiocre du fait notamment d'une mauvaise estimation de la courbe de recession. Dans ce cas les valeurs de SRMAX sont moyennes.

Comme pour les simulations sur l'année 90/91, il est vraisemblable que les paramètres du modèle ne soient pas constants au cours de l'année. Ceci semble lié au modèle lui-même et non pas à des conditions climatiques particulières.

Fig IV-29 : Cartes des durées relatives de saturation : validation, données à pas journalier du 4/03/1983 au 3/03/1984

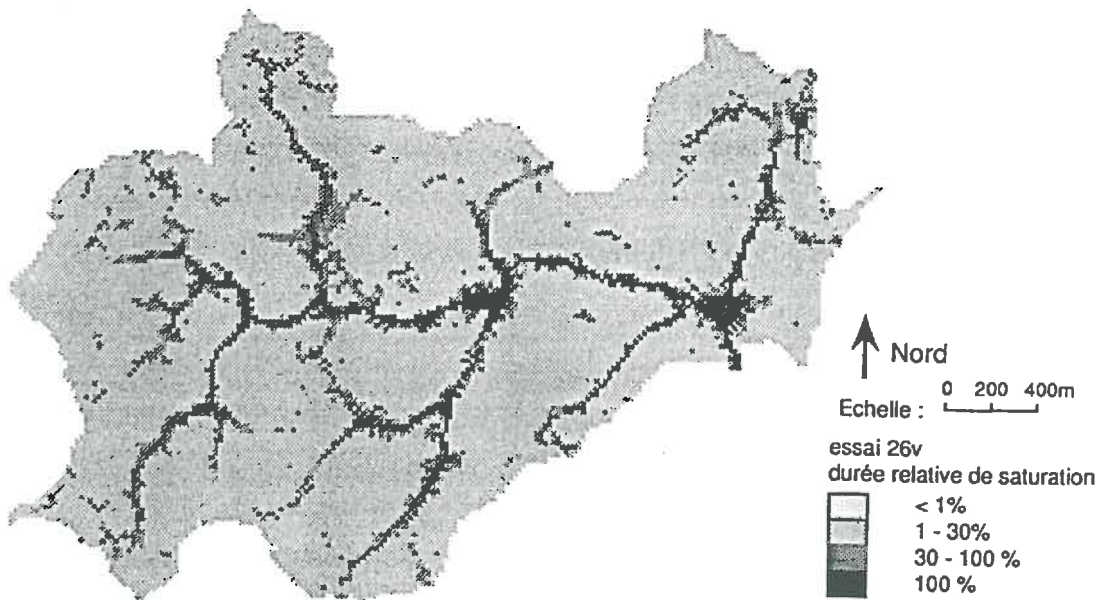


Fig IV-30 : Validation sur les données à pas journalier du 4/03/1983 au 3/03/1984

- a) courbe des débits simulés, hyétochrome et ETR
- b) relation entre les débits observés et les débits simulés

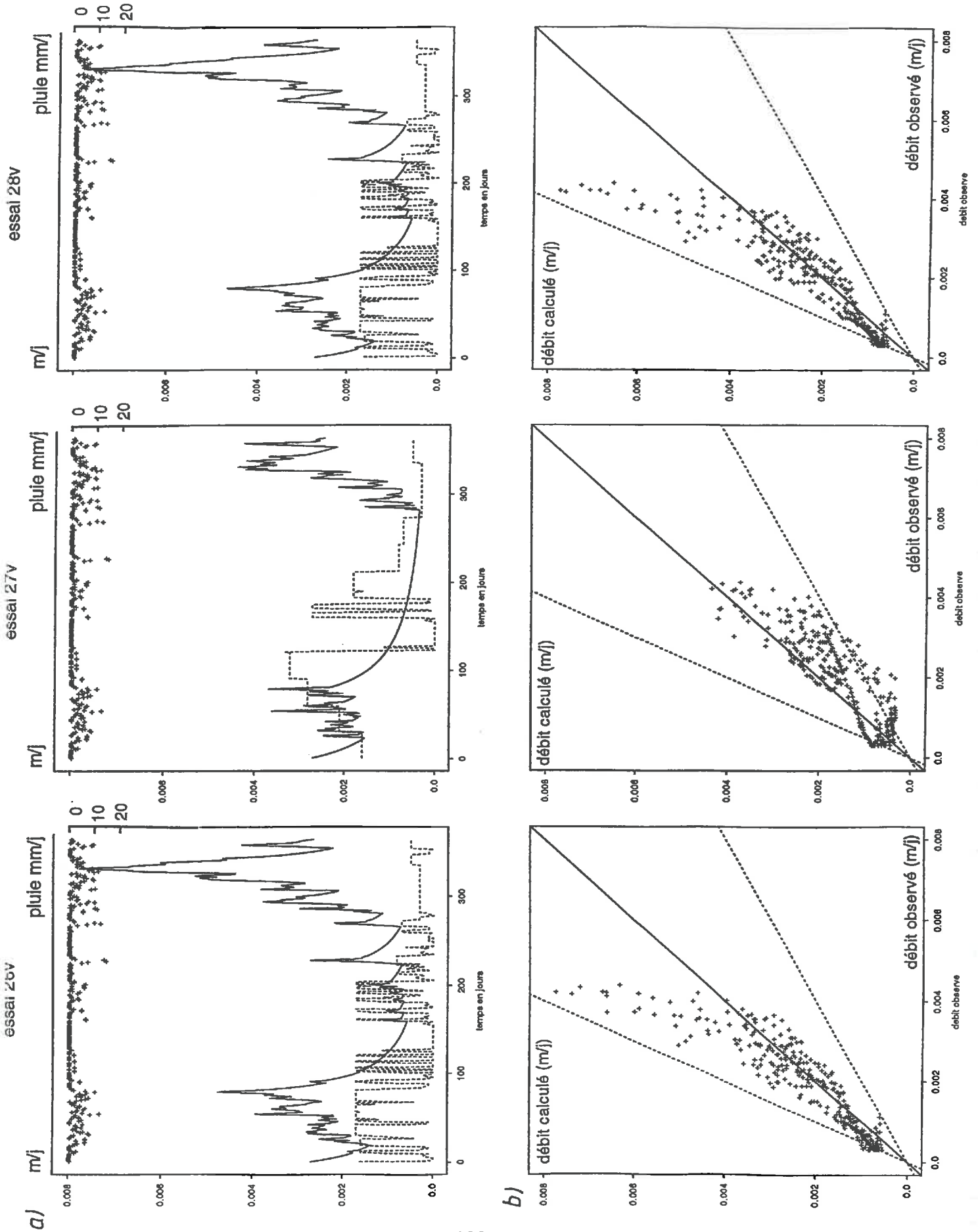
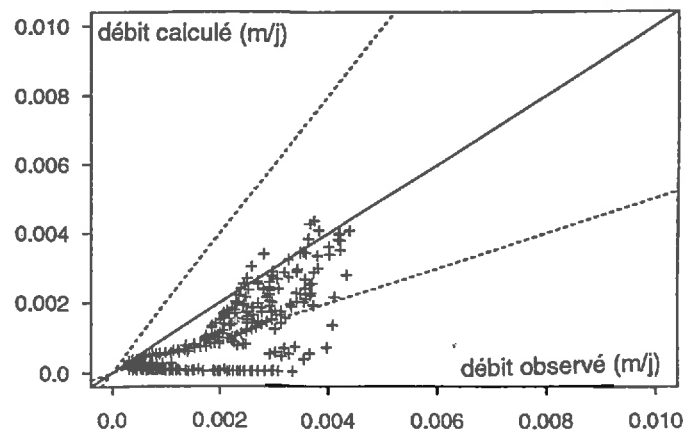
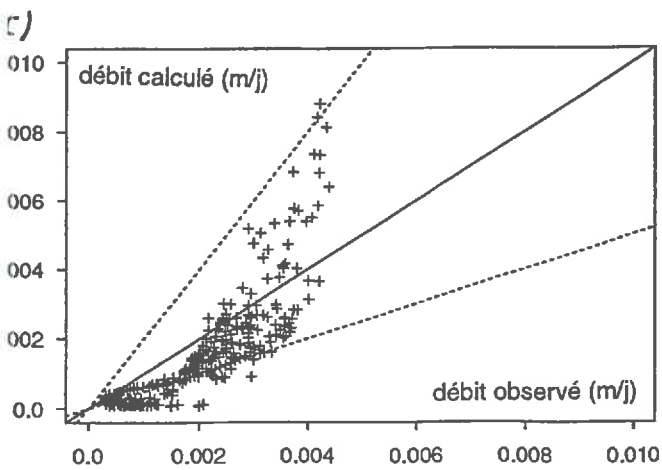
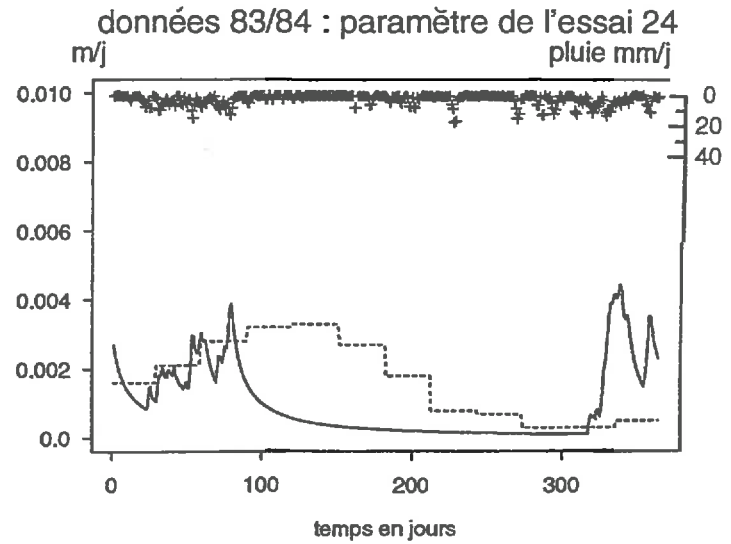
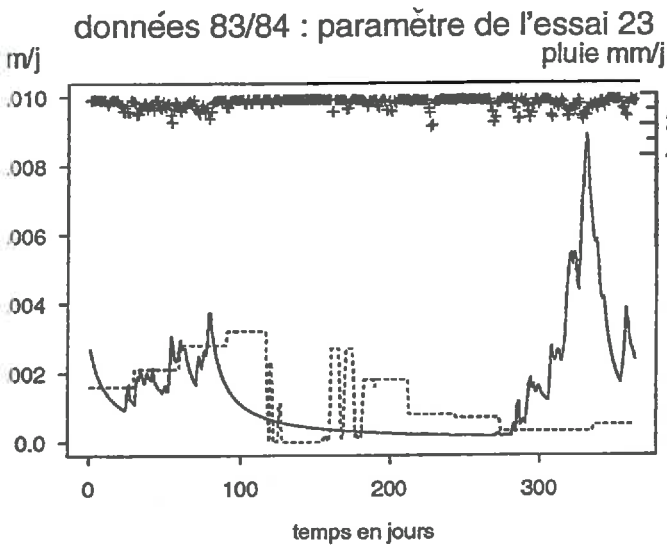
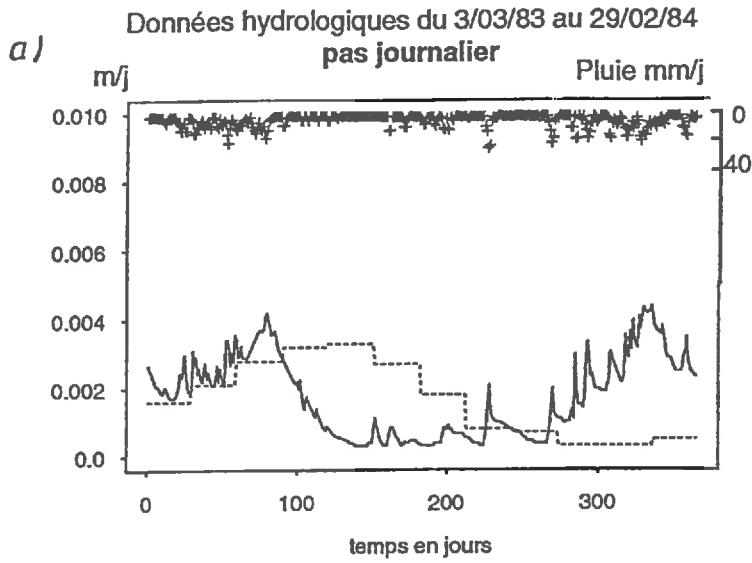


Fig IV-31 : Validation sur les données à pas journalier du 3/03/83 au 28/02/84, paramètres des calages sur les données hydrologiques de 1990.

- a) courbe des débits simulés, hyétoqramme et ETR
- b) relation entre les débits observés et les débits simulés



Dans un second temps, nous avons appliqué pour les données 83/84 les paramètres obtenus par calage sur les années 89/91. En effet, l'intérêt d'une modélisation hydrologique est de permettre la simulation de débits en absence de données hydrologiques. Le tableau IV-21 montre quelques essais de simulation. Les résultats sont mauvais à l'exception de l'essai 23. Ceci s'explique en grande partie par des conditions climatiques très différentes entre l'année de calage et de validation. Les paramètres du modèle ont été calés sur une série d'événements exceptionnels ; son application sur une année à pluviométrie moyenne ne permet pas de simuler correctement les débits.

Tab IV-21 : Résultats de la validation : données à pas journalier du 3/03/83 au 28/02/84, paramètres des calages sur les données hydrologiques de 1990.

| N° | EFF | zones saturées (ha) | | débit max (mm/h) | débit max sim/obs | débit total simulé (mm) | % Q sim/obs | % sub | % ruis |
|--------------------------------------|-------|---------------------|--------|------------------|-------------------|-------------------------|-------------|-------|--------|
| | | maxima | minima | | | | | | |
| une seule valeur de SK0 | | | | | | | | | |
| 23v2 | 40,58 | 112,6 | 26,9 | 0,370 | 203,3% | 413,5 | 82,1 | 88,7 | 10,7 |
| deux valeurs proportionnelles de SK0 | | | | | | | | | |
| 24v2 | 23,24 | 71,2 | 19,9 | 0,184 | 101,1% | 362,6 | 58,0 | 91,3 | 8,3 |

N° = numéro du jeu de paramètre de calage utilisé sub = écoulement de sub-surface ruis = ruissellement
Q = débit total obs = valeur observée sim = valeur simulée

L'année 90 n'est pas une année climatique normale, alors que 83/84 est proche de la normale. L'utilisation de paramètres calibrés sur une année, où les pluies sont de fortes intensités et très concentrées dans le temps (1990), ne permet pas une bonne estimation des débits pour une année normale (1983/84). L'intensité des pics de crues est très mal estimée ; en période estivale (où les pluies sont quasi nulles) on n'observe pas de remontée des débits lors des événements pluvieux de faibles intensités ; ceci peut s'expliquer par la valeur optimisée du paramètre SRMAX sur les données de 1990 qui est trop élevée vis à vis de l'intensité des pluies de 1983/1984.

Nous avons appliqué les résultats de calage de 83/84 à l'année 90/91 pour voir si on obtient une meilleure estimation des débits. Le tableau IV-22 présente le résultat de quelques essais.

Tab IV-22 : Résultats de la validation : données journalières du 20/01/90 au 22/01/91, paramètres des calages sur les données hydrologiques de 1984.

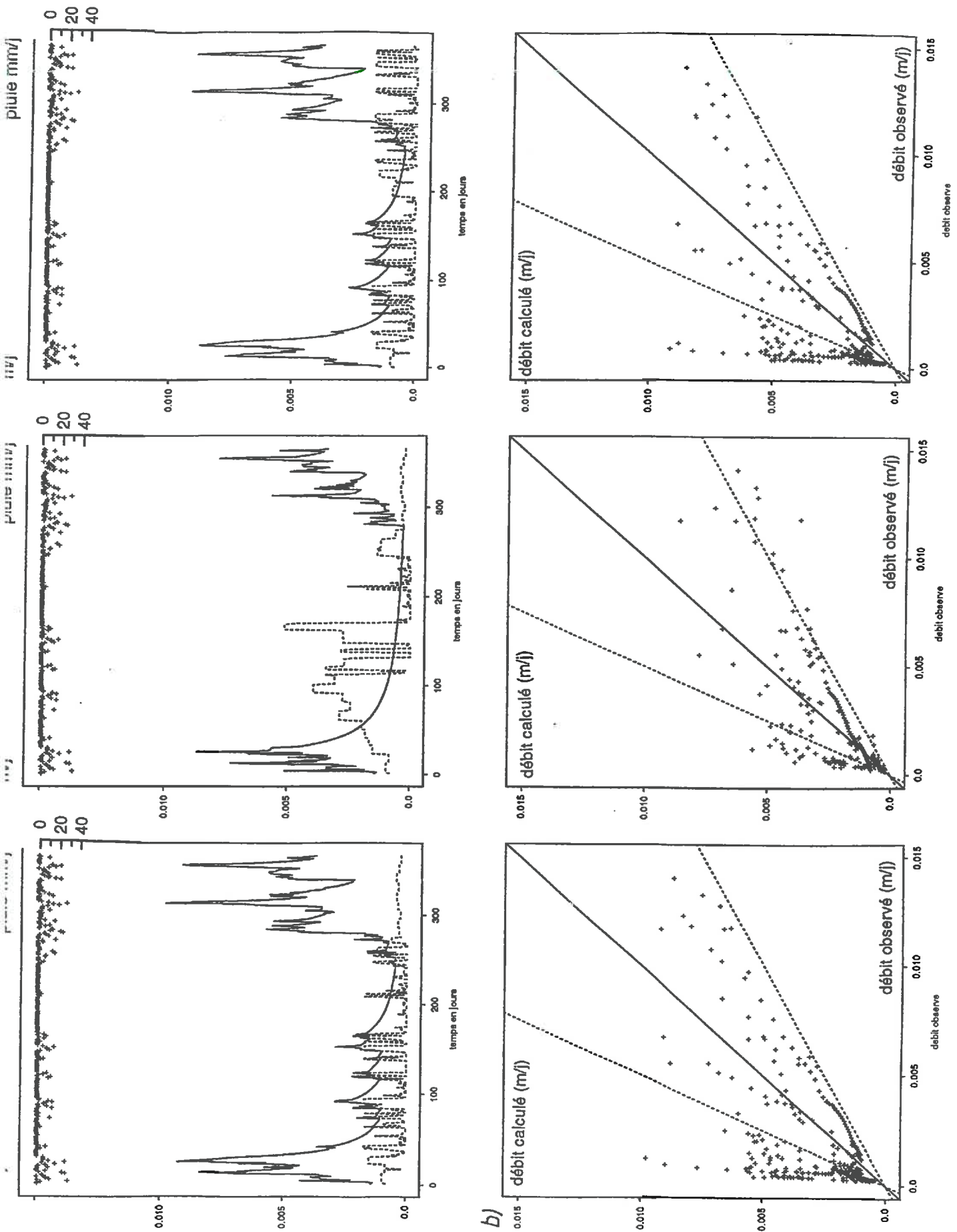
| N° | EFF | zones saturées (ha) | | débit max (mm/h) | débit total simulé (mm) | % Q sim/obs | % sub | % ruis |
|--------------------------------------|-------|---------------------|--------|------------------|-------------------------|-------------|-------|--------|
| | | maxima | minima | | | | | |
| une seule valeur de SK0 | | | | | | | | |
| 26v3 | 32,18 | 111,2 | 36,4 | 0,410 | 891,41 | 147,9 | 86,4 | 12,8 |
| deux valeurs proportionnelles de SK0 | | | | | | | | |
| 27v3 | 62,73 | 131,4 | 42,3 | 0,361 | 583,07 | 96,8 | 82,6 | 16,8 |

N° = numéro du jeu de paramètre de calage utilisé sub = écoulement de sub-surface ruis = ruissellement
Q = débit total obs = valeur observée sim = valeur simulée

Les courbes de débits simulés sont proches des courbes observées. La courbe de débits simulés diverge des valeurs observées lorsque les hauteurs de précipitations sont différentes des valeurs moyennes. Les débits sont sous-estimés lorsque les pluies sont de fortes intensités (mois de février mars et avril 1990) de même et lorsque les intensités des pluies sont inférieures à la moyenne (mois de novembre à décembre 1990). Par contre les variations de débits en période estivale sont mieux restituées, bien que l'intensité des crues estivales soit sur-estimée. Globalement si l'intensité des pics de crues est mal restituée on ne constate pas de retard dans les remontées de débits ou les décrues.

Fig IV-32 : Validation sur les données à pas journalier du 20/01/90 au 22/01/91, paramètres des calages sur les données hydrologiques de 1984.

- a) courbe des débits simulés, hyétogramme et ETR
- b) relation entre les débits observés et les débits simulés



IV-5 Comparaison des résultats obtenus avec le TOPMODEL avec ceux du Modèle Couplé (Girard).

Avant de comparer les résultats des simulations issues des deux modèles il convient de rappeler les principes et hypothèses du Modèle Couplé et ses différences avec le TOPMODEL.

Le Modèle Couplé est un modèle régional à discrétisation spatiale qui rend compte à la fois des écoulements de surface et des écoulements souterrains. C'est un modèle déterministe qui découpe l'espace en mailles carrées. Il décompose le cycle de l'eau en différentes étapes considérées comme indépendantes ; fonction d'entrées des apports d'eau au système, fonction de production, fonction de transfert de surface, fonction de transfert souterrain, fonction de transfert surface / souterrain.

La fonction de production qui répartit les précipitations entre l'infiltration, le ruissellement, l'évaporation et le stockage est basée sur une approche paramétrique d'un modèle à réservoir, la part des différents processus est contrôlée par des valeurs seuils et des fonctions de vidange. C'est ici que réside la principale différence avec le TOPMODEL. En effet le concept de surfaces contributives sur lequel est basé le TOPMODEL suppose un comportement différent du modèle suivant la valeur du déficit local de saturation. Il permet de générer du ruissellement sur les surfaces dites contributives même dans le cas de précipitation de faible intensité.

Nous avons utilisé les résultats de la simulation 28 utilisant deux valeurs de SKO pour comparer les sorties des deux modèles. La figure IV-33 présente les courbes des débits observés et des débits simulés pour les deux modèles.

Le calage des débits à un pas journalier par le Modèle Couplé reproduit correctement l'évolution des débits à l'exception de trois périodes :

- en mai, il y a une sous-estimation des débits,
- au début de l'automne on observe une remontée plus tardive des débits simulés,
- en été il n'y a pas de variation des débits lors des événements pluvieux de courtes durées.

Avec le TOPMODEL l'évolution des débits est correctement simulée à l'exception d'une seule période :

- au début de l'hiver, les courbes de débits sont sur-estimées.

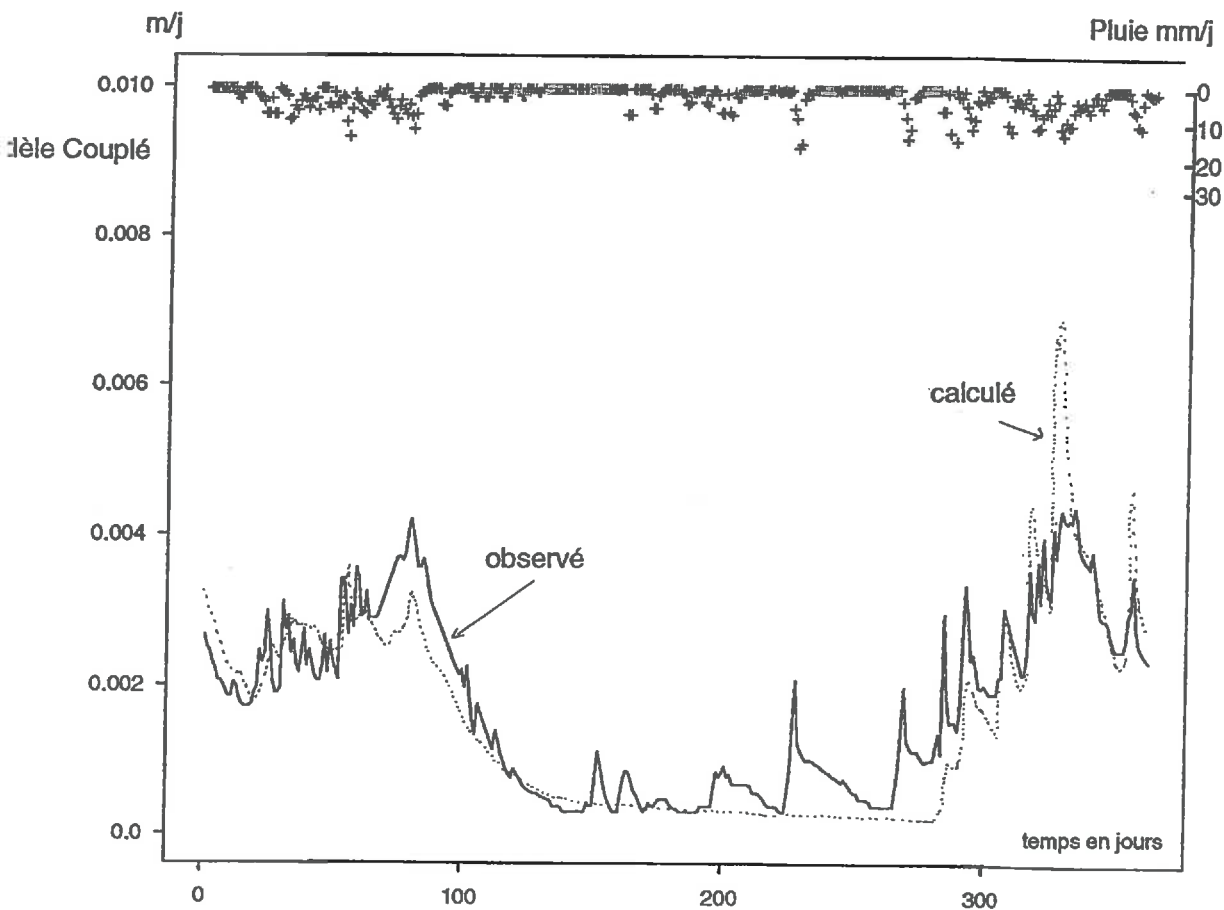
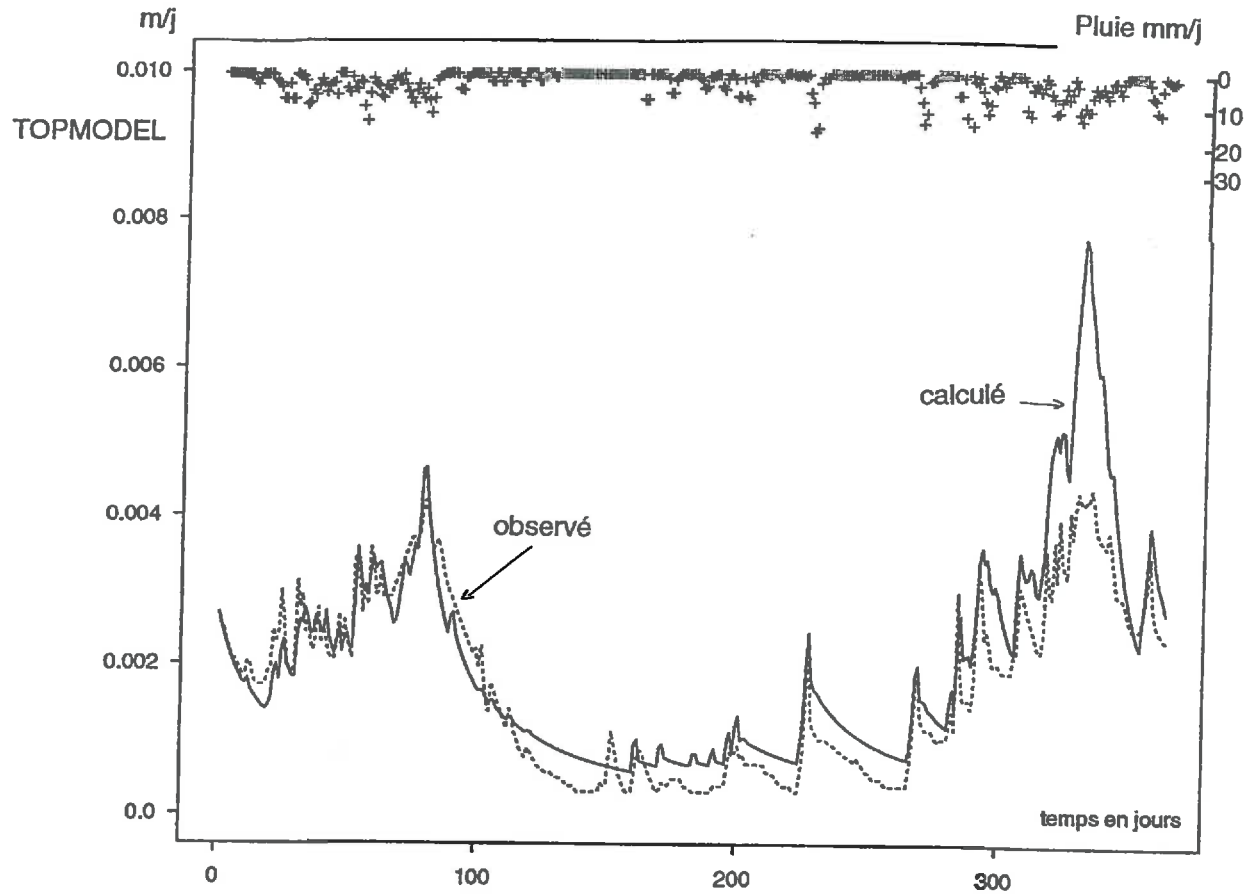
Les débits en périodes estivales sont mieux simulés avec le TOPMODEL qu'avec le Modèle Couplé qui ne permet pas de prendre en compte le ruissellement direct sur les surfaces saturées du ruissellement.

Les bilans annuels sont donnés par le tableau IV-23. Les données du Modèle Couplé sont tirées de Geng (1988). La superficie du bassin versant prise en compte par le Modèle Couplé étant différente de celle utilisée par le TOPMODEL, nous avons donc transformé les lames d'eau calculées par le Modèle Couplé en fonction de la superficie du bassin versant utilisé par le TOPMODEL.

Tab IV-23 : Précipitations, débits observés et simulés et bilan (hauteur et débit exprimé en millimètre de lame d'eau)

| | Pluie (mm) | ETR (mm) | Q total (mm) | Q simulé (mm) | bilan global P-Q-ETR | % ruisselé | % écoulement latéral |
|---------------|---------------|-------------|-----------------|------------------|-------------------------|------------|-------------------------|
| Modèle Couplé | 966,5 | 461,2 | 625,1 | 571,4 | -66,9 | 7,6 | 65,3 |
| TOPMODEL | 966,5 | 227,5 | 625,1 | 741,6 | -0,26 | 8,4 | 91,0 |

Fig IV-33 : Débits observés et simulés (m³/s) avec les deux modèles (TOPMODEL : essai 28v)



Le déficit d'écoulement pour l'année 83/84 est faible (348,4 mm). Le bilan global est très déficitaire dans le cas du Modèle Couplé et équilibré pour le TOPMODEL. La part du ruissellement sensu stricto est plus importante avec le TOPMODEL, mais ceci est essentiellement lié à la faible valeur du paramètre SRMAX ; on se trouve ici dans un cas limite d'application du TOPMODEL. La part des écoulements latéraux dans les deux modèles est importante.

Dans les deux simulations les débits en période de récession sont sous-estimés. Les pics de crues au cours des mois de Janvier 1984 semblent surestimés, ceci pourrait être lié à un problème lors de l'acquisition des données hydrologiques.

Le TOPMODEL semble donner de meilleurs résultats hydrologiques que le Modèle Couplé. Il permet notamment une meilleure simulation des débits en périodes estivales par la prise en compte des écoulements sur les zones contributives .

Tab IV-24 : Données hydrologique comparatives (tiré de Geng 1988)

| mois | P | ETP | ETR (mm) | | lame d'eau écoulé (mm) | | | infiltration | | ruissellement | |
|---------|-------|-------|-----------|---------------|------------------------|-----------|---------------|--------------|---------------|---------------|---------------|
| | | | TOP-MODEL | Modèle Couplé | observé | TOP-MODEL | Modèle Couplé | TOP-MODEL | Modèle Couplé | TOP-MODEL | Modèle Couplé |
| mars | 56,4 | 46,4 | 23,3 | 46,4 | 60,9 | 54,5 | 66,7 | 32,2 | 41,5 | 2,6 | 0 |
| avril | 145,7 | 63,0 | 47,5 | 63,0 | 77,0 | 77,0 | 81,3 | 91,5 | 87,9 | 8,3 | 2,5 |
| mai | 131,8 | 86,8 | 44,1 | 86,8 | 104,8 | 100,6 | 83,7 | 82,7 | 68,5 | 8,2 | 0,5 |
| juin | 27,1 | 96,0 | 18,9 | 96,0 | 51,5 | 47,9 | 40,0 | 9,4 | 2,7 | 0,7 | 0 |
| juillet | 4,5 | 102,3 | 5,6 | 4,5 | 14,3 | 25,3 | 17,1 | 0,5 | 0 | 0,1 | 0 |
| août | 36,7 | 83,7 | 14,0 | 36,7 | 15,9 | 21,5 | 13,4 | 21,4 | 0 | 1,2 | 0 |
| sept | 67,3 | 54,0 | 3,1 | 53,8 | 16,1 | 25,7 | 11,3 | 35,1 | 0 | 2,2 | 0 |
| oct | 66,7 | 24,8 | 15,8 | 24,8 | 24,4 | 36,8 | 10,2 | 47,9 | 3,8 | 3,2 | 0 |
| nov | 50,8 | 21,0 | 8,8 | 21,0 | 20,3 | 31,1 | 8,7 | 38,9 | 9,9 | 2,7 | 0 |
| déc | 99,1 | 9,3 | 9,7 | 9,3 | 53,9 | 68,9 | 31,8 | 83,2 | 56,2 | 7,1 | 2,0 |
| jan | 199,4 | 9,3 | 9,9 | 9,3 | 99,1 | 144,6 | 111,3 | 170,0 | 141,7 | 19,5 | 31,6 |
| fév | 81,0 | 14,5 | 12,6 | 14,5 | 87,1 | 107,6 | 95,7 | 62,5 | 65,2 | 6,5 | 6,8 |
| total | 966,5 | 611,1 | 227,5 | 461,2 | 625,4 | 741,6 | 571,4 | 675,4 | 477,5 | 62,5 | 43,4 |

IV-6 Interprétations - Conclusions

Les différents résultats de calage et de validation du TOPMODEL montrent les limites et les possibilités d'application du TOPMODEL.

Plusieurs points positifs ressortent de cette étude :

- les simulations des débits montrent en général, une "bonne" adéquation entre les courbes observées et simulées.

- le TOPMODEL offre la possibilité de pouvoir tester la qualité d'une modélisation sur d'autre sorties que les courbes de débits à l'exutoire : la comparaison entre d'une part l'extension et la durée relative de saturation des surfaces contributives et d'autre part l'extension des surfaces hydromorphes est un critère simple d'évaluation de la qualité d'une modélisation.

- les paramètres présentent une signification physique ; il est donc possible de calculer dans le système réel les valeurs de certains de ces paramètres et de s'abstraire de l'étape de calage pour les paramètres ayant une signification physique,

- les paramètres présentent une faible variation lors du calage : notamment pour une même période de calage l'amplitude de variation des paramètres est faible, de plus elle correspond à l'amplitude de variation naturelle pour les paramètres ayant une signification physique.

- l'utilisation de deux données à des pas de temps différents (horaires, journaliers) : du fait de l'hypothèse de stationnarité des processus, le TOPMODEL donne de meilleurs résultats avec un pas de temps horaire, mais l'utilisation d'un pas de temps journalier ne diminue que faiblement la qualité de la modélisation.

- la prise en compte de deux valeurs de SK0 : l'intégration des données sols dans la modélisation améliore la qualité du modèle notamment dans le cas où les précipitations sont de faibles intensités.

Les limites d'application du TOPMODEL sont soit liée à la structure même du modèle soit au site de validation.:

- le TOPMODEL ne semble pas continu car il ne permet pas de simuler correctement les courbes de récession. Le modèle sous estime les débits en période de récession mais se recale correctement à la reprise des crues. Il ne semble pas que cela soit dû aux concepts de base du TOPMODEL mais plutôt à la formulation mathématique de ces concepts. On peut envisager deux explications à ce phénomène :

- il peut s'agir d'une mauvaise modélisation du sol dans le TOPMODEL ; l'hypothèse de l'existence d'un gradient hydraulique parallèle à la pente ne se vérifie pas,

- les équations qui contrôlent la récession sont des équations hyperbolique d'ordre 1 alors que dans la réalité on a plutôt à faire à des équations hyperboliques d'ordre 2.

- la période d'étude n'est pas représentative (peu d'événements et de forte intensité) et constitue donc un échantillonnage insuffisant pour avoir un bon calage des paramètres du modèle. Une partie non négligeable du ruissellement est alors contrôlée par des processus de type hortonien sur l'ensemble du bassin versant et non pas par la dynamique des surfaces saturées. La validation du modèle sur les années 1983/84 à partir de paramètres des années 1989/91 donne de très mauvais résultats tant dans l'estimation de l'intensité des pics de crues que dans l'estimation des remontés et décrues. Par contre l'utilisation de paramètres calés sur 1983/84 pour les années 89/91 induit une mauvaise estimation des pics de crues mais pas de décalage dans les remontées et décrues.

La modélisation hydrologique nous permet de mieux comprendre le fonctionnement hydrologique du bassin versant. Les débits à l'exutoire sont relativement bien soutenus comme le laisser supposer le substrat granitique. L'importance des zones contributives a été ici mise en évidence. En période estivale, il apparaît qu'une part non négligeable des débits à l'exutoire est générée par du ruissellement ; pour les années 83/84, de Juin à Novembre, le TOPMODEL donne une part du ruissellement total de 5,4% dont 25% correspond à du ruissellement direct sur les surfaces saturées et alors que le Modèle Couplé ne génère pas de ruissellement au cours de cette période.

Chapitre V

Application du modèle hydrologique TOPMODEL à un problème de pollution diffuse : la pollution azotée.

V-1 Introduction

L'objectif de cette étude n'a pas été de mettre au point un nouveau modèle de transfert de l'azote mais de définir les possibilités et les limites de l'application d'un modèle hydrologique conceptuel, le TOPMODEL, pour la compréhension des processus de transferts des nitrates. Après une analyse bibliographique des processus contrôlant la pollution diffuse à l'échelle d'un bassin versant, nous nous sommes fixés comme objectifs :

- dans un premier temps de rechercher des caractéristiques spatiales et temporelles majeures du bassin versant sur le plan pédologique, topographique et de l'occupation des sols pouvant contrôler cette pollution diffuse. Pour cela, nous avons analysé les caractéristiques spatiales et temporelles du bassin versant étudié précédemment et de cinq sous-bassins versants emboîtés. Une telle typologie permet de simplifier l'application d'une modélisation en ne prenant en compte que les processus les plus importants à chaque pas de temps et d'espace.

- dans un second temps, à partir de cet essai de typologie, nous avons couplé au modèle hydrologique, un module distribué du transfert des nitrates. Ce module a été validé à l'échelle du bassin versant. Puis différentes simulations prenant en compte la structure des sous-bassins versants ont été effectuées. Les perspectives ouvertes par l'approche distribuée et conceptuelle de la pollution azotée seront abordées par la suite.

V-1-1 La pollution diffuse azotée : origine et impacts

L'azote est présent naturellement dans la biosphère et dans l'atmosphère. Sous sa forme moléculaire N_2 , il constitue 80% de l'atmosphère. L'azote N_2 est chimiquement inerte et inutilisable par la plupart des micro-organismes. Mais l'azote joue un rôle prédominant dans la biosphère en entrant dans la constitution des acides nucléiques, des protéines, des amino-sucres et d'autres constituants élémentaires de la cellule. Dans les sols, l'azote se trouve sous différentes formes mais ne représente que 0,02% de l'azote total (Rosswall, 1982). L'azote organique représente 95 % de l'azote total du sol. Sous forme minérale, l'azote existe avec des degrés d'oxydation qui varient de -3 (NH_4^+) à +5 (NO_3^-). Les formes de l'azote les plus fréquentes sont NO_2^- (nitrite), NO_3^- (nitrate) et NH_4^+ (ammonium). Les transformations proprement chimiques des différentes formes de l'azote sont relativement lentes. L'essentiel des transformations est d'ailleurs catalysé par des micro-organismes qui induisent un "turn-over" important.

Le cycle de l'azote correspond à l'ensemble des transformations chimiques et biochimiques et des déplacements des différentes formes de l'azote. Différents schémas descriptifs du cycle de l'azote sont

disponibles dans la littérature (Dommergues et Mangenot in Hébert, 1979; Mariotti, 1982; Kauark Leite, 1990) ; ces schémas se différencient par leur degré de complexité.

Dans les sols, l'origine principale de l'azote est la fixation biologique, mais le rôle de la fixation industrielle (fabrication d'engrais) est très important en zones agricoles. Ces apports anthropiques sont généralement considérés comme responsables des problèmes de pollution diffuse. Dans les sols, l'azote subit de nombreuses transformations et passe de formes organiques à des formes minérales (minéralisation, ammonification) par dégradation biochimique. La nitrification est la transformation de la forme minérale ammoniacale en des formes nitriques. Ces formes minérales peuvent ensuite soit être lessivées par les eaux, soit passer dans l'atmosphère par voie gazeuse (volatilisation, dénitrification), soit être prélevées par les plantes (absorption) ou à nouveau retransformées en azote organique (assimilation, réorganisation).

La dégradation continue et croissante de la qualité de l'environnement notamment de la qualité des ressources en eau devient dans certaines régions très préoccupantes. La qualité des eaux d'alimentation se dégrade de telle façon que les normes de potabilité ne sont parfois plus respectées. La gestion des ressources en eau fait intervenir des facteurs multiples qui interviennent sur les processus de transferts ; activités anthropiques, caractéristiques morphologiques pédologiques et géologique, couvert végétal, climat

La pollution des eaux peut être de deux types ; ponctuelle, il s'agit d'une pollution généralement facilement identifiable, quantifiable et d'un impact bien évalué ; diffuse, il s'agit alors d'une pollution dont l'origine est très dispersée et qui entre en jeu au cours des précipitations par écoulement superficiel ou sub-superficiel des eaux et entraînement des particules en suspension et des phases dissoutes.

L'origine de la pollution diffuse azotée est essentiellement attribuée à l'agriculture. La compréhension des processus de transferts des polluants et de leur variabilité spatio-temporelle permettrait à la fois de mieux gérer la fertilisation et donc de limiter les coûts de production et de rétablir une qualité de l'eau suffisante pour l'alimentation humaine et animale.

Les dommages occasionnés par une pollution diffuse azotée sont de deux types :

- les impacts sur la santé :

Des concentrations en nitrates nettement supérieures aux normes de potabilité (50 mg/l de NO_3^-) peuvent provoquer chez le nourrisson la méthémoglobinémie (fixation de dérivés azotés sur l'hémoglobine à la place de l'oxygène) et serait, selon certains, mais cela reste à prouver, cancérigènes.

- les impacts sur l'environnement :

L'eutrophisation correspond à une augmentation des nutriments du milieu naturel qui entraîne une modification des biotopes. Cela se traduit par une prolifération d'algues vertes, l'anoxie des milieux, des odeurs indésirables. L'eutrophisation a un impact économique en dégradant la qualité des paysages et est un facteur indésirable pour les activités aquicoles.

Nous allons maintenant décrire en détail les différentes étapes du cycle de l'azote et évaluer leur importance relative.

V-1-2 Processus du cycle de l'azote pris en compte dans la modélisation

Le schéma retenu pour le cycle de l'azote ne prend en compte que les formes principales de l'azote dans le sol et dans l'atmosphère (N_2 , nitrate, nitrite, ammonium, N organique).

Trois processus majeurs sont à prendre en compte, lorsque l'on étudie l'azote: les apports, les transformations de l'azote, et les transferts. Les transferts de l'azote concernent essentiellement les nitrates qui sont la forme la plus soluble.

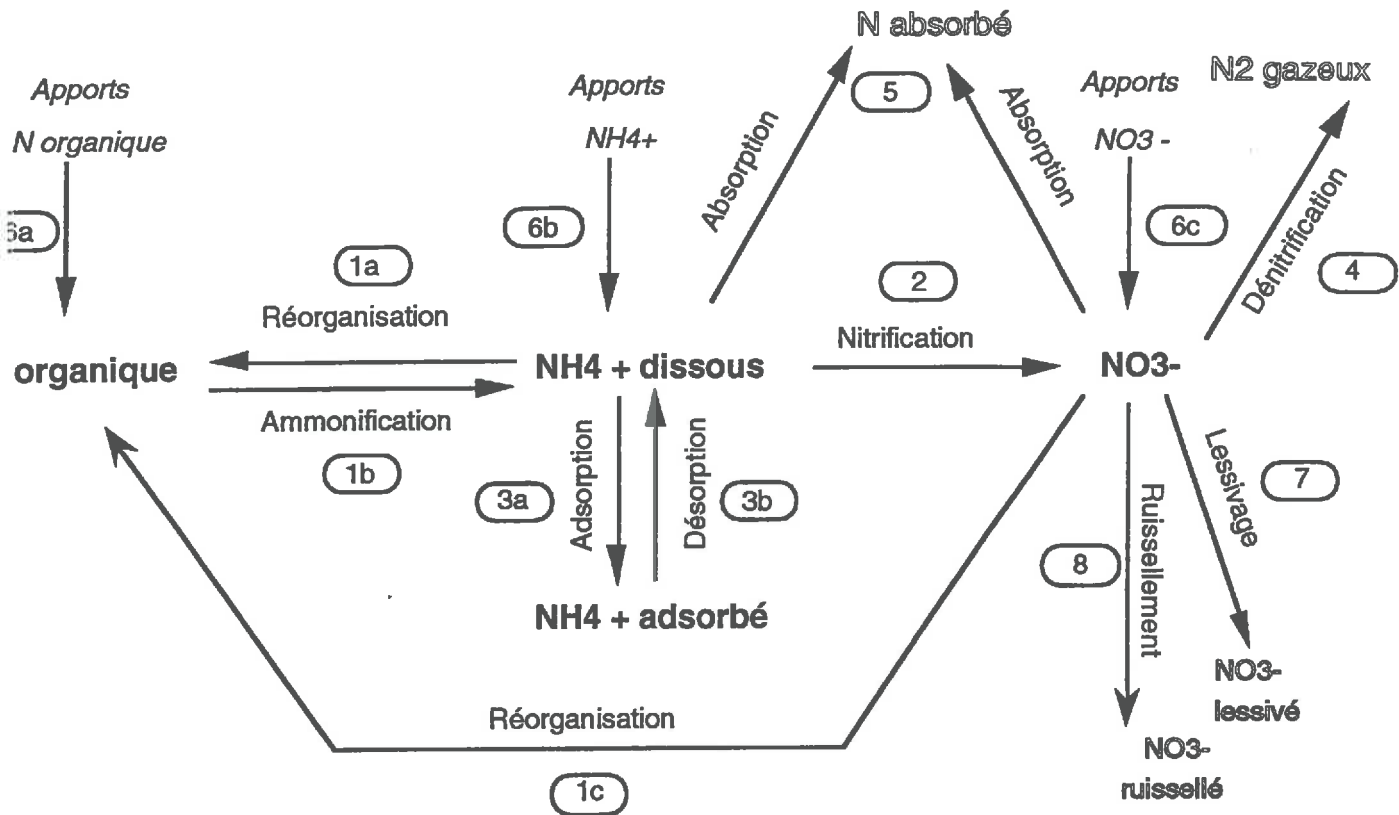


Fig V-1: Schéma des processus bio-géochimiques de transformations et transfert de l'azote (d'après Hébert, 1979)

V-1-2-1 Les apports

L'azote apporté dans les sols peut être soit sous forme organique, soit sous forme inorganique principalement nitrate, nitrite ou ammonium. Il existe trois grands processus d'apport d'azote:

1) La fixation de l'azote atmosphérique

La *fixation* permet le passage de l'azote gazeux vers des formes combinées. On distingue la fixation symbiotique par les rhizobiums des légumineuses, et la fixation asymbiotique par les algues ou les bactéries aérobies. En l'absence d'apport anthropique, la fixation de l'azote atmosphérique constitue le moteur du cycle de l'azote. Il s'agit du processus essentiel d'apport mais les processus industriels et les apports d'engrais dans les zones urbanisées ou à agriculture intensive contribuent pour une grande part à l'enrichissement en azote des sols. Les valeurs citées dans la littérature pour la fixation asymbiotique varie de

quelques kilos à une centaine de kilos/ha/an (Nutman, 1965 ; Belan, 1979 (5 à 40 kg/ha/an); Hébert, 1979 (20 à 40 kg/ha/an sous prairies tempérées)). Jensen (1965) montre que la fixation asymbiotique serait plus importante pour les sols hydromorphes. Il faut rappeler que l'existence d'un substrat carboné assimilable favorise la fixation asymbiotique. Les légumineuses peuvent par fixation symbiotique (bactéries en association avec des végétaux supérieurs) fixer de quelques dizaines de kilo à plus de 250 kg/ha/an (Hébert, 1979; Belan, 1979). Sous climat tempéré, dans le cas d'une luzerne (fixation de 250 kg N/ha/an), 50 kg de N restent dans le sol.

2) Les apports agricoles(6a - 6b - 6c)

- Les apports sous forme d'engrais

Il s'agit d'apports d'azote sous forme minérale ou organique. Les quantités apportées par hectare et par an varient fortement en fonction du type de pratique culturale et de la région. Elles varient en moyenne dans nos régions entre 100-200 kg/ha et par an, des valeurs parfois beaucoup plus élevées étant relevées sur prairies (fauchées ou paturées) en cas d'épandage de lisier.

- Les apports par pertes sur pâturages

Comme les apports d'engrais, ils dépendent des pratiques d'élevages. Pour une charge à l'hectare de 3 UGB pendant 6 mois (24 h / jour) on obtient 108 kg d'azote par hectare et par an, dont on considère que seulement la moitié est valorisée par les cultures. (Norme CORPEN, 1988)

(Il existe également des apports sous forme de rejet ponctuels industriels ou domestiques. En région agricole, ces apports peuvent être négligés sauf ceux liés aux produits de lavages des stabulations et salles de traite et des pertes directes sur trajet des bovins.)

3) Apport de N inorganique par les précipitations sous forme d'azote inorganique (NO_3^- et NH_3).

Les quantités mises en jeu par ce processus sont mal connues. Kauark Leite suggère des teneurs de l'ordre de 0,5 à 2,0 mg N/l soit un apport total de 5-20 kg/ha/an. Le rapport CWPU (1987) pour l'Angleterre donne des valeurs de 10 à 20 kg/ha/an.

V-1-2-2 les transformations:

1) L'ammonification ou minéralisation (1b) . 50-120 Kg/ha/an

L'ammonification ou minéralisation est le passage de l'azote organique vers des formes minéralisées (NH_4^+). Cette réaction est catalysée par les micro-organismes qui fournissent ainsi l'azote assimilable par les végétaux.

Tout l'azote organique ne présente pas la même aptitude à la minéralisation par la biomasse microbienne. La quantité d'azote minéralisable dans un sol détermine la vitesse de la réaction. La minéralisation s'effectue dans une grande gamme de conditions et est facilitée par un milieu oxydant, une température modérée et une humidité moyenne.

N organique \longrightarrow NH_4^+ + produits carbonés

2) La réorganisation ou immobilisation (1a, 1c)

C'est la transformation inverse qui permet le passage des formes minérales de l'azote vers des formes organiques. Il s'établit un équilibre entre les deux formes d'azote organique et NH_4^+ . Ces deux transformations sont fortement conditionnées par le rapport C/N de la matière organique. Alexander (1961) indique qu'un rapport C/N de 23 pour un résidu agricole est le seuil entre les processus de minéralisation et de réorganisation. La quantité d'azote produite par minéralisation est de 150-200 kg/an/ha. La fraction immobilisée varie en fonction du degré de fertilisation (de 70% pour un apport de 5 kg N /ha/an à 29% pour un apport de 87 kg/ha/an, Muller et al.).

3) La nitrification (2)

La *nitrification* est le passage de NH_4^+ à NO_3^- . Il s'agit d'une étape importante de transformation d'une forme d'azote relativement peu mobile vers une forme lessivable.

La nitrification est favorisée par des milieux oxydants. Il existe deux étapes dans la nitrification.

- la nitritation



- la nitratisation



La nitrification est le fait de bactéries spécifiques qui utilisent l'oxydation du NH_4^+ associé au CO_2 comme source d'énergie. Il s'agit de phénomènes aérobies stricts.

Le taux de croissance des germes *nitrobacter* est plus élevé que celui des *nitrosomosas*, la forme NO_2^- est donc fugace dans la nature.

Les conditions optimales pour l'oxydation du NH_4^+ sont un pH voisin de la neutralité, une quantité suffisante de CO_2 , une humidité légèrement au dessus de la capacité de rétention et une aération modérée (Hébert, 1979).

Les nitrates constituent la forme stable de l'azote dans la nature. C'est l'aboutissement des réactions enzymatiques et d'oxydation. Sous cette forme l'azote est directement assimilable par les végétaux supérieurs. Il s'agit en outre de la forme la plus soluble.

4) La désorption /adsorption (3a, 3b)

Une fraction de l'azote ammoniacal peut être soustraite au phénomène d'oxydation par adsorption sur les sols. Elle peut être adsorbée sous forme échangeable par les minéraux ou les colloïdes constituant la phase solide. L'échange d'ion est surtout sensible dans les sols argileux où le NH_4^+ peut être rétrogradé sur les feuillets des argiles de type 2-1.

Ce mécanisme est réversible (désorption). Il s'agit d'un équilibre entre les formes en solution et les formes adsorbées sur les solides.

5) Les pertes par voies gazeuses: la volatilisation, la dénitrification (4)

Il peut y avoir restitution par voie gazeuse de l'azote du sol (Catroux et Germon, 1981), par *volatilisation* de l'ammoniac, par *dénitrification chimique* et par *dénitrification biologique*.

La volatilisation est favorisée par des conditions venteuses et en milieu alcalin. Elle peut être importante lorsqu'elle touche de l'azote ammoniacal apporté sous forme d'engrais (Hargrove et Kissel, 1979). En valeur extrême, Reddy et al. (1979) estiment ces pertes entre 50 et 100% de l'azote appliqué. On peut néanmoins considérer une valeur moyenne de 20 à 30 % pour l'azote ammoniacal apporté sous forme d'engrais. La volatilisation est dans les autres cas négligeable.

La dénitrification chimique est importante dans le cas des sols acides. La dénitrification chimique expliquerait les pertes d'azote nitrique dans ces sols. Elle repose sur la réactivité et l'instabilité des sels d'acide nitreux. Gerretsen et Dehoop (1957) l'estiment à 75% pour un sol *in vitro*. Smith et Chalk (1980) ont observé des pertes de l'ordre de 16,5% sur des sols à pH supérieur à 7,5.

La dénitrification biologique est une réduction de l'azote nitrique (+5) en azote (0). Cette réduction est effectuée par des bactéries anaérobies en utilisant les nitrates comme accepteur d'électron. L'ion nitrate remplace l'oxygène dans le processus de respiration. La matière organique joue le rôle de donneur d'électron, et conditionne la cinétique de la réaction. Les pertes estimées varient de 1% à 50% de l'azote minéral du sol (Henin, 1980; Catroux et Germon, 1981; Germon et al., 1985; Greenwood, 1978; Ryden et Lund, 1980). La dénitrification biologique est conditionnée par la température du sol (> 8°) et l'existence d'événements pluvieux. D'après Kauark Leite (1990), on peut s'attendre à des épisodes importants de dénitrification sous des conditions climatiques particulières (engorgement des sols consécutifs à une arrivée tardive de fortes pluies succédant à un hiver sec et doux ; phase propice à l'accumulation de nitrates dans les sols). Les conditions optimales de la réaction sont un milieu pauvre en oxygène avec présence de matière organique et un pH de 7 à 8,5.

6) L'absorption (5)

L'azote est un élément essentiel de la croissance des végétaux. L'*absorption* par les organismes vivants affecte essentiellement les nitrates (Hébert 1979) et constitue un pôle important d'exportation de l'azote des sols. L'absorption par les plantes varie en fonction du type de végétal, de son stade de croissance, des apports initiaux d'azote minérale ou organique, du rendement et des conditions pédoclimatiques.

V-1-2-3 Le transfert des nitrates

Les pertes par voies hydriques sont essentiellement dûes au *lessivage* (7) des nitrates qui sont la forme la plus soluble de l'azote (1500 mg/l). Les mécanismes du lessivage sont ceux du transport en phase liquide (convection, dispersion mécanique et dispersion hydrodynamique)

Les pertes par *ruissellement* (8) et *parécoulement sub-superficiel* peuvent également être importantes dans certains types de sols.

Les pertes par voies hydriques affectent l'azote non assimilé par les végétaux ou non immobilisé après récolte. Elles sont donc dépendantes des stocks disponibles et des conditions d'humectation des profils de sols et de la quantité d'eau infiltrée.

V-2 Caractérisation spatiale et temporelle du bassin versant de la Noé-Sèche.

V-2-1 Analyse du comportement global du bassin versant

Pour caractériser le bassin versant, nous avons analysé :

- son comportement hydrologique et géochimique : analyse de la distribution spatiale des zones contributives définies par les classes de valeurs élevées d'indice topographique, de l'évolution au cours du temps de l'extension des zones saturées, et suivi de la qualité des eaux à l'exutoire du bassin versant,
- ses caractéristiques pédologiques et morphométriques : distribution des types de sols et des critères morphométriques
- la nature et l'organisation des aménagements du paysage : analyse du réseau bocager,
- la distribution spatio-temporelle des activités humaines : la distribution spatiale des différentes pratiques agricoles et de leur calendrier d'application.

Pour cela, nous avons entre autre utilisé les résultats de l'enquête d'exploitation de Tanguy (1987). Les parcelles exploitées hors des limites du bassin ont été soustraites des résultats exprimés dans la suite de ce chapitre. La localisation des parcelles appartenant au bassin et les calculs de bilans d'azote sur celles-ci ont été effectués à partir de la carte en mode raster des exploitations.

V-2-1-1 Les apports et exportations d'azote liés aux activités anthropiques

L'essentiel des apports anthropiques sur le bassin versant de la Noé-Sèche est lié aux pratiques agricoles (fertilisation, pâturage, effluents d'élevage). Les exportations d'azote par absorption sont contrôlées d'une part par les pratiques culturales et d'autre part par le stade végétatif du couvert végétal.

1) La fertilisation azotée

L'enquête effectuée par Tanguy (1987) nous donne une image des pratiques culturales et de l'occupation des sols. A partir des données de l'enquête nous avons dans un premier temps déterminé la fertilisation globale pour chaque exploitation, son calendrier d'application à un pas de temps mensuel, puis nous avons estimé la fertilisation par sole et par parcelle. Les teneurs en azote des différents effluents d'élevage sont calculées à partir des normes CORPEN (Cf. annexe 6). Néanmoins une partie de l'azote (minéral et organique) utilisé par les exploitants agricoles n'a pas pu être, à la lecture des enquêtes d'exploitation, répartie sur un type de culture donné (412 unités d'azote organique et 3573 unités d'azote minéral). La superficie de la SAU analysée sur le bassin versant est égale à 403 hectares. La SAU totale sur le bassin versant est de 425 hectares.

Le calendrier et les quantités des apports en lisier (lisier bovin , lisier porcin, lisier de poule) et en fumier (fumier bovin , fumier porcin , fumier de poule) et des apports minéraux par mois sont donnés dans le tableau ci-dessous pour chaque type de cultures.

Tab V-1 : Apports d'azote (Kg de N) par sole et par mois

Les surfaces sont exprimées en hectare à partir de l'analyse de la carte en mode raster des cultures.

| | Surface (ha) | | J | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D |
|-------------------------------------|--------------|-----|----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Surfaces fourragères (65,5%) | | | | | | | | | | | | | | |
| Maïs | 65,1 | Org | 0 | 424 | 3576 | 5658 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 652 | 1386 |
| | | Min | 0 | 0 | 0 | 2204 | 649 | 67 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Betteraves | 3,2 | Org | 0 | 0 | 0 | 549 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 0 | 0 | 23 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| RGA | 145,1 | Org | 61 | 61 | 2551 | 176 | 556 | 476 | 556 | 389 | 1176 | 596 | 891 | 271 |
| | | Min | 0 | 1191 | 538 | 4151 | 2540 | 2567 | 3026 | 1893 | 1536 | 939 | 0 | 0 |
| RGI | 10,3 | Org | 0 | 0 | 80 | 0 | 160 | 80 | 160 | 80 | 160 | 80 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 0 | 120 | 193 | 148 | 67 | 148 | 67 | 90 | 0 | 0 | 0 |
| Prairies permanentes | 41,6 | Org | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 390 | 0 | 0 | 3 |
| | | Min | 0 | 837 | 1017 | 0 | 448 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Céréales (13,0%) | | | | | | | | | | | | | | |
| Blé | 23,4 | Org | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 517 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 45 | 455 | 1408 | 229 | 80 | 0 | 0 | 0 | 112 | 0 | 0 |
| Orge d'hiver | 44,5 | Org | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 0 | 535 | 720 | 268 | 419 | 0 | 0 | 0 | 335 | 788 | 0 |
| Orge de printemps | 23,3 | Org | 0 | 0 | 0 | 90 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 261 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 0 | 60 | 0 | 50 | 152 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Avoine d'hiver | 0,4 | Org | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Avoine de printemps | 2,3 | Org | 0 | 0 | 261 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 0 | 60 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Seigle | 1 | Org | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cultures dérobées (5,1%) | | | | | | | | | | | | | | |
| Choux | 3,2 | Org | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 165 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 72 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Colza fourrager | 17,4 | Org | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 138 | 1385 | 270 | 0 | 0 | 250 |
| | | Min | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 235 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Autres cultures (5,4%) | | | | | | | | | | | | | | |
| Colza graine | 11,7 | Org | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1596 | 0 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 160 | 120 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Pois | 5,4 | Org | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Féveroles | 0,9 | Org | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Pommes de terre | 1,4 | Org | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chanvre | 2,5 | Org | 0 | 0 | 0 | 750 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Min | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Total | | Org | 61 | 485 | 6468 | 7133 | 4332 | 556 | 1019 | 1854 | 3592 | 1454 | 1543 | 1910 |
| | | Min | 0 | 2233 | 2905 | 8699 | 616 | 3352 | 3246 | 2195 | 1626 | 1386 | 788 | 0 |

Org = apports d'azote organique, Min = apports d'azote minéral

2) Les apports directs sur pâturages

Le tableau V-2 présente le calendrier des apports d'azote au champ pendant les pâturages. Il est admis que seulement 50% des déjections animales sont valorisées par la végétation (perte par lessivage de 25 à 45 % suivant le niveau de pâturage et perte moyenne par volatilisation de l'ammonium 28% selon Sherwood et Ryan , 1990). Le calcul des périodes de pâturages a été établie pour l'ensemble de la SAU exploitée par les exploitations que les terres appartiennent ou non au bassin versant. La détermination du calendrier d'épandage pour les parcelles situées sur le bassin versant lui même se base sur le pourcentage de surface pâturée sur le bassin par rapport à la totalité des surfaces pâturées. Les rejets directs sur pâturages par les déjections sont évalués à 25% des apports totaux d'azote par sous forme organique. Il s'agit donc d'une source non négligeable de pollution diffuse si on considère que seulement 50% des rejets sont valorisables par les cultures.

Tab V-2 : Apports d'azote sur pâturage sous forme de rejets directs d'animaux calculés pour l'ensemble de la SAU analysée

| périodes | nombre UGB | superficie (ha) | N (kg) | N (kg/j) | N (Kg/ha/j) |
|---|---------------|--------------------|---------|----------|-------------|
| Janvier | 319,3 | 102 | 306,8 | 9,9 | 0,097 |
| Février | 388,7 | 118 | 344,5 | 12,3 | 0,104 |
| Mars | 444,7 | 137 | 653,3 | 21,1 | 0,154 |
| Avril | 694,6 | 178 | 1495,1 | 49,8 | 0,280 |
| Mai | 791,7 | 178 | 2213,8 | 71,4 | 0,401 |
| Juin | 791,7 | 178 | 2139,1 | 71,3 | 0,400 |
| Juillet | 791,7 | 178 | 2139,1 | 69,0 | 0,388 |
| Août | 791,7 | 178 | 2139,1 | 69,0 | 0,388 |
| Septembre | 791,7 | 178 | 2139,1 | 71,3 | 0,400 |
| Octobre | 788,7 | 178 | 1822,6 | 60,8 | 0,341 |
| Novembre | 778,7 | 178 | 1129,9 | 37,7 | 0,212 |
| Décembre | 575,7 | 166 | 813,8 | 26,3 | 0,158 |
| Total et moyenne pour l'ensemble de la SAU | | | 17336,4 | 47,5 | 0,277 |
| dont total et moyenne sur le bassin versant | | | 10771,0 | 29,5 | 0,172 |

3) Les exportations par les cultures

En l'absence de données mesurées de la variation des teneurs en azote des plantes aux différents stades végétatifs, nous avons estimé les exportations d'azote par les cultures en procédant en deux étapes.

Dans un premier temps, nous sommes partis des données CORPEN et des mesures de rendement des cultures pour estimer les exportations globales des cultures (tableau III-3 : colonne 1 : rendement des cultures en matière sèche ; colonne 2 : exportations de N calculées).

Dans un second temps, pour obtenir une distribution en fonction du temps des exportations de nitrate par les cultures, nous avons cherché à estimer les variations du stock de matière sèche pour chacune des cultures en fonction de son stade végétatif. Ceci nous permet en appliquant une relation de proportionnalité entre le stock de matière sèche et les exportations globales d'azote par les cultures d'estimer les variations des exportations en fonction du stade végétatif des cultures. Pour cela, nous nous sommes inspirés des travaux sur le maïs de Hunt et Evans (1980), Muchow et al. (1990) et Ruget (1989) et des données de l'ITCF pour les prairies. Gosse et al. (1986) ont proposé une méthode d'estimation de la production potentielle d'une culture donnée en fonction d'une relation linéaire existant entre la teneur en matière sèche (MSa) de la culture et le rayonnement global absorbé (PARa) par la culture. Nous avons appliqué ces relations aux différentes cultures rencontrées sur notre bassin versant pour estimer les variations du taux de matières sèches (tableau III-3 : colonne 3 : rendement en matières sèches estimées).

$$MSa = \alpha \cdot PARa \quad \text{avec} \quad PARa = \text{rayonnement global} * 0.95 * (1 - \exp(-\gamma * LAI))$$

$$LAI = \text{indice foliaire}$$

Les valeurs de α sont connues pour les grands types de cultures. Nous avons estimé les valeurs de γ en fonction du rendement des cultures concernées.

Connaissant ainsi, la variation de teneurs en matière sèche d'une culture donnée au cours du temps et la quantité d'azote total exportée par la culture, la quantité d'azote exportée en fonction du temps (tableau III-3 : colonne 4) est alors donnée par l'application d'une relation de proportionnalité :

$$N \text{ exporté (au temps } t) = MS \text{ (au temps } t) \times N \text{ total}$$

Tab V-3 : Exportation d'azote par les cultures : données globales

| | 1 | 2 | 3 | 4 | |
|-----------------------------|--------------|------------------|-----------------|-----------------|----------------|
| | surface (ha) | MS T/ha calculée | N Kg/ha calculé | MS T/ha estimée | N Kg/ha estimé |
| Surfaces fourragères | | | | | |
| Maïs | 65,1 | 11,2 | 131 | 13,0 | 162 |
| betteraves | 3,2 | 10,5 | 110 | 10,7 | |
| RGA | 145,1 | 8,9 | 268 | 26,2 | 916 |
| RGI | 10,3 | 9,1 | 239 | 9,3 | 185 |
| Prairies permanentes | 41,6 | 6,2 | 170 | 7,5 | 187 |
| Céréales | | | | | |
| Blé | 23,4 | 8,4 | 125 | 7,7 | 193 |
| Orge d'hiver | 44,5 | 8,9 | 119 | 9,6 | 202 |
| Orge de printemps | 23,3 | 7,6 | 134 | 7,4 | 156 |
| Avoine d'hiver | 0,4 | 8,2 | 97 | 4,0 | 101 |
| Avoine de printemps | 2,3 | 6,3 | 105 | 7,7 | 193 |
| Seigle | 1 | 8,0 | 84 | 11,7 | 233 |
| Cultures dérobées | | | | | |
| Choux | 3,2 | 5,6 | 141 | 4,0 | 101 |
| Colza fourrager | 17,4 | 5,9 | 183 | 7,0 | 223 |
| Autres cultures | | | | | |
| Colza graine | 11,7 | 4,4 | 148 | 5,1 | 356 |
| Pois | 5,4 | 3,1 | 139 | 3,7 | 186 |
| Féveroles | 0,9 | 4,5 | 171 | 8,6 | 433 |
| Pommes de terre | 1,4 | 35,0 | 122 | 43,4 | 152 |
| Chanvre | 2,5 | 9,0 | 165 | 9,3 | 93 |

V-2-1-2 Localisation des différents types de cultures

Pour caractériser la localisation des cultures nous avons analysé la carte en mode raster des cultures (Cf § II-2), et recherché les relations existant entre les types de culture et les valeurs d'indice topographique. Rappelons que les valeurs de l'indice topographique peuvent être rattachées d'une part au degré d'hydromorphie du sol et d'autre part être reliées à une position sur le versant. Le bassin versant de la Noé-Sèche étant un bassin versant bocager peu remembré on peut supposer l'existence d'une organisation du parcellaire liée aux pratiques culturales. En effet, les zones de bas fond et de bas de versant sont généralement difficile d'accès pour les engins agricoles du fait d'une part de l'existence du réseau bocager et d'autre part d'un engorgement prolongé des sols. De ce fait, elles seront préférentiellement occupées soit par des prairies permanentes soit par des cultures ne nécessitant que peu de travail du sol.

Le tableau V-4 indique les surfaces exprimées en hectare des cultures en fonction de la valeur d'indice topographique pour l'ensemble de la SAU analysée sur le bassin.

Tab V-4 : Superficie en hectares des différentes productions végétales en fonction des classes d'indice topographique

| | <6 | 6-7 | 7-8 | 8-9 | 9-10 | 10-11 | >11 |
|---------------------------|------|------|-------|------|------|-------|------|
| Cultures fourragères (CF) | 32,3 | 53,0 | 57,7 | 41,3 | 19,4 | 9,0 | 15,5 |
| dont prairies temporaires | 21,5 | 37,9 | 40,2 | 28,0 | 11,9 | 6,2 | 11,8 |
| Prairies permanentes (PP) | 4,7 | 6,0 | 5,2 | 4,5 | 4,3 | 3,5 | 13,6 |
| Céréales (C1) | 9,7 | 20,2 | 28,9 | 19,6 | 10,4 | 4,6 | 5,5 |
| Cultures dérobées (D) | 0,3 | 1,3 | 2,0 | 1,7 | 1,7 | 1,0 | 0,7 |
| Autres cultures (C2) | 2,7 | 3,7 | 3,0 | 0,9 | 0,4 | 0,3 | 0,5 |
| Bois | 11,9 | 12,3 | 7,5 | 3,2 | 1,3 | 0,7 | 4,3 |
| Landes ou marécages | 2,2 | 2,1 | 2,5 | 1,7 | 1,1 | 0,8 | 3,1 |
| Total | 63,9 | 98,7 | 107,0 | 72,9 | 38,7 | 19,8 | 43,2 |

L'essentiel de la SAU analysée correspond à des classes intermédiaires d'indice topographique (60 % des surfaces entre 7 et 9), mais la répartition des cultures pour une même classe est variable. Si on

recherche pour chaque type de culture la classe d'indice topographique associée, il convient de différencier:

- les cultures (céréales et autres) qui se concentrent sur les classes à valeurs moyennes d'indice,
- les prairies permanentes qui se concentrent sur les classes à valeurs fortes d'indice,
- les bois associés aux classes à valeurs faibles d'indice,
- les landes et les marécages répartis de façon assez homogène.

Les cultures fourragères et les céréales possèdent la même distribution en classes d'indice. Les rotations de cultures ne devraient pas modifier la distribution des classes d'indice topographique.

Les surfaces à fortes valeurs d'indice topographiques qui correspondent aux bas-fonds sont occupées essentiellement en prairies soit 56% des surfaces à valeurs d'indice topographique supérieures à 10 et 60% de celle à valeur d'indice supérieure à 11).

Il apparaît donc que la modélisation des apports et des exportations peut se faire sur la base d'un découpage en deux classes d'indice : une classe de valeur d'indice topographique moyen à faible à apports forts et exportations par les cultures importantes, une classe d'indice fort qui correspond à des apports plus modérés mais sur laquelle se concentre l'essentiel des pâturages. Sur ces dernières on observe un risque important de pollution de type ponctuel lié au stockage en bout de champs et aux épandages sauvages.

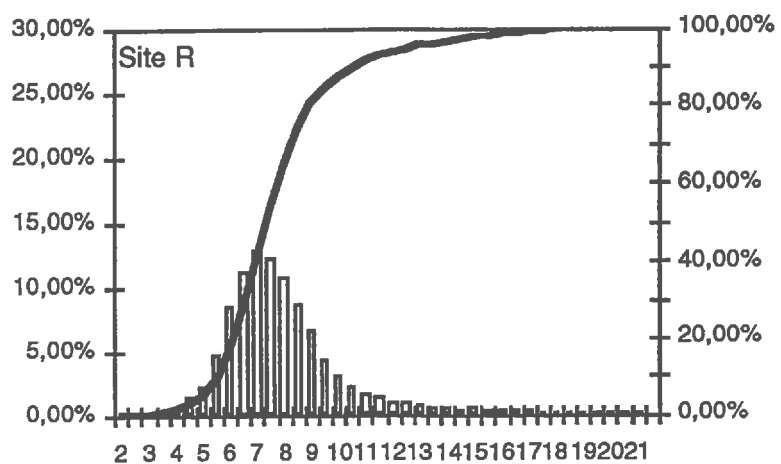
V-2-1-3 Caractérisation morpho-pédologique du bassin versant

La morphométrie du bassin versant ayant été décrite dans le chapitre II, nous nous contenterons ici de rappeler les caractéristiques générale du bassin versant de la Noé-Sèche. La figure ci dessous synthétise les principaux résultats

superficie du bassin versant = 563,1 ha
type de sols

| % | site R |
|---------------------|--------|
| hydromorphie | |
| classe 0 | 18,0 |
| classe 1 | 20,2 |
| classe 3 | 43,5 |
| classe 4 | 3,8 |
| classe 5 | 4,9 |
| classe 6 | 9,6 |
| type de sol | |
| sols bruns | 63,0 |
| sols lessivés | 21,5 |
| sols dégradés | 3,7 |
| sols d'apport | 3,5 |
| tourbe | 8,3 |

indice topographique : fréquence et fréquence cumulée



V-2-1-4 Concentration et flux de nitrate à l'exutoire du bassin versant

1) Les données

Des prélèvements d'eau ont été collectés toutes les 8 heures à l'aide d'un préleveur automatique à l'exutoire du bassin versant pour l'analyse des teneurs en nitrates des eaux. Les échantillons d'eau filtrés à 65µ et acidifiés ont été envoyés au laboratoire d'analyse de sols d'Arras pour détermination des

concentrations NO_3^- . Les débits mesurés à la station de jaugeage nous permettent de calculer les flux de nitrates. La figure V-2 montre l'évolution des concentrations et flux de nitrates au cours des 18 mois de prélèvements.

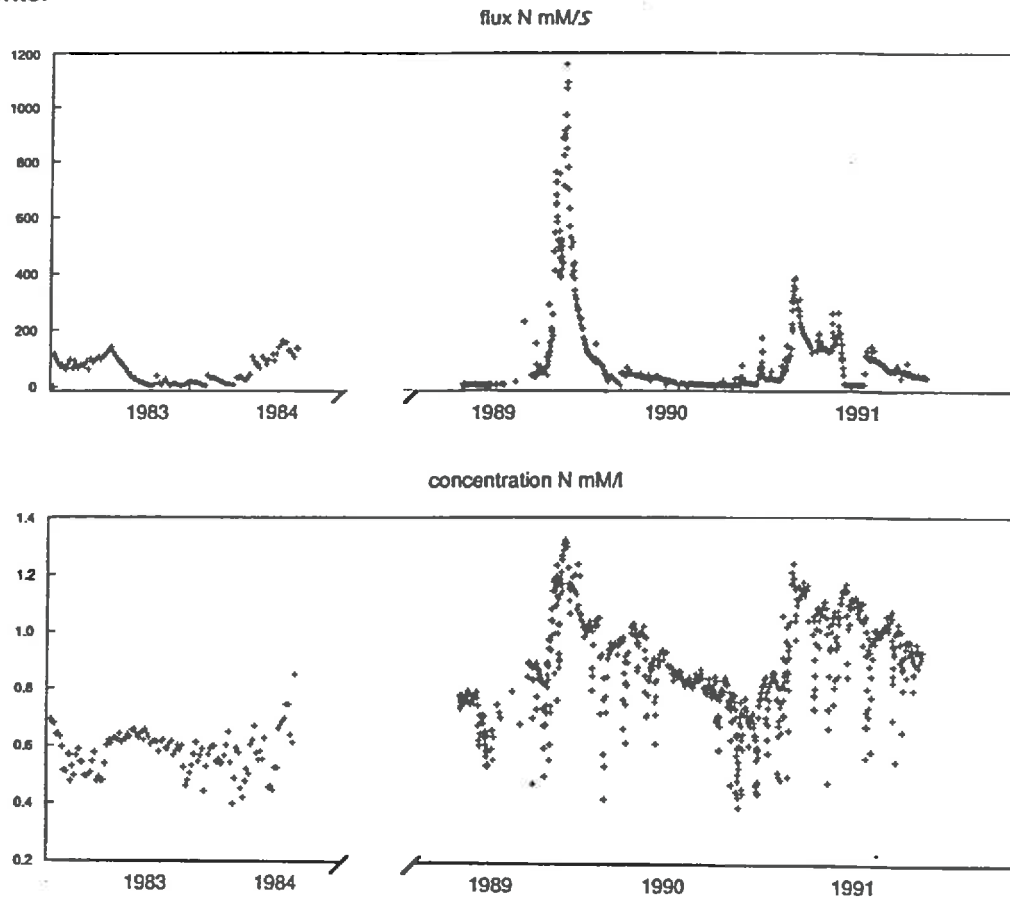


Fig V-2 : Concentration et flux de nitrate à l'exutoire du bassin versant

2) Evolution annuelle et inter-annuelle

Le bassin versant de la Noé-Sèche présente une dégradation continue de la qualité des eaux malgré un bilan de l'azote stable mais excédentaire (+40 U N/ha).(figure V-3)

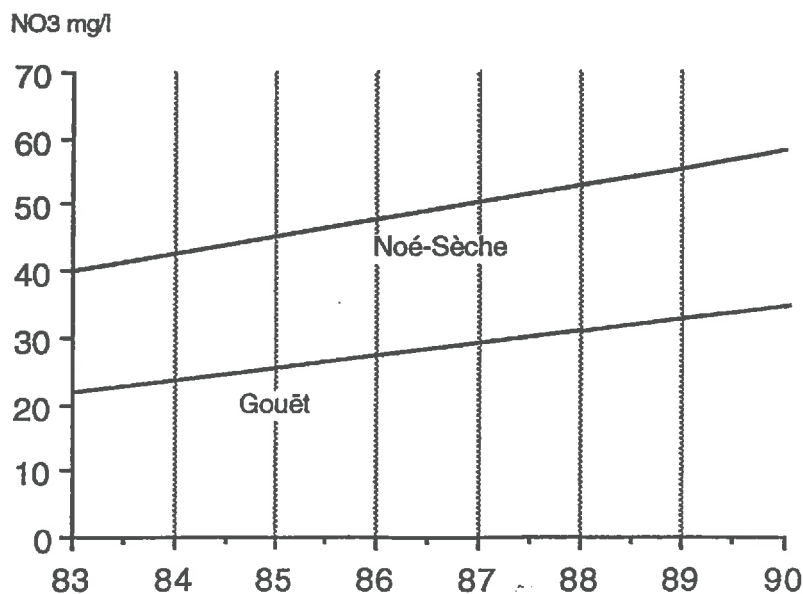


Fig V-3 : Evolution des concentrations moyennes en nitrate dans les eaux du Gouët et de la Noé-Sèche (courbe de tendance SRAE).

Les concentrations en nitrates des eaux du ruisseau de la Noé-Sèche sont en progression régulière depuis plusieurs années. L'augmentation moyenne des concentrations est de 2-3 mg/l et par an. Cette valeur est une valeur moyenne à pondérer par les conditions climatiques.

Tab V-5: Concentration et flux de N de NO_3^- .

| | mars 1983/mars 1984 | oct 1989/oct 1990 | août 1990/août 1991 |
|-------------------------|---------------------|-------------------|---------------------|
| concentration moyenne | 8,28 | 10,29 | 10,70 |
| maximale | 11,97 | 18,59 | 17,44 |
| minimale | 5,62 | 6,58 | 6,44 |
| flux total annuel | 50 kg/ha | 72 kg/ha | 52 kg/ha |
| lame d'eau écoulee (mm) | 618,1 mm | 545,3 mm | 461,3 mm |

La limite de 50 mg/l de NO_3^- correspond à une concentration de 11,3 mg/l de N de NO_3^- .

La dégradation de la qualité des eaux du ruisseau apparaît plus marquée lorsque l'on s'intéresse aux variations de concentration ponctuelle. En effet, conjointement à l'augmentation des valeurs moyennes de concentrations, on note une augmentation des valeurs minimales et maximales de nitrates dans les eaux.

Les plus fortes variations de concentrations et de flux s'observent au cours des crues hivernales. A ce titre l'année 1990 est exceptionnelle par l'intensité de ses crues et l'amplitude de variation des concentrations de nitrates (Février 1990 : variation des concentrations de 8,12 à 18,59 mg/l de N- NO_3^-)

Si on compare les années 1990/91 et 1983/84 (année hydrologique moyenne) on constate que l'augmentation des concentrations d'azote (+ 29 %) est plus importante que l'augmentation des flux (+4%).

3) Evolution au cours d'une crue

Au cours d'un événement averse-crue, les concentrations de nitrates dans les eaux diminuent au cours de la montée de la crue pour ensuite remonter lors de la décrue et atteindre un palier de concentration généralement supérieure à la concentration initiale. Les flux augmentent durant la crue pour diminuer ensuite (figure V-4). Les variations de concentrations au cours d'une crue sont sensibles à l'intensité de la crue. Le tableau V-6 présente les résultats de l'analyse des crues sur deux années, en supposant que les relations entre concentration et débit au cours de la montée et de la descente de crue soient linéaires.

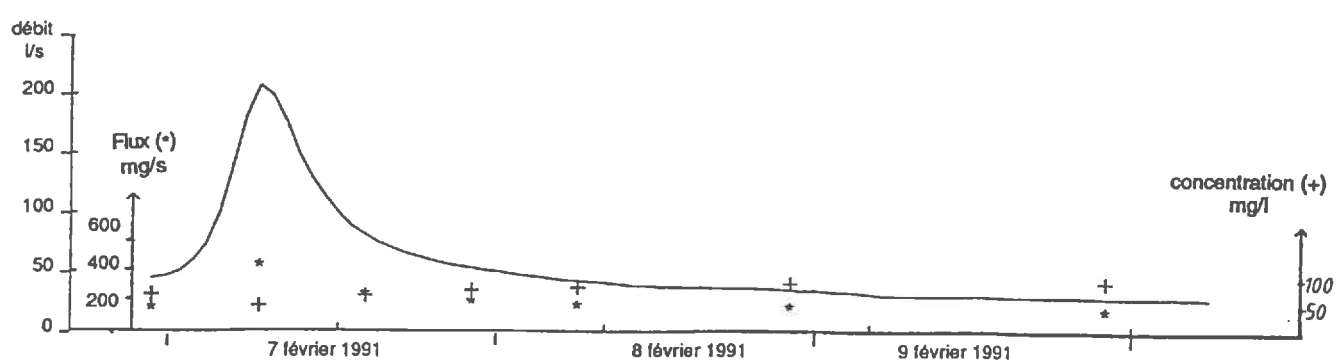


Fig V-4 : Evolution des débits d'eau, concentration et flux de nitrates au cours d'une crue.

Tab V-6 : Relation entre les débits instantanés et les concentrations de NO_3^- (en mg/l)

| débit | montée | décru | maximum et minimum |
|---------------|----------------------------------|----------------------------------|--------------------|
| 20-40 l/s | non déterminé | $y = 0,015 \text{ déb} + 41,8$ | 37 à 48 mg/l |
| 40-80 l/s | $y = -0,0558 \text{ déb} + 43,5$ | $y = 0,15 \text{ déb} + 39,5$ | 36 à 60 mg/l |
| 50-200 l/s | $y = -0,089 \text{ déb} + 41,33$ | $y = 0,127 \text{ déb} + 35,76$ | 24 à 62 mg/l |
| 100 - 300 l/s | $y = -0,067 \text{ déb} + 68,16$ | $y = 0,0685 \text{ déb} + 67,45$ | 61 à 79 mg/l |
| > 300 l/s | $y = -0,34 \text{ déb} + 34,65$ | $y = 0,408 \text{ déb} + 35,62$ | 44 à 71 mg/l |

Les erreurs liées à la méthode sont élevées (corrélation de 0,6 à 0,7) mais ces valeurs sont données à titre indicatif et définissent la tendance du comportement des concentrations au cours d'une crue.

V-2-1-5 Bilan global de l'azote sur le bassin versant

Les activités agricoles se traduisent par un bilan des fertilisations excédentaires ; apports par la fertilisation organique et minérale supérieurs aux exportations par les cultures. Le bilan de fertilisation sur l'ensemble de la SAU analysée est :

| | |
|------------------------|---|
| N | +42 U/ha de SAU analysée sur le bassin, |
| P_2O_5 | +82 U/ha de SAU analysée sur le bassin, |
| K_2O | +10 U/ha de SAU analysée sur le bassin. |

Les déjections bovines sont responsables de 50% des apports de nitrates et 67% des apports de potasse, les déjections porcines de 44% des apports en acide phosphorique et de 32% apports de nitrates, la contribution des productions avicoles au apport de fertilisant est modeste.

Le bilan global théorique est donnée par le tableau V-7. Les exportations par les cultures sont calculées à partir des rendements globaux des cultures et des normes CORPEN. Ce bilan ne tient pas compte des reliquats d'azote dans le sol.

Tab V-7 : Bilan global théorique de l'azote sur le bassin versant

| | kg N | Kg N/ha/an SAU (403 ha) | Kg N/ha/an (563 ha) |
|--|---------|----------------------------|------------------------|
| APPORTS | | | |
| Engrais minéraux | 41790 | 103 | 74 |
| Engrais organiques (fumier lisier, fiente ..) | 43807 | 108 | 77 |
| déjections sur pâturages valorisées | 5355 | 13 | 10 |
| Déjections sur pâturages non valorisées | 5355 | (13) | (10) |
| Pertes ponctuelles (siège d'exploitation et trajet) | 279 | 0,7 | 0,5 |
| Somme des apports | 96587 | 238 | 171 |
| EXPORTATION | | | |
| Par cultures sur la superficie analysée | -74405 | -184 | -132 |
| Par le ruisseau (oct 89-oct 90) | -45417 | -113 | -81 |
| Total | -119822 | -297 | -213 |
| BILAN | | | |
| Apport valorisé - exportation culture | 16548 | +41 | +29 |
| Somme des apports - exportations (ruisseau et culture) | -23235 | -59 | -42 |

V-2-1-6 Le bilan par sole

Sur le bassin versant, le bilan de l'azote par sole (Tableau V-8) est fortement excédentaire pour le maïs, les betteraves le chanvre. La fertilisation azotée sur les cultures fourragères (maïs et betterave) est généralement très mal gérée, il s'agit de cultures souvent utilisées pour recevoir l'excès de déjection animale. Le chanvre est une culture en voie d'implantation sur le bassin versant (2,5 hectare seulement), l'excès de fumure vient probablement d'une mauvaise évaluation des besoins de la culture. Les bilans d'azote sont moyennement élevés pour les RGA avec une bonne prise en compte des apports par pâturages.

Le bilan déficitaire pour les prairies permanentes ne traduit pas la réalité par suite d'une sous-estimation des apports. En effet le stockage sur les prairies de bas fond est utilisé comme palliatif par la majorité des exploitations présentant un déficit de stockage des effluents d'élevage (déversement en bout de champ des excès). La fertilisation azotée des céréales est bien menée pour le blé (bilan équilibré) mais les bilans sont fortement déficitaires pour les autres cultures. Les apports sont modérés sur les cultures dérobées et nuls pour les légumineuses. Les données ci dessous concernent la SAU analysée sur le bassin.

Tab V-8 : Bilan de l'azote par sole

| Surfaces fourragères | exportation | | fertilisation | | | | bilan kg/ha |
|-----------------------------------|--------------|---------|-----------------------|------------------------|---------------------|----------------------|----------------|
| | N total (kg) | N kg/ha | N organique N (kg) | N organique N kg/ha | N minéral N (kg) | N minéral N kg/ha | |
| Maïs | -8546 | -131 | 15840 | 243 | 4381 | 67 | +179 |
| betteraves | -133 | -42 | 549 | 173 | 50 | 16 | +147 |
| RGA ¹ | -38939 | -268 | 13522 | 593 | 28640 | 197 | +22 |
| RGI fourrager | -2093 | -238 | 800 | 91 | 953 | 109 | -39 |
| Prairies permanentes ² | -7554 | -170 | 393 | 9 | 2512 | 57 | -105 |
| Céréales | | | | | | | |
| Blé | -3082 | -132 | 852 | 36 | 2329 | 99 | +4 |
| Orge d'hiver | -6167 | -119 | 3245 | 62 | 0 | 0 | -56 |
| Orge de printemps | -2114 | -134 | 351 | 22 | 275 | 17 | -94 |
| Avoine d'hiver | -45 | -104 | 0 | 0 | 0 | 0 | -104 |
| Avoine de printemps | -220 | -97 | 261 | 115 | 20 | 9 | +27 |
| Seigle | -84 | -84 | 0 | 0 | 0 | 0 | -84 |
| Cultures dérobées | | | | | | | |
| Choux | -450 | -141 | 237 | 74 | 20 | 6 | -60 |
| Colza fourrager | -3365 | -182 | 2043 | 111 | 259 | 14 | -58 |
| Autres cultures | | | | | | | |
| Colza graine | -1727 | -148 | 1569 | 135 | 387 | 33 | +20 |
| Pois | -757 | -139 | 0 | 0 | 0 | 0 | -139 |
| Féveroles | -147 | -171 | 0 | 0 | 0 | 0 | -171 |
| Pommes de terre | -178 | -123 | 54 | 38 | 0 | 0 | -86 |
| Chanvre | -412,5 | -165 | 750 | 300 | 0 | 0 | +135 |

¹ avec rejets directs sur pâturages : bilan = +50 U N/ha

² avec rejets directs sur pâturages : bilan = -77 U N/ha

V-2-1-7 Bilan mensuel

Les bilans mensuels montrent une forte variabilité temporelle. Les bilans d'azote sont très positifs en hiver et négatifs en été. Les apports organiques sont relativement bien répartis tous au long de l'année (faibles en hiver et plus importants au printemps) alors que les apports d'azote minéral sont concentrés au printemps (reprise des cultures) et automne (labour). Le tableau V-9 et la figure V-5 illustrent ces variations.

Tab V-9 : Bilan mensuel (apports engrais - exportations par les cultures) en unité N

| | 1) organique | 2) apports minéraux | 3) pâturage | 4) exportation | bilan $1+2+\frac{1}{2}3-4$ |
|-----------|-----------------|---------------------------|----------------|-------------------|-------------------------------|
| janvier | 45 | 61 | 190 | -1289 | -1078 |
| février | 3903 | 1040 | 213 | -1933 | +3117 |
| mars | 4572 | 11505 | 404 | -4531 | +11748 |
| avril | 9750 | 9153 | 924 | -6175 | +13190 |
| mai | 5835 | 1242 | 1368 | -11868 | -4107 |
| juin | 4438 | 916 | 1322 | -12957 | -6942 |
| juillet | 4757 | 1171 | 1322 | -11428 | -4839 |
| août | 3702 | 2104 | 1322 | -9523 | -3056 |
| septembre | 3179 | 4221 | 1322 | -6802 | +1259 |
| octobre | 2140 | 1534 | 1126 | -3750 | +487 |
| novembre | 788 | 1603 | 698 | -2375 | +365 |
| décembre | 0 | 2714 | 503 | -1239 | +1727 |
| total | 43109 | 37264 | 10711 | -73871 | +11857 |

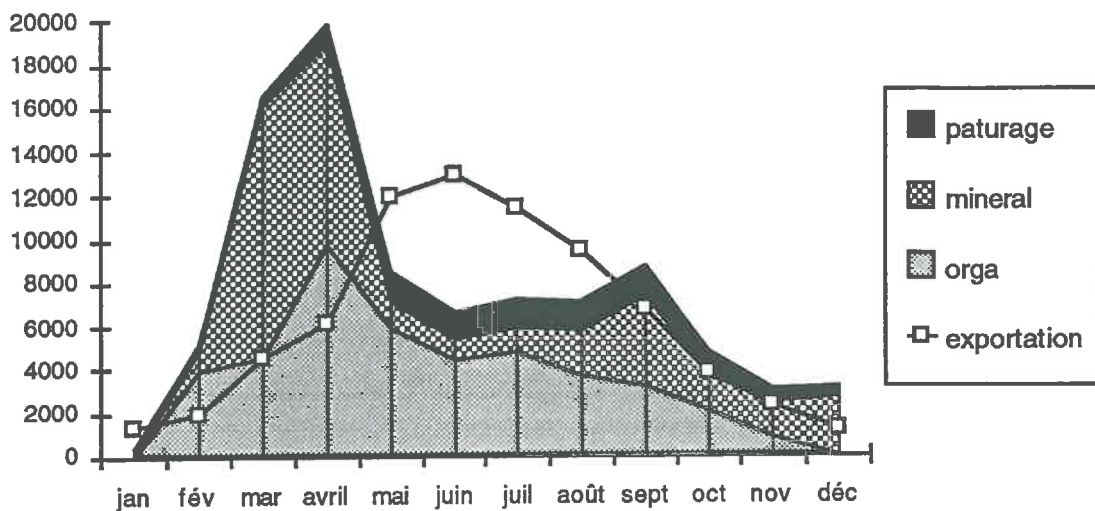


Fig V-5 : Apports et exportations d'azote mensuels sur le bassin versant de la Noé-Sèche

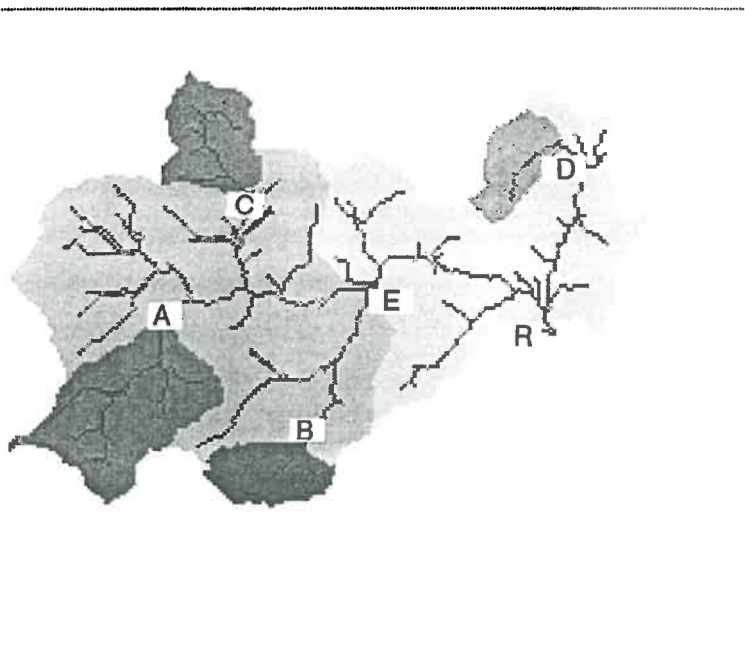
V-3 Caractérisation spatiale et temporelle des sous-bassins versants.

L'analyse globale du bassin versant nous a fournis des renseignements sur ses caractéristiques moyennes. La question que l'on peut se poser est de savoir si ses caractéristiques moyennes sont significatives à une échelle plus grande. La caractérisation spatiale et temporelles des différents sous-bassins versants doit nous permettre de rechercher les différences d'aménagements et de pratiques agricoles qui pourront expliquer d'éventuelles des comportements hydro-géochimiques spécifiques des sous-bassins. Pour définir les caractéristiques topographiques, hydrologiques, pédologiques et agronomiques des différents sous-bassins versants nous avons retenu la même approche que pour l'analyse globale du bassin versant.

V-3-1 Caractérisation des sous-bassins versants

V-3-1-1 Localisation des points de mesures et extension des bassins versants correspondants

Les six points de prélèvements d'eau sont localisés sur la figure V-6. Le site E se situe en amont du cours d'eau principal. Les sites A et B sont situés sur des affluents de la partie sud du bassin versant, les points C et D dans la partie nord. Les sites A , B, C et D appartiennent aux sous-bassins versants (7, 4, 5, 1) décrits dans le chapitre II.



Echelle : 1 graduation = 190 mètres

| site | bassin versant | superficie |
|------|----------------|------------|
| A | A | 66,5 ha |
| B | B | 23,4 ha |
| C | C | 30,7 ha |
| D | D | 20 ha |
| E | A+B+C+ reste E | 365,4 ha |
| R | total bassin | 563 ha |

Fig V-6: Localisation des sites de prélèvements.

V-3-1-2 Caractérisation morphométrique et pédologique des sous-bassins

Chaque point de prélèvements permet de définir un bassin d'alimentation. Nous nous proposons ici de décrire chacun de ces sous-bassins versants, en prenant en compte les critères suivants.

1) L'extension et l'orientation des haies

L'extension des haies ainsi que leur orientation jouent un rôle important sur la dynamique des crues. Mérot (1978) a montré qu'un bassin versant bocager a un rendement hydrologique quasi constant en saison

humide. De plus, Mérot et Bruneau (1992) ont montré que l'extension du réseau bocager, notamment du réseau de ceinture de bas-fond, influe sur la distribution des valeurs de l'indice topographique. Nous avons déterminé la longueur du réseau de drainage et celle du réseau bocager total et du réseau bocager parallèle au réseau de drainage.

Le rapport (longueur bocage parallèle au réseau de drainage) sur (longueur réseau de drainage) donne l'importance du réseau bocage ceinturant le bas-fond. Une valeur égale à 2 indique que le réseau de drainage est bordé de chaque cotés par des haies ou talus. Le rapport (longueur bocage total) sur (longueur réseau de drainage) indique l'importance du réseau bocager sur le bassin versant et notamment l'existence de haies non parallèle au réseau de drainage.

2) La distribution des types de sols et leur localisation

Les différents sous-bassins sont essentiellement occupés par des sols bruns et des sols peu lessivés ; les substrats sont peu variés (granite ou arène granitique) et plus de 70 % des sols sont peu ou pas hydromorphes. Globalement ces différents sous-bassins peuvent être considérés comme similaires ; néanmoins il est possible de déterminer deux tendances :

- des sous-bassins dont le substrat est essentiellement constitué par des granites sains ou des arènes granitiques, sur lesquels se développent des sols bruns et des sols lessivés et qui présentent peu de sols très hydromorphes (classes d'hydromorphie supérieures à 3 moins de 10%),

- des sous-bassins qui présentent au moins 10 % de sols sur colluvions alluvions, où les sols bruns et lessivés représentent moins de deux tiers des sols du bassin versant, et pour lesquels les classes d'hydromorphie supérieures à 3 peuvent représenter jusqu'à 20 % du bassin versant.

On place dans le premier groupe les sous-bassins C et D et dans le second groupe les sous-bassins A et E en notant que le sous-bassin B a un comportement intermédiaire entre les deux groupes.

3) L'importance des valeurs d'indice topographique de classes élevées

Il s'agit d'un indicateur de l'extension potentielle des zones saturées. Son application dans une modélisation du transfert de nitrates semble particulièrement intéressante, notamment pour localiser les zones à risques du point de vue de la pollution diffuse (Bruneau et Mérot, 1992).

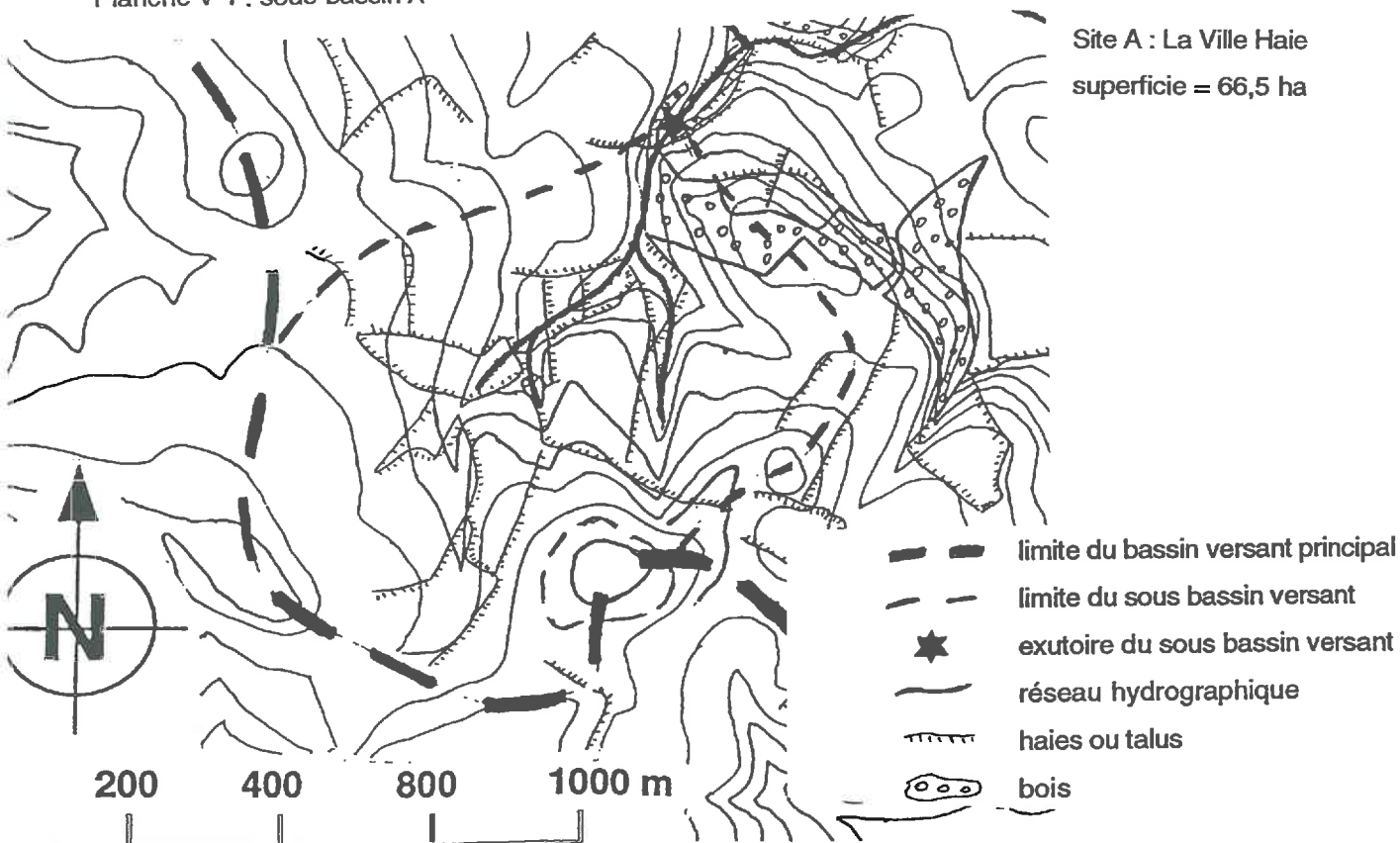
Les différents sous-bassins versants présentent une distribution unimodale des distributions de classes d'indice avec un mode proche de la médiane (entre 6,5 et 7,5). Tous les sous-bassins présentent un maximum de points en classe intermédiaires à faibles d'indice (entre 7 et 9). On peut néanmoins différencier:

- les bassins versants présentant un pourcentage important de valeurs faibles d'indice. C'est le cas du bassin C qui présente un histogramme décalé vers les valeurs faibles d'indice et du bassin D pour lesquels 55% des points sont compris entre les classes 6,5 et 7,5. Pour ce type de bassin l'extension potentielle des zones saturées est limitée.

- les autres bassins qui présentent de plus fortes valeurs et ont donc une extension potentielle de leurs zones saturées importantes.

On peut classer les sous-bassins versants en fonction du pourcentage croissant de valeurs d'indice supérieures à 9 (extension zones saturées). Le bassin E est celui qui présente le plus fort pourcentage de valeurs d'indice supérieur à 9, puis par ordre décroissant les bassins A, B, C et D.

Planche V-1 : sous-bassin A



Site A : La Ville Haie
superficie = 66,5 ha

distance à l'exutoire principal = 2980 m

longueur du réseau de drainage LR = 1500 m

longueur du réseau bocager (talus + haies) LT= 3675 m

$\frac{\text{longueur du réseau bocager de ceinture de bas fond}}{\text{longueur du réseau de drainage}} = 1,45$

$\frac{\text{longueur du réseau bocager de ceinture de bas fond}}{\text{longueur du réseau bocager}} = 0,59$

type de sols

| % | site A |
|---------------------|--------|
| hydromorphie | |
| classe 0 | 24,0 |
| classe 1 | 11,2 |
| classe 3 | 39,1 |
| classe 4 | 1,1 |
| classe 5 | 18,5 |
| classe 6 | 6,1 |
| type de sol | |
| sols bruns | 67,0 |
| sols lessivés | 17,6 |
| sols dégradés | 3,4 |
| sols d'apport | 5,9 |
| tourbe | 6,1 |

Indice topographique : fréquence et fréquence cumulée

fréquence

fréquence cumulée

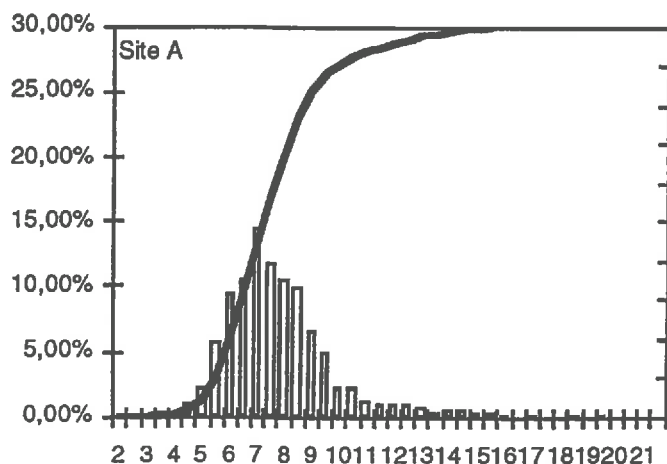
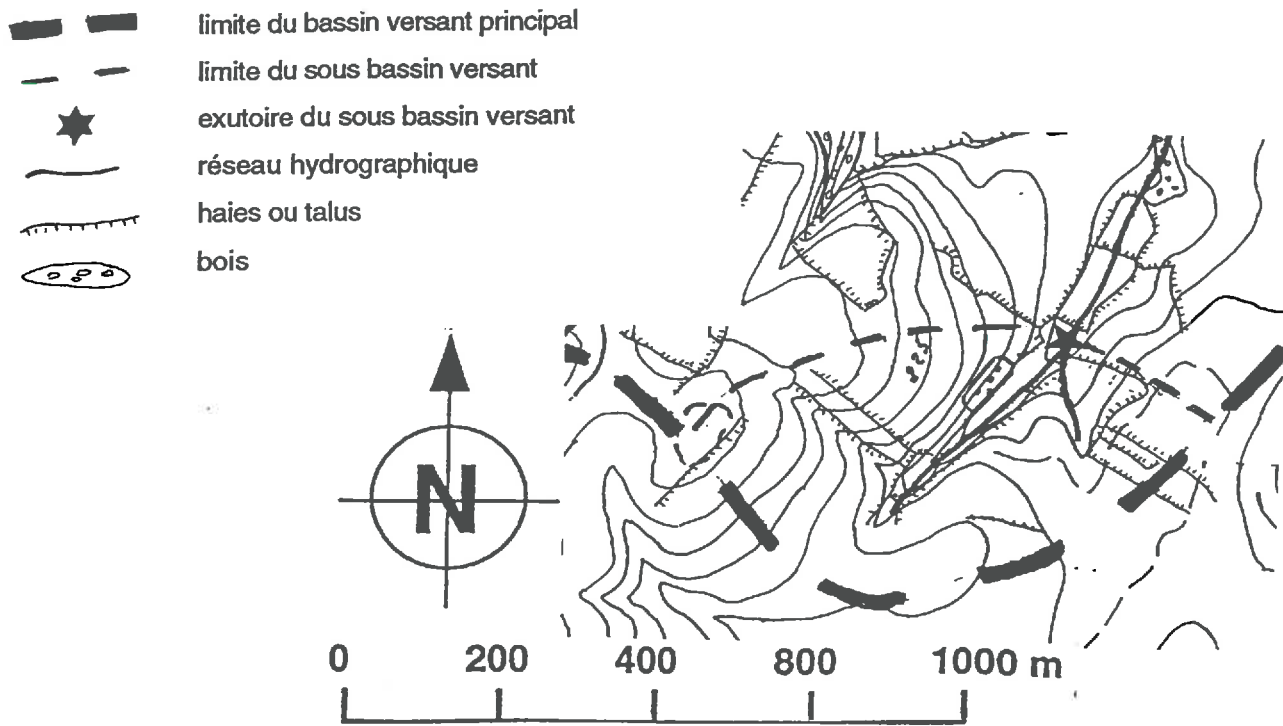


Planche V-2 : sous-bassin B

Site B : La Touche
superficie = 23,4 ha



distance à l'exutoire principal = 2679 m

longueur du réseau de drainage LR = 630 m

longueur du réseau bocager (talus + haies) LT= 2295 m

$\frac{\text{longueur du réseau bocager de ceinture de bas fond}}{\text{longueur du réseau de drainage}} = 2,1$

$\frac{\text{longueur du réseau bocager de ceinture de bas fond}}{\text{longueur du réseau bocager}} = 0,56$

type de sols

Indice topographique : fréquence et fréquence cumulée

| % | site B |
|---------------------|--------|
| hydromorphie | |
| classe 0 | 15,9 |
| classe 1 | 2,0 |
| classe 3 | 64,3 |
| classe 4 | 4,1 |
| classe 5 | 6,5 |
| classe 6 | 7,2 |
| type de sol | |
| sols bruns | 80,0 |
| sols lessivés | 2,2 |
| sols dégradés | 2,7 |
| sols d'apport | 7,9 |
| tourbe | 7,2 |

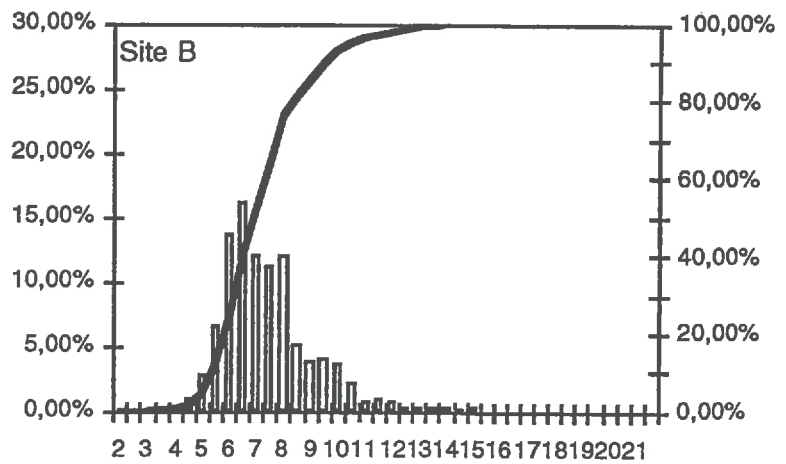
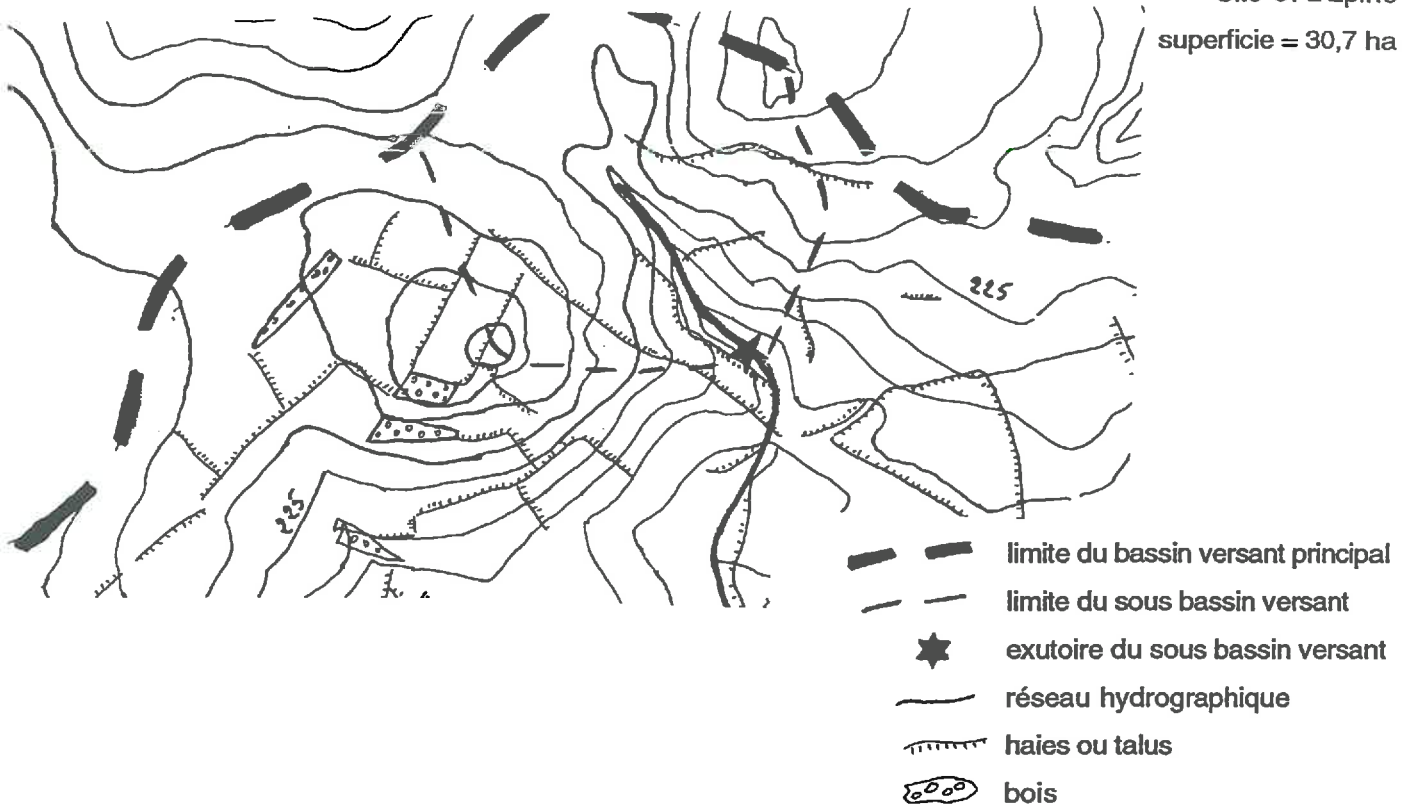


Planche V-3 : sous-bassin C

Site C: L'Epine
superficie = 30,7 ha



distance à l'exutoire principal = 3115 m

longueur du réseau de drainage LR = 675 m

longueur du réseau bocager (talus + haies) LT= 1050 m

$\frac{\text{longueur du réseau bocager de ceinture de bas fond}}{\text{longueur du réseau de drainage}} = 1,22$

$\frac{\text{longueur du réseau bocager de ceinture de bas fond}}{\text{longueur du réseau bocager}} = 0,33$

type de sols

Indice topographique : fréquence et fréquence cumulée

| % | site C |
|---------------------|--------|
| hydromorphie | |
| classe 0 | 8,2 |
| classe 1 | 29,8 |
| classe 3 | 51,4 |
| classe 4 | 4,0 |
| classe 5 | 0 |
| classe 6 | 6,7 |
| type de sol | |
| sols bruns | 59,6 |
| sols lessivés | 31,5 |
| sols dégradés | 0 |
| sols d'apport | 2,3 |
| tourbe | 6,6 |

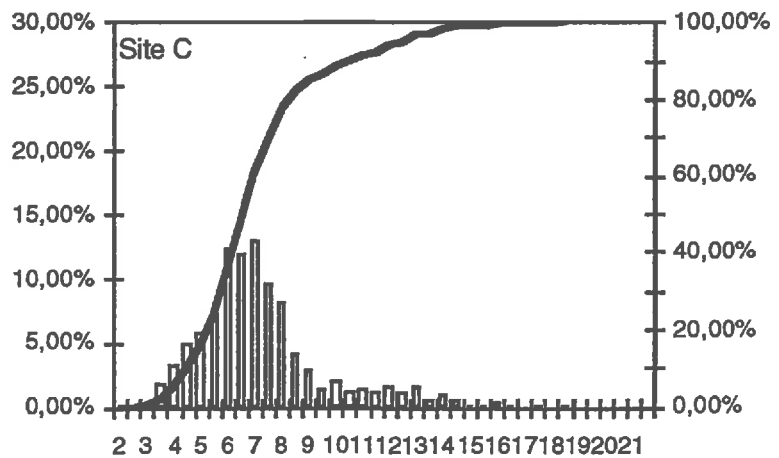
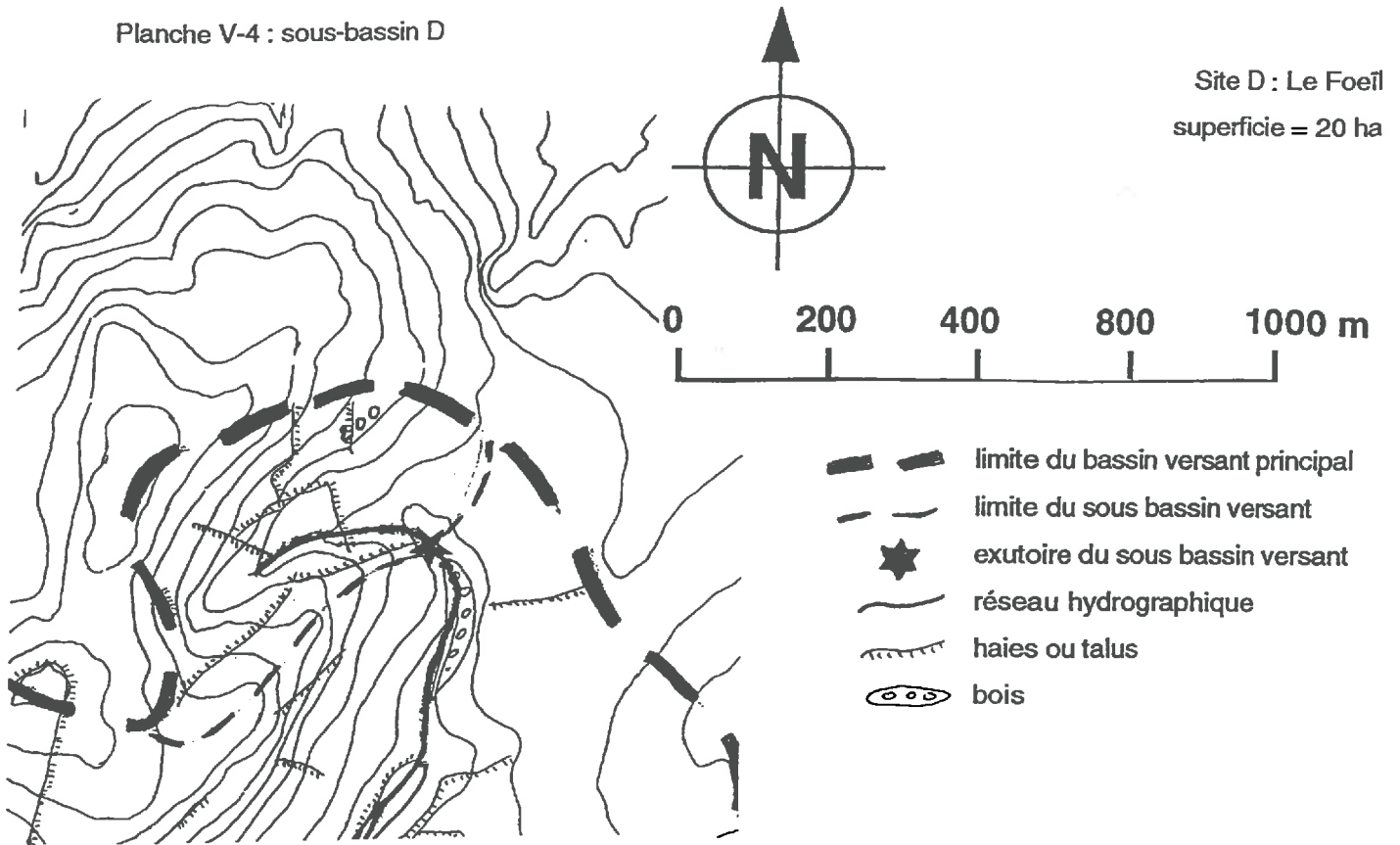


Planche V-4 : sous-bassin D



distance à l'exutoire principal = 1382 m

longueur du réseau de drainage LR = 525 m

longueur du réseau bocager (talus + haies) LT = 1050 m

$\frac{\text{longueur du réseau bocager de ceinture de bas fond}}{\text{longueur du réseau de drainage}} = 0,86$

$\frac{\text{longueur du réseau bocager de ceinture de bas fond}}{\text{longueur du réseau bocager}} = 0,43$

type de sols

Indice topographique : fréquence et fréquence cumulée

fréquence

fréquence cumulée

| % | site D |
|---------------------|--------|
| hydromorphie | |
| classe 0 | 9,1 |
| classe 1 | 49,1 |
| classe 3 | 39,4 |
| classe 4 | 0 |
| classe 5 | 0 |
| classe 6 | 2,4 |
| type de sol | |
| sols bruns | 89,5 |
| sols lessivés | 0,8 |
| sols dégradés | 0 |
| sols d'apport | 9,7 |
| tourbe | 0 |

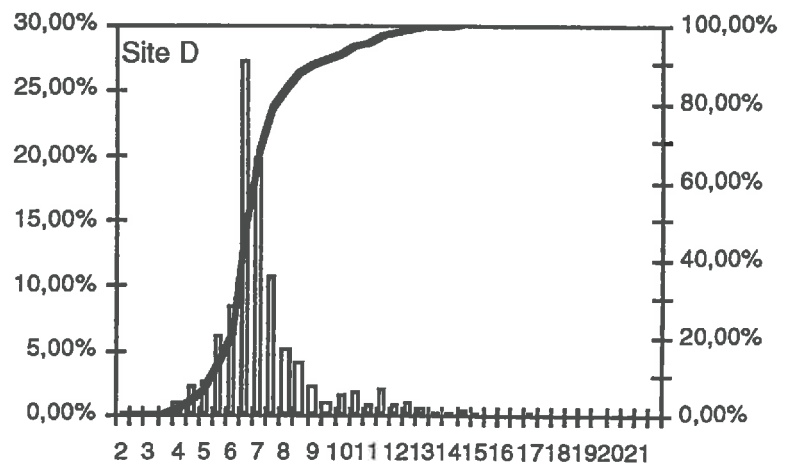
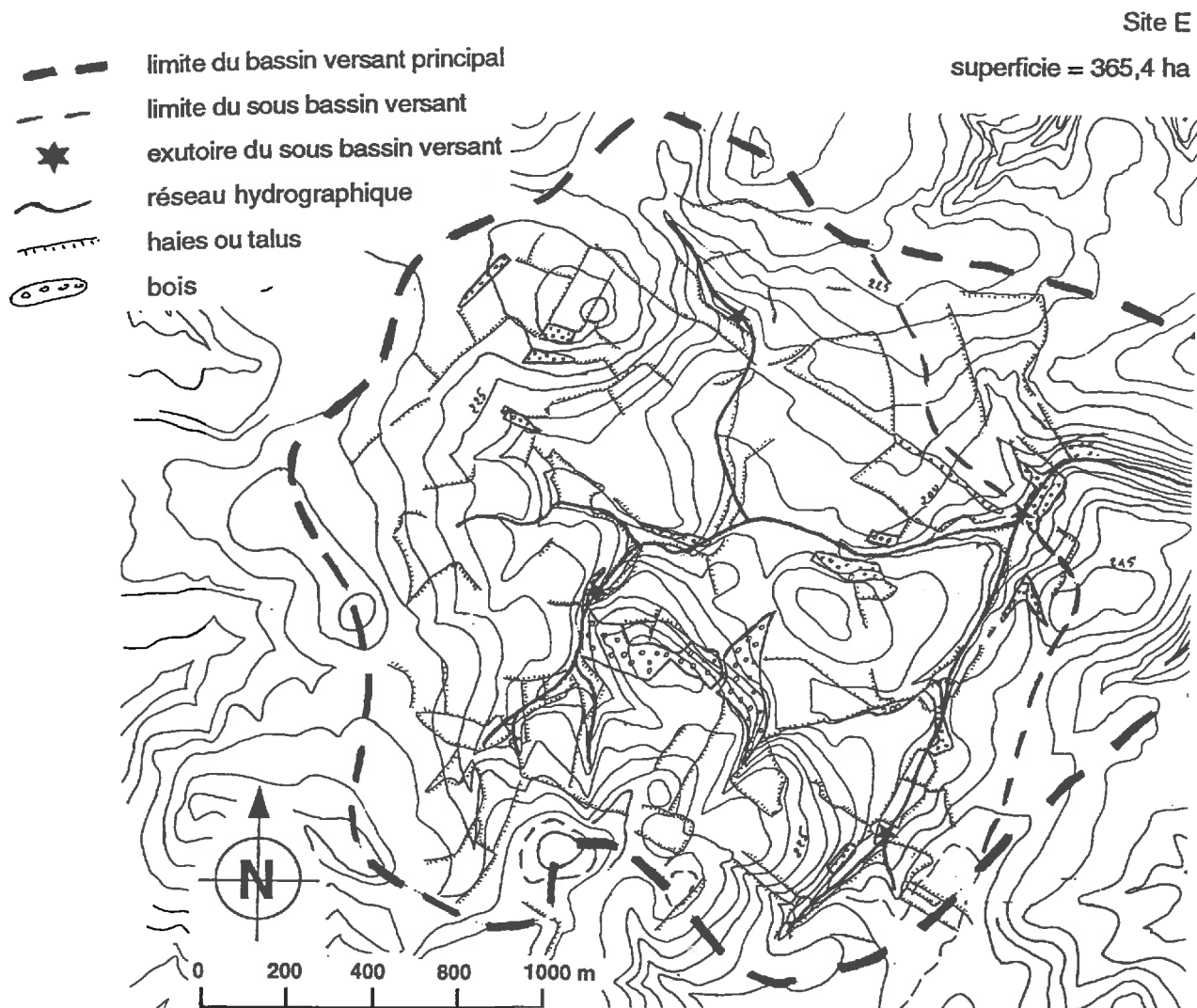


Planche V-5 : sous-bassin E

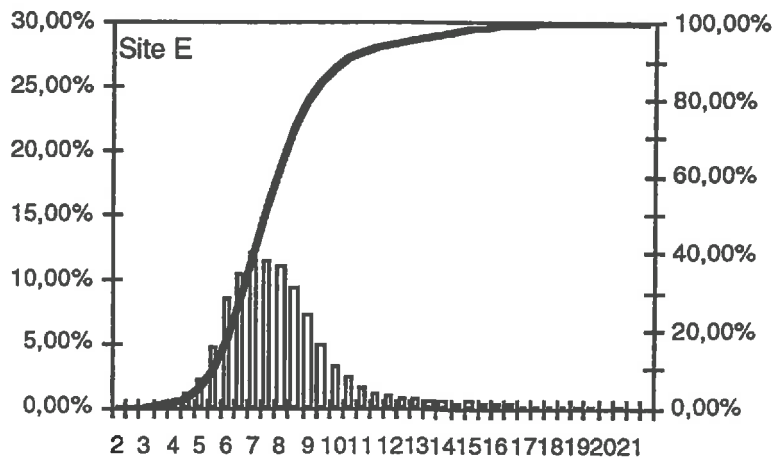


distance à l'exutoire principal = 1521 m

type de sols

Indice topographique : fréquence et fréquence cumulée

| % | site E |
|---------------------|--------|
| hydromorphie | |
| classe 0 | 13,7 |
| classe 1 | 16,6 |
| classe 3 | 47,3 |
| classe 4 | 4,3 |
| classe 5 | 6,7 |
| classe 6 | 11,4 |
| type de sol | |
| sols bruns | 61,9 |
| sols lessivés | 20,2 |
| sols dégradés | 5,3 |
| sols d'apport | 4,0 |
| tourbe | 8,6 |



V-3-1-3 Caractérisation des pratiques agricoles des sous-bassins versants

L'influence des pratiques agricoles sur les concentrations en azote dans les eaux est complexe. Il s'agit d'effets combinés de différents facteurs qui peuvent jouer soit sur les processus des transformations bio-géochimiques du cycle de l'azote dans les sols soit directement sur les transferts de nitrates par les eaux. Les pratiques agricoles ayant des effets reconnus sur les concentrations de nitrates dans les eaux sont :

- l'enfouissement des résidus de récolte, qui provoque une immobilisation de l'azote dans les sols
- le travail du sol, qui modifie les conditions d'aération du sol et peut stopper les phénomènes de dénitrification
- les rotations culturales, notamment la pratique de cultures dérobées en périodes hivernales drainantes qui en offrant une couverture végétale au sol limite l'entraînement des nitrates par écoulement vertical.
- les apports d'engrais qui provoquent une augmentation du stock d'azote dans les sols. Il faut noter la possibilité d'une immobilisation de l'azote dans les sols par la biomasse et donc un effet retard au transfert des nitrates.

Sur les différents bassins les cultures sont tournées vers l'alimentation du bétail (47 à 76 % en cultures fourragères et prairies). Le complément est essentiellement constitué par des cultures céréalières ou autres (20 à 40 %). Les différents sous-bassins versants se différencient par l'existence de dérobés, de bois et de zones en friches.

1) Bilans d'azote

Nous avons établi les bilans mensuels d'azote pour les différents sites en calculant d'une part la différence entre les apports d'engrais et les exportations d'azote et d'autre part la différence entre les apports d'engrais et les pertes par déjections animales sur les pâturages et les exportations d'azote par les cultures. Le tableau V-10 et les figures V-7 et V-8 présentent les résultats des bilans mensuels.

Tab V-10 : Bilan mensuel (apports engrais - exportations par les cultures) en Kg de N

| | site A | site B | site C | site D | site E |
|---------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|
| janvier | -183 | -36 | -60 | -28 | -826 |
| février | 59 | 132 | 157 | 50 | 1887 |
| mars | 671 | 414 | 658 | 484 | 7235 |
| avril | 946 | 460 | 598 | 171 | 5889 |
| mai | -927 | -234 | -301 | -104 | -4121 |
| juin | -1034 | -441 | -594 | -184 | -6814 |
| juillet | -844 | -333 | -476 | -142 | -5227 |
| août | -808 | -289 | -465 | -144 | -4879 |
| septembre | -390 | 157 | -173 | -62 | -1561 |
| octobre | -204 | -28 | -25 | -11 | -265 |
| novembre | -21 | 60 | 5 | 3 | 94 |
| décembre | 68 | 59 | 62 | 6 | 467 |
| bilan annuel | | | | | |
| total | -2667 | -79 | -614 | 39 | -9821 |
| par ha de la SAU analysée | -52 | -4 | -25 | 4 | -32 |

L'analyse des bilans, en ne tenant pas compte des apports directs sur pâturages par déjections, montre que les bilans mensuels sont positifs en novembre, décembre et de février à avril et négatifs le reste de l'année. Ils sont conditionnés par les apports d'engrais pendant la période hivernale et par le type de végétation pendant la période estivale. Les bilans à l'hectare mensuels permettent de différencier les sites. De février à avril, les bilans à l'hectare sont fortement excédentaires pour tous les sites à l'exception du site

3). Le déficit des bilans observé durant l'été est plus faible en valeur absolue que les excédents hivernaux.
Le bassin le plus excédentaire est le bassin C.

La prise en compte des déjections sur pâturages ne modifie pas l'allure générale des courbes de bilans mais rend positifs les bilans dès le mois de septembre et jusqu'en avril.

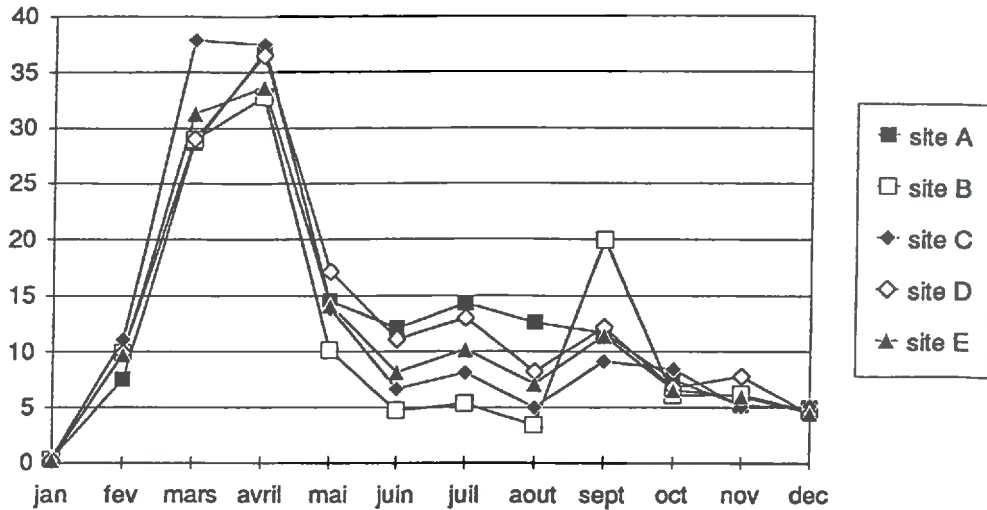


Fig V-7: Apports anthropiques en Kg de N par hectare

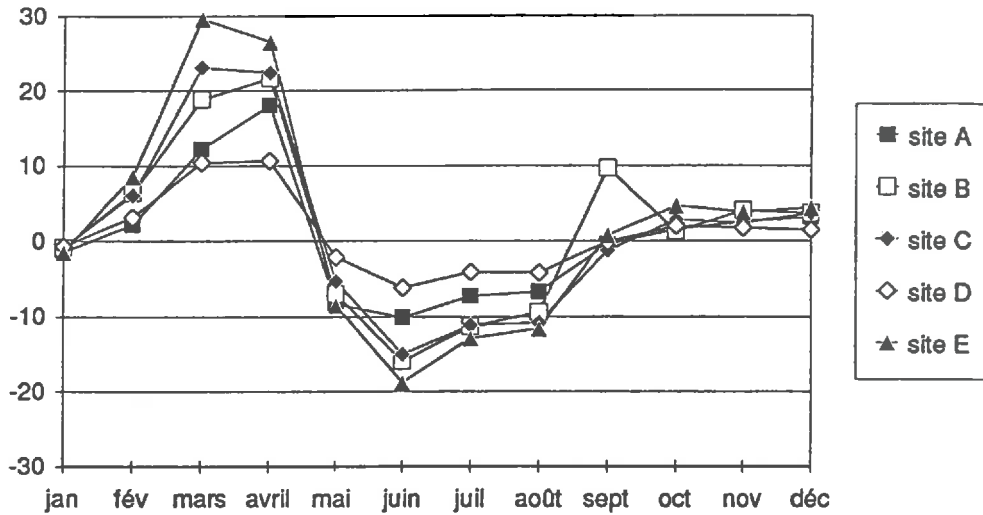


Fig V-8 : Bilans mensuels (apports engrais + apports déjections sur pâturages - exportations cultures) en Kg N/ha

2) Localisation des différents types de cultures

Les tableaux V-11 et V-12 montrent la distribution de l'occupation des sous-bassins en fonction des valeurs d'indice topographique. Les surfaces sont calculées à partir de la carte en mode raster des cultures. Cette méthode tend à sous estimer les surfaces des parcelles d'extension linéaire d'autant plus que la surface analysée est peu importante.

Nous avons analysé la variation du rapport culture fourragère +prairies / culture (F/C) en fonction de la classe d'indice topographique. Ce rapport montre que la distribution relative des zones de culture en fonction de la classe d'indice varie d'un site à l'autre.

Tab V-11 : Distribution des cultures en fonction des classes d'indice topographique (superficie en hectare)

| % SAU analysée | site A | <6 | 6-7 | 7-8 | 8-9 | 9-10 | 10-11 | >11 |
|----------------------|--------|-----|-----|-----|-----|------|-------|------|
| Cultures fourragères | 16,0% | 1,6 | 2,6 | 2,0 | 0,7 | 0,4 | 0,1 | 0,6 |
| Prairies temporaires | 57,1% | 3,9 | 6,0 | 6,8 | 6,9 | 2,7 | 1,0 | 1,8 |
| Prairies permanentes | 1,8% | 0,1 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,4 |
| Céréales | 13,3% | 0,5 | 1,1 | 2,5 | 1,1 | 0,6 | 0,4 | 0,5 |
| Dérobés | 4,2% | 0,2 | 0,5 | 0,4 | 0,6 | 0,1 | 0,2 | 0,04 |
| Autres cultures | 2,2% | 0,0 | 0,1 | 0,1 | 0,5 | 0,3 | 0,04 | 0,04 |
| Bois | 5,2% | 1,2 | 0,8 | 0,3 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,3 |
| Landes et marécages | 0,0% | | | | | | | |
| Autre (bâtiments...) | 0,0% | | | | | | | |
| Total fourrager | 74,9% | 5,6 | 8,8 | 8,9 | 7,7 | 3,4 | 1,1 | 2,8 |
| Total culture | 15,5% | 0,5 | 1,2 | 2,6 | 1,6 | 1,0 | 0,4 | 0,5 |

| % de la SAU analysée | site B | <6 | 6-7 | 7-8 | 8-9 | 9-10 | 10-11 | >11 |
|----------------------|--------|-----|-----|-----|-----|------|-------|------|
| Cultures fourragères | 19,6% | 0,5 | 0,9 | 1,0 | 0,7 | 0,5 | 0,4 | 0,1 |
| Prairies temporaires | 21,1% | 0,8 | 1,2 | 0,5 | 0,7 | 0,6 | 0,3 | 0,4 |
| Prairies permanentes | 5,4% | 0,2 | 0,4 | 0,2 | 0,1 | 0,04 | 0,04 | 0,0 |
| Céréales | 29,5% | 0,8 | 2,1 | 1,7 | 0,6 | 0,2 | 0,2 | 0,4 |
| Dérobés | 0,0% | | | | | | | |
| Autres cultures | 10,5% | 0,9 | 1,2 | 0,1 | 0,0 | 0,04 | 0,0 | 0,0 |
| Bois | 12,3% | 0,2 | 1,0 | 1,2 | 0,2 | 0,04 | 0,0 | 0,0 |
| Landes et marécages | 0,0% | | | | | | | |
| Autre (bâtiments...) | 1,7% | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,2 | 0,04 | 0,04 |
| Total fourrager | 45,1% | 1,5 | 2,5 | 1,8 | 1,5 | 1,1 | 0,7 | 0,6 |
| Total culture | 40,0% | 1,8 | 3,2 | 2,8 | 0,9 | 0,3 | 0,2 | 0,4 |

| % de la SAU analysée | site C | <6 | 6-7 | 7-8 | 8-9 | 9-10 | 10-11 | >11 |
|----------------------|--------|-----|------|-----|-----|------|-------|-----|
| Cultures fourragères | 22,6% | 2,1 | 1,1 | 1,1 | 0,7 | 0,2 | 0,4 | 0,5 |
| Prairies temporaires | 30,0% | 1,8 | 2,5 | 1,7 | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 1,0 |
| Prairies permanentes | 4,1% | 0,3 | 0,4 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,0 |
| Céréales | 36,5% | 3,4 | 2,8 | 1,5 | 0,6 | 0,4 | 0,2 | 0,8 |
| Dérobés | 0,0% | | | | | | | |
| Autres cultures | 0,0% | | | | | | | |
| Bois | 0,4% | 0,0 | 0,04 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Landes et marécages | 6,4% | 0,7 | 0,5 | 0,3 | 0,2 | 0,04 | 0,0 | 0,0 |
| Autre (bâtiments...) | 0,0% | | | | | | | |
| Total fourrager | 56,7% | 4,2 | 4,0 | 3,0 | 0,9 | 0,4 | 0,6 | 1,4 |
| Total culture | 36,5% | 3,4 | 2,8 | 1,5 | 0,6 | 0,4 | 0,2 | 0,8 |

| % de la SAU analysée | site D | <6 | 6-7 | 7-8 | 8-9 | 9-10 | 10-11 | >11 |
|----------------------|--------|------|------|-----|-----|------|-------|-----|
| Cultures fourragères | 15,8% | 0,04 | 0,9 | 0,4 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 |
| Prairies temporaires | 50,4% | 1,1 | 1,2 | 0,7 | 0,5 | 0,3 | 0,2 | 0,3 |
| Prairies permanentes | 9,0% | 0,2 | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Céréales | 18,8% | 0,1 | 0,5 | 0,9 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Dérobés | 0,0% | | | | | | | |
| Autres cultures | 0,0% | | | | | | | |
| Bois | 1,7% | 0,1 | 0,04 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Landes et marécages | 0,0% | | | | | | | |
| Autre (bâtiments...) | 4,2% | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Total fourrager | 75,2% | 1,3 | 2,4 | 1,2 | 0,5 | 0,4 | 0,2 | 0,3 |
| Total culture | 18,8% | 0,1 | 0,5 | 0,9 | 0,1 | 0 | 0 | 0 |

| % de la SAU analysée | site E | <6 | 6-7 | 7-8 | 8-9 | 9-10 | 10-11 | >11 |
|----------------------|--------|------|------|------|------|------|-------|------|
| Cultures fourragères | 17,5% | 8,3 | 13,1 | 12,3 | 10,3 | 5,4 | 1,5 | 2,7 |
| Prairies temporaires | 37,9% | 16,3 | 26,7 | 27,0 | 23,3 | 10,0 | 4,9 | 7,6 |
| Prairies permanentes | 9,8% | 2,5 | 4,6 | 3,4 | 3,4 | 3,4 | 2,6 | 10,3 |
| Céréales | 23,8% | 8,1 | 12,4 | 19,3 | 15,5 | 9,2 | 3,8 | 4,5 |
| Dérobés | 2,1% | 0,3 | 1,3 | 2,0 | 1,4 | 0,4 | 0,4 | 0,7 |
| Autres cultures | 1,4% | 1,3 | 1,8 | 0,4 | 0,5 | 0,4 | 0,04 | 0,04 |
| Bois | 4,4% | 3,8 | 3,9 | 3,1 | 1,0 | 0,3 | 0,4 | 1,0 |
| Landes et marécages | 2,4% | 1,4 | 0,9 | 1,5 | 1,0 | 0,7 | 0,5 | 1,2 |
| Autre (bâtiments...) | 0,5% | 0,1 | 0,04 | 0,2 | 0,3 | 0,4 | 0,2 | 0,3 |
| Total fourrager | 65,2% | 27,1 | 44,3 | 42,7 | 36,9 | 18,8 | 9,1 | 20,6 |
| Total culture | 25,2% | 9,4 | 14,3 | 19,7 | 16,0 | 9,5 | 3,8 | 4,5 |

Tab V-12 : Distribution du rapport (culture fourragères et prairies) / cultures céréalières + autres cultures

| % de la SAU analysée | <6 | 6 -7 | 7 - 8 | 8 - 9 | 9 - 10 | 10-11 | >11 | total |
|----------------------|-------|------|-------|-------|--------|-------|------|-------|
| F/C site A | 10,43 | 7,37 | 3,38 | 4,84 | 3,45 | 2,80 | 5,09 | 4,86 |
| F/C site B | 0,91 | 0,79 | 1,02 | 2,50 | 3,90 | 2,92 | 1,61 | 1,20 |
| F/C site C | 1,26 | 1,46 | 1,95 | 1,45 | 1,00 | 2,32 | 1,81 | 1,50 |
| F/C site D | 18,71 | 4,76 | 1,27 | 8,71 | nd | nd | nd | 4,01 |
| F/C site E | 2,89 | 3,10 | 2,17 | 2,31 | 1,97 | 2,39 | 4,54 | 2,58 |
| F/C site R | 2,98 | 2,46 | 1,96 | 2,23 | 2,17 | 2,5 | 4,8 | 2,44 |

nd : non définis ; pas de cultures et de prairies permanentes

Les bassins A et D présentent proportionnellement moins de cultures que les autres sites (rapport F/C fort). Les cultures sont associées pour ces deux sites aux classes moyennes d'indice topographique. Sur le site B l'essentiel des cultures est concentré sur les classes faibles (inférieur à 8).

3) Synthèse des caractéristiques des sous-bassins versants

le bassin A : superficie 66,5 hectares (analysée 51,3 ha)

Morphométrie : histogramme des valeurs des indices topographiques très étalé : fort pourcentage de valeurs faibles mais aussi pourcentage notable de valeurs fortes. Réseau bocager bien développé mais pas forcément parallèle au bas-fond. Bas fond en prairies dans une grande partie de la zone aval.

Pédologie : sols hydromorphes et de bas fonds très développés (zones contributives étendues).

Type d'occupation du sol : fort pourcentage de prairies et cultures fourragères, présence de cultures dérobées ; rapport fourrager / culture très élevé,

Localisation des cultures: cultures concentrées sur classes intermédiaires d'indice topographique,

Bilan d'azote : bilan mensuel à l'hectare faible (entre +18,5 U N/ha et -20 U N/ha), bilan annuel : -38 U N /ha (apport annuel 156 U N/ha).

le bassin B : superficie 23,4 hectares (analysée 21,15 hectares)

Morphométrie : Bas-fond en prairies permanentes et ceinturé par des haies et talus,

Pédologie : zones contributives peu développées et localisées dans bas fond à forte dénivelée,

Type d'occupation du sol : rapport fourrager / culture et prairies faibles mais qui augmentant pour les classes d'indice fort,

Bilan d'azote : bilan mensuel moyen (entre + 22 U N/ha et -21 U N/ha) avec comportement singulier au début de l'automne, bilan annuel : -13 U N/ha (apport annuel 132 U N /ha).

le bassin C : superficie 30,7 hectares (analysée 25 hectares)

Morphométrie : fort pourcentage de valeurs d'indice topographique faibles, réseau bocager parallèle au bas fond peu étendu, haies parallèle au bas-fond dans la partie aval avec quelques prairies permanentes,

Pédologie : faible extension des zones contributives,

Type d'occupation du sol : pourcentage de cultures céréalières supérieur à la moyenne sur l'ensemble du bassin versant (37 %), mais présence de landes et marécages,

Localisation culture : bas-fond cultivé dans la partie amont du sous-bassin,

Bilan d'azote : bilan mensuel fort (entre +78 U N/ha et -19 U N /ha), avec une forte amplitude entre les concentrations estivales et hivernales, bilan annuel : +34 U N/ha (apport annuel 138 U N:ha).

le bassin D : superficie 20 hectares (analysée 9 hectares)

morphométrie : Bas-fond en prairies permanentes sur la partie aval, peu de haies parallèles au bas-fond.

Pédologie : faible extension des zones contributives,

Type d'occupation du sol : absence de cultures dérobées et prépondérance des prairies, pas de cultures pour les valeurs d'indice supérieur à 9,

Bilan d'azote : bilan mensuel faible (entre +20 U N/ha et -20 U N /ha)et avec une faible amplitude de variation au cours de l'année, bilan annuel : -41 U N/ha (apport annuel 153 U N/ha).

le bassin E : superficie 365,4 hectares (analysée 306,5 hectares)

Morphométrie : histogramme des valeurs des indices topographiques très étalé : fort pourcentage de valeurs faibles mais aussi pourcentage notable de valeurs fortes,

Pédologie : extension importante des zones contributives,

Type d'occupation du sol : cultures similaires à la moyenne du bassin versant, présence de cultures dérobées,

Bilan d'azote : bilan mensuel à l'hectare important en hiver avec une forte amplitude entre été et hiver (entre +24 et - 22 U N/ha), bilan annuel : - 33 U N/ha (apport annuel 136 U /ha).

Il apparaît au vu de ces résultats que ces différents sous-bassins versant considérés comme étant homogènes se différencient en fait par leur morphométrie, leur occupation du sol et les distributions des bilans d'azote. Différents essais de typologie peuvent être établis en fonction des critères retenus:

classement suivant des critères cultureux :

pourcentage de cultures fourragères et prairies : $A > D > E > C > B$

localisation des cultures :

cultures (céréales +autres) associées à des indices topographiques < 8 B , C ,D

cultures (céréales+autres) associées à des indices topographiques < 9 A, E

bilan d'azote à l'hectare décroissant $B > C > E > A > D$

apport d'azote à l'hectare décroissant : $A > D > C > E > B$

classement suivant des critères morphométriques :

extension du réseau bocager : $B > A > C > D$

pourcentage des indices topographiques > 9 : $E > A > B > C > D$

classement suivant des critères sols :

pourcentage de sols hydromorphes : $A > E > B > C > D$

pourcentage de sols hydromorphes ($>$ classe 3) associé à des indices topographiques > 9 :

$A = E > B > C = D$

pourcentage relatif (par rapport au total des sols hydromorphes) des sols hydromorphes ($>$ classe 3) associés à des indices topographique > 9

$B > E > D > A > C$

Si on tente de synthétiser toutes les informations précédentes en terme de typologie pour rendre compte des facteurs limitants les concentrations de nitrates dans les eaux, on s'aperçoit qu'il est difficile de bâtir une typologie intégrant à la fois les critères morphométriques ; extension du réseau bocager, extension des valeurs d'indices topographiques élevées, des critères agronomiques ; niveaux des apports d'azote, occupation des bas fonds. Mais lorsque cela est possible, on obtient alors des bassins versants très typés.

C'est le cas notamment, du bassin D qui présente à la fois une faible extension de son réseau bocager et de ces valeurs d'indices topographiques élevées, associée à des niveaux d'apports d'azote élevés. Le bassin B quant à lui présente une situation inverse avec un réseau bocager bien développé ceinturant des bas-fonds occupés en prairies permanentes, une part importante de valeurs d'indice topographiques élevées et des niveaux d'apports d'azote relativement peu élevés.

V-4 Analyse du comportement hydrologique et géochimique du bassin versant

L'analyse a porté sur une étude comparée des variations de Cl^- et de NO_3^- dans les eaux du ruisseau à l'exutoire du bassin versant et des sous-bassins versants. On a considéré l'ion chlorure comme un traceur conservatif, révélateur du fonctionnement hydrologique des bassins (Ambroise, 1991 ; Pinder et Jones, 1969). La teneur en Cl^- résulte de la contribution de plusieurs réservoirs de concentrations différentes, essentiellement l'eau de la nappe qui a une concentration relativement stable et les eaux superficielles (eaux du sol et eaux de pluies ou de ruissellement), beaucoup moins chargées en Cl^- . La concentration moyenne des eaux libres extraites des niveaux profonds du sol est peu variable, d'environ 0,6 mM/l (Maitre ; 1991), la concentration moyenne des pluies est de 0,157 mM/l et tend à augmenter lorsque l'intensité des pluies diminue. Les variations de concentrations en Cl^- indiquent donc une contribution variable de ces différents réservoirs.

Les apports de nitrates par les eaux de pluies sont faibles (valeur moyenne : 0,06 mM/l) Les teneurs en nitrates et leurs variations résultent du bilan de fertilisation (apports - exportations par les cultures), de l'ensemble des processus biogéochimiques propres au cycle de l'azote et des phénomènes de transport et de dilution liés au cycle de l'eau. Si ces derniers sont prédominants, on aura alors une forte corrélation entre les variations des teneurs des deux éléments chimiques suivis.

V-4-1 Les mesures de concentrations

Les teneurs en nitrates et en chlorure mesurées aux cours de l'année et utilisées dans la suite de ce chapitre sont données dans le tableau V-13. L'ensemble des résultats d'analyse de concentration en chlorure et nitrate des eaux du ruisseau et des eaux du sol est présenté dans l'annexe 7.

Les mesures des nitrates ont été effectués sur chaque échantillon au laboratoire d'analyses des sols d'Arras, les mesures des chlorures sur une sélection d'échantillons par chromatographie en phase liquide au laboratoire de Science du sol de Rennes.

Tab V-13 : Concentration en NO_3^- (N) et de Cl^- des eaux du ruisseau et des eaux de pluies

| date | N (mM/l) | | | | | Cl (mM/l) | | | | | |
|----------|----------|--------|--------|--------|--------|-----------|--------|--------|--------|--------|-------|
| | site R | Site A | Site B | Site D | Site E | Site R | Site A | Site B | Site D | site E | pluie |
| 14/3/90 | 1,089 | 1,355 | 1,310 | 1,403 | 1,128 | 0,912 | 0,988 | 1,142 | 0,923 | 0,968 | |
| 26/4/90 | 0,943 | 1,139 | 0,895 | 1,372 | 0,958 | 0,997 | 1,007 | 1,078 | 0,900 | cassé | 0,180 |
| 16/5/90 | 0,961 | 1,213 | 0,862 | 1,302 | 0,999 | 0,786 | 0,835 | 0,871 | 0,829 | 0,944 | 0,225 |
| 20/6/90 | 0,972 | 1,266 | 0,550 | 1,368 | 0,952 | 0,993 | 0,970 | 0,828 | 0,894 | 0,930 | 0,034 |
| 22/8/90 | 0,847 | 1,207 | 0,807 | 1,262 | 0,855 | 0,971 | 0,997 | 1,048 | 1,014 | 0,935 | 0,225 |
| 20/9/90 | 0,840 | 1,319 | 0,705 | 1,294 | 0,840 | 1,098 | 0,947 | 1,082 | 0,942 | 0,943 | |
| 30/10/90 | 0,608 | 0,933 | 0,423 | 1,155 | 0,593 | 1,294 | 1,241 | 1,297 | 0,806 | 1,354 | 0,047 |
| 21/11/90 | 0,692 | 1,009 | 0,625 | 1,207 | 0,770 | 1,077 | 0,922 | 1,166 | 0,930 | 1,108 | 0,301 |
| 9/1/91 | 0,940 | 1,186 | 1,211 | 1,211 | 0,977 | 1,026 | 1,065 | 1,043 | 1,523 | 1,048 | 0,217 |
| 19/2/91 | 1,073 | 1,197 | 1,387 | 1,289 | 1,097 | 0,794 | 0,995 | 1,155 | 0,962 | 1,053 | 0,031 |
| moyenne | 0,897 | 1,183 | 0,877 | 1,286 | 0,918 | 0,995 | 0,995 | 1,071 | 0,972 | 1,024 | 0,157 |

V-4-2 Analyse des concentrations en chlorures et nitrates dans les eaux

V-4-2-1 L'ion chlorure

La figure V-9 montre les variations de concentrations de l'ion chlorure sur les sites analysés. Les bassins R, A et B ont un comportement similaire : concentration et dynamiques des chlorures voisines. Le bassin D présente des variations de concentrations d'amplitude plus faible avec une dynamique indépendante de celles des autres bassins.

On peut donc émettre l'hypothèse que les processus hydrologiques sont similaires sur les sous-bassins A et B et correspondent à la moyenne des processus observés sur le bassin versant, alors que pour le sous-bassin D d'autres processus hydrologiques interviennent.

V-4-2-2 Le nitrate

Les concentrations en nitrates dans les eaux présentent une grande hétérogénéité entre sites et pour un même site au cours du temps. (figure V-10).

Les dynamiques différentes des nitrates au cours du temps peuvent être comparées entre elles en normalisant les teneurs de nitrates par rapport aux concentrations moyennes hivernales calculées pour chaque site (figure V-11).

Au cours du temps, les teneurs en nitrates des eaux diminuent du printemps jusqu'en automne pour atteindre leur valeur minimale au début de l'automne. Les concentrations en nitrates sont maximales en fin d'hiver.

L'amplitude des variations de concentrations au cours du temps est plus faible que celle de la variation d'un site à l'autre en période hivernale. C'est l'inverse en période estivale. Le site D présente la plus faible variation des teneurs en nitrates au cours du temps, alors que le site B montre une très forte diminution des teneurs en nitrates au cours de l'été. Les sites A, C et R ont un comportement intermédiaire. Les teneurs en nitrates durant l'hiver sont similaires pour les différents sites.

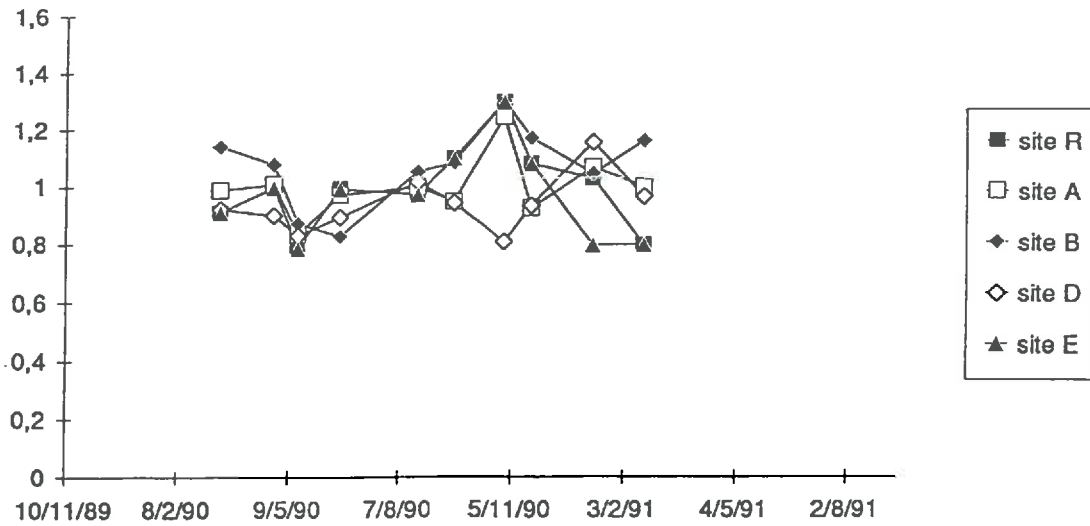


Fig V-9 : Concentration des eaux du ruisseau exprimé en mM/l : ion Cl⁻

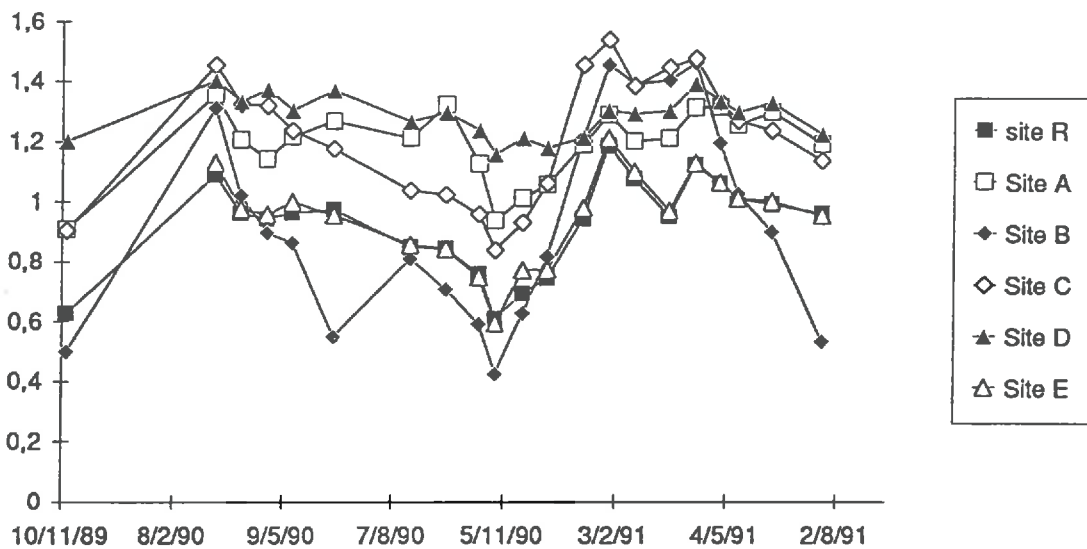


Fig V-10: Concentration des eaux du ruisseau exprimé en mM/l : N de NO₃⁻

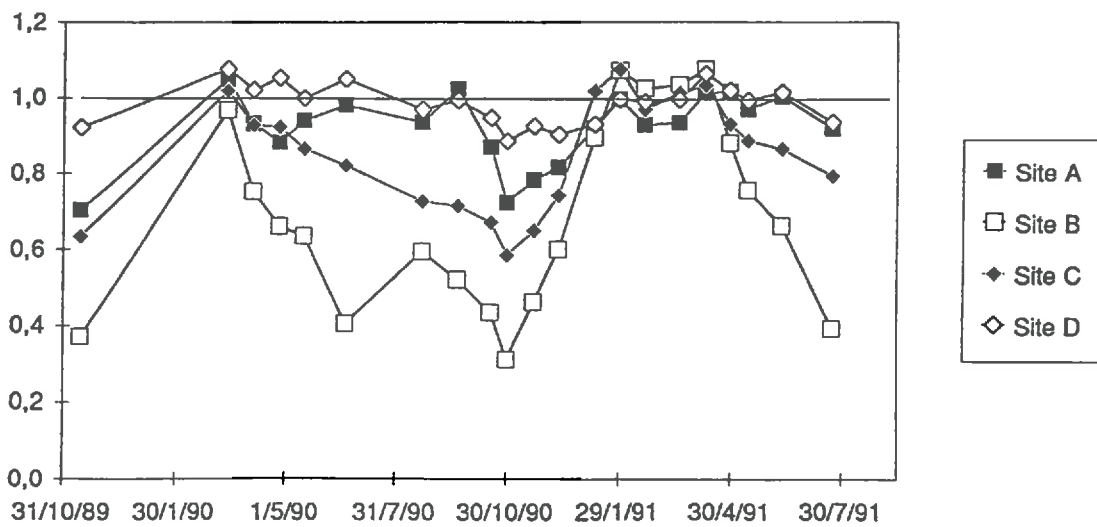


Fig V-11 : Courbes des concentrations relatives des eaux du ruisseau (Ci / C moyenne hiver) : N de NO₃⁻

V-4-2-3 Relation entre les concentrations de chlorure et de nitrate

La figure V-12 montre que les variations de concentrations de nitrates dans les eaux ne sont pas liées aux variations des chlorures sauf pour le site R et le site E qui présentent une corrélation apparente négative qui ne se retrouve pas sur les autres sous bassins. Cette corrélation inverse peut être liée à une contribution directe d'eaux de pluies moins chargées en nitrates. En effet dans le cas de fortes précipitations, la contribution du ruissellement au débit total à l'exutoire tend à augmenter. Deux phénomènes peuvent alors agir :

- soit la contribution directe des pluies au débit total augmente, il y a alors diminution des concentrations en chlorure par dilution avec une eau de pluie moins chargée,
- soit la part du ruissellement augmente, et on peut avoir un lessivage plus important des nitrates, il y a alors augmentation des concentrations en nitrates.

Ces deux phénomènes peuvent agir simultanément.

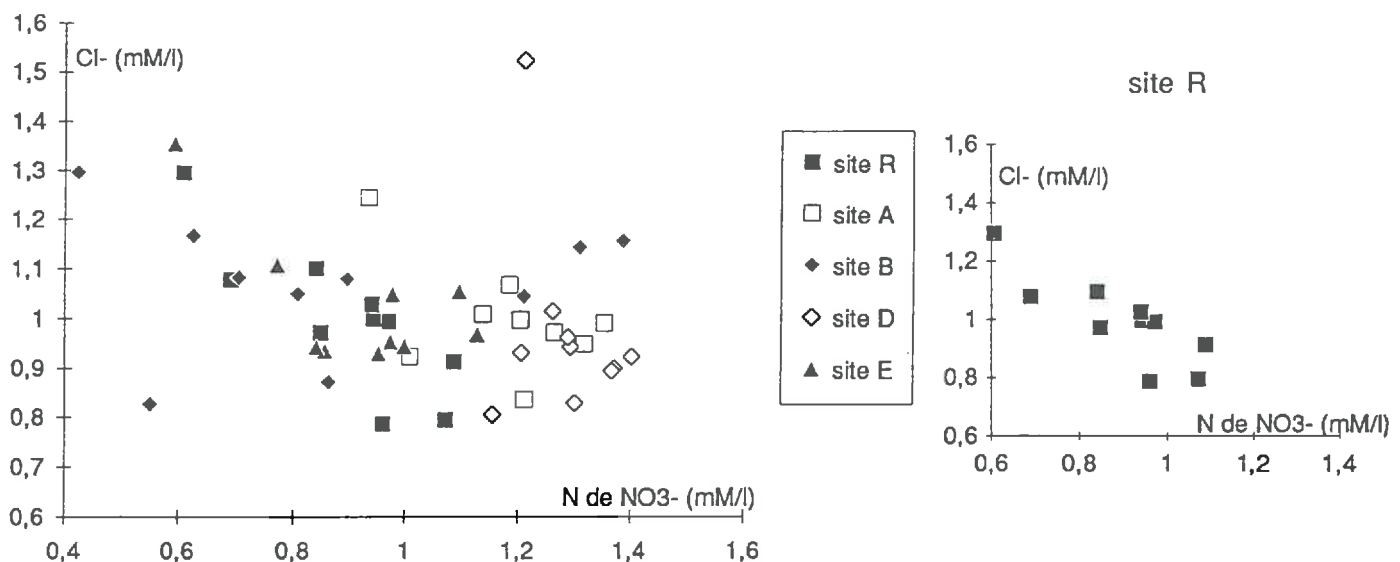


Fig V-12 : Relation entre les concentrations de Cl^- et de N de NO_3^- (exprimé en mM/l).

V-4-3 Relation entre concentration et débit

Les débits à l'exutoire du bassin versant (site R) sont connus mais pas les valeurs de débits pour les autres sites. On peut raisonnablement émettre l'hypothèse que le débit à l'exutoire principal est représentatif des débits des sous bassins emboîtés. Partant de là, nous avons recherché l'existence de relation entre les débits et d'une part les concentrations du traceur inerte (l'ion chlorure) et d'autre part les concentrations de nitrates. Les débits observés à l'exutoire du bassin versant sont exprimés en valeur logarithmique.

Quelque soit le site de mesure, l'amplitude de variation des concentrations des chlorures est faible par rapport à l'amplitude de variation des débits (figure V-13). Les eaux de pluies ayant des concentrations en chlorures plus faible que les eaux du ruisseau (Cf tableau V-13), les faibles variations de concentrations en fonction des débits semblent indiquer une faible contribution directe de l'eau de pluie aux crues. On peut

néanmoins définir une relation entre la teneur croissante en chlorure et l'augmentation des débits, relation qui s'inverse pour les crues exceptionnelles.

Pour les différents sites de mesures, il n'existe pas de corrélation nette entre les teneurs en nitrates et les débits, néanmoins on peut définir une courbe enveloppe sous le nuage de points. Cette courbe enveloppe indique une augmentation des teneurs en nitrates lorsque les débits augmentent. Pour les débits exceptionnels (non reporté sur le graphique) la tendance s'inverse. Ces observations recourent celles faites à l'exutoire du bassin versant lors de l'analyse des variations de concentrations en nitrates au cours des crues. On interprète cette tendance comme montrant que la contribution directe des eaux de pluies ne joue que dans le cas d'événements précipitations/crues de fortes intensités. Rappelons que lors de la modélisation hydrologique la contribution du ruissellement au débit total a été évaluée à 10%.

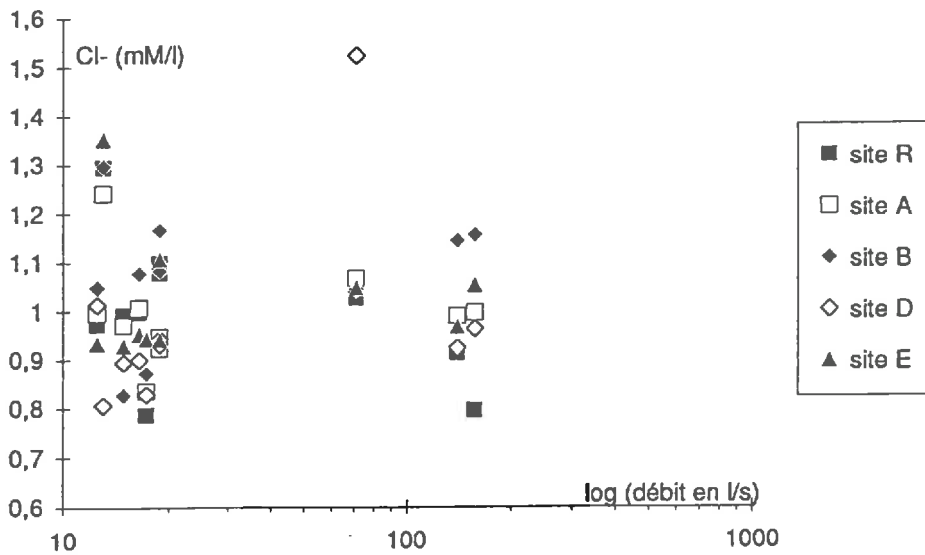


Fig V-13 : Relation entre débits et concentration en chlorure.

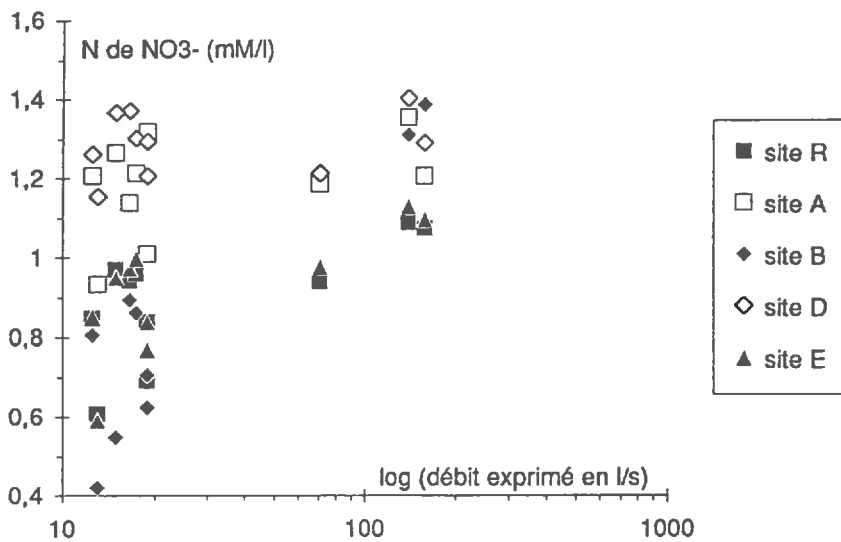


Fig V-14 : Relation entre les débits et les concentrations en nitrates

V-4-4 Relation entre la superficie des sous bassins versants et le facteur de corrélation linéaire chlorure/nitrate

Nous avons analysé les relations entre les concentrations ponctuelles des chlorures et des nitrates, et calculé les coefficients des droites de régression entre les concentrations de nitrate et de chlorure. Dans le cas où les concentrations des nitrates sont uniquement contrôlées par la dynamique des transferts hydriques le facteur de corrélation doit être égal à 1.

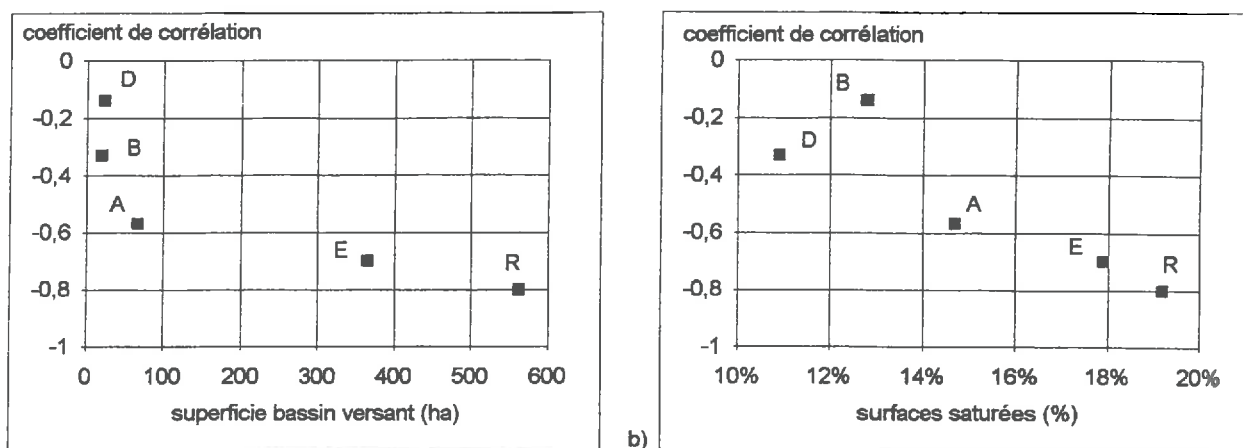


Fig V-15 : Relation le facteur de corrélation (chlorure/nitrate) et a) la superficie des sous bassin b) le pourcentage de surface potentiellement saturées (sol en classe d'indice topographique > 9,25)

La figure V-15a présente les résultats de la relation entre la superficie du bassin versant et le facteur de corrélation (nitrate/chlorure). Cette analyse va dans le sens des travaux de Wood et al. (1988) qui ont montré l'existence d'une surface élémentaire représentative qui définit le seuil au delà duquel on peut appliquer des relations statistiques ou empiriques globales. Au dessous de ce seuil (fixé à 100 hectares par Wood), il est nécessaire de prendre en compte les dynamiques spécifiques des nitrates sur chaque sous bassin.

La relation entre l'extension relative des zones potentiellement saturées et le facteur de corrélation (figure V-15b) permet de moduler ces observations. Il existe une relation linéaire, pour les bassins versant les plus grands, entre l'extension absolue des surfaces saturées et le facteur de corrélation. Les variations de concentrations en nitrate et chlorure sont alors contrôlées essentiellement par la dynamique des transferts hydriques (rôle important du ruissellement et des écoulements sur surfaces saturées). Pour les bassins versants où l'extension absolue des zones saturées est plus faible, la relation entre les teneurs en chlorure et en nitrates présente une plus forte variabilité, la "qualité" des zones saturées va alors jouer un rôle important sur la contribution des processus de transformations biogéochimiques de l'azote aux variations de concentrations en nitrates des eaux.

Le résultat tend à invalider toute démarche modélisatrice globale que l'on chercherait à valider ponctuellement. En effet, un modèle de transfert à l'échelle d'un bassin versant, qu'il s'agisse d'un modèle déterministe ou d'un modèle stockastique, ne prend pas en compte le même processus que ceux

susceptibles d'être validés à l'échelle locale. A l'échelle du bassin versant, c'est essentiellement la dynamique des transferts hydriques qui contrôlera les concentrations en nitrates dans les eaux du ruisseau, alors qu'à l'échelle locale les processus de biotransformations de l'azote ne peuvent pas être négligés.

V-4-4 Interprétation

On a cherché à valider l'hypothèse suivante : Peut-on caractériser l'influence de critères structuraux majeurs (topographie, pédologie, occupation des sols) sur la dynamique de l'azote dans un bassin versant ?

Cela nous a amené à comparer cinq sous bassins versants sur les plans suivants :

- détermination des critères structuraux majeurs et tentative de typologie,
- détermination des niveaux moyens des intrants sur chaque sous bassin versant,
- caractérisation hydrologique à l'aide d'un traceur inerte (l'ion chlorure),
- interprétation des teneurs en nitrates observées à l'exutoire des cinq sous bassins versants en fonction des critères précédemment retenus.

Une typologie des bassins versants a été tentée en s'appuyant sur les différents critères retenus. Il ne ressort pas de classement très clair des sous bassins, hormis le bassin B qui se détache des autres au niveau de l'ensemble des critères : zone de sols de bas-fond principalement en prairies, ceinturée par un talus continu, niveau d'apport relativement faible.

L'analyse du comportement du traceur inerte, l'ion chlorure, montre que les différents sous bassins versants analysés de même que le bassin principal ont un comportement relativement homogène et donc mettent en jeu les mêmes réservoirs hydrologiques. Néanmoins les teneurs en chlorure de ces réservoirs sont variables comme le montre une analyse détaillée des eaux du sol sur le site de la Touche (enrichissement en chlorure des eaux du sol à 60 cm de 40 à 200% suivant le site de prélèvement, Maître (1991)).

L'analyse des teneurs en nitrates dans les eaux montre une corrélation entre les niveaux d'intensification des apports d'azote par fertilisation et les niveaux de concentration des eaux .

Durant l'été et l'automne, les sites les plus enrichis en nitrates (site D et A) sont ceux qui présentent la fertilisation la plus importante et des bilans culturaux excédentaires. Par contre,, le site B sur lequel la fertilisation est mieux contrôlée, présente des teneurs en nitrates plus faible et notamment une forte diminution des concentrations durant l'été.

En hiver les niveaux de concentration de nitrates dans les eaux peuvent être corrélés aux bilans de fertilisation; les plus forts bilans (site C et B) sont associés aux fortes teneurs (site C, B).

La variabilité temporelle des teneurs en nitrates est cyclique, les cycles sur chaque sous bassin présentent la même période et sont synchrones; cependant chaque bassin a une amplitude de variation qui lui est propre : certains bassins ont une amplitude quasiment nulle (bassin D), d'autres une variation très forte (bassin B) : ces résultats, qui nous semblent originaux, invalident toute approche globale empirique ou

déterministe que l'on voudrait valider ponctuellement, puisqu'il apparaît clairement que les concentrations à l'exutoire sont le résultat d'un comportement spatialement variable, mais structuré.

Sur le plan méthodologique, la comparaison du bassin versant principal (600 ha) et des cinq sous bassins versants (superficie de l'ordre de 50 ha) permet de caractériser la notion de surface élémentaire représentative (Wood et al. 1988).

Le bassin versant global réagit comme un système simple qui peut être modélisé par des fonctions empiriques ou des représentations statistiques des processus. Nous avons mis en évidence l'existence d'une relation linéaire entre les concentrations en nitrate et en chlorure. Geng (1984) a montré l'existence d'une relation entre les concentrations moyennes des nitrates et le débit pour exprimer les flux de nitrates. Pour les autres sous bassins versants, le facteur de corrélation entre les concentrations des nitrates et des chlorures décroît avec la diminution de la superficie des sous bassins versants et des surfaces saturées. La dynamique des concentrations en nitrates à l'exutoire des sous bassins versants apparaît alors dépendante des dynamiques spécifiques du cycle de l'azote sur ces sous bassins versants. Le fonctionnement variable ne peut alors être modélisé qu'à partir d'une caractérisation spatiale précise des processus.

On peut donc considérer que l'échelle de 563 hectares est au delà du seuil minimal caractéristique des bassins versants élémentaires représentatifs alors que celle de 50 hectares est au deçà. Notons que Wood et al. (1988) proposent l'échelle de 100 hectares comme seuil pour les surfaces élémentaires représentatives.

La variabilité temporelle des teneurs en nitrates peut être reliée à des critères morphométriques.

Parmi tous les paramètres traités, trois sont positivement corrélés et cohérents avec ce que l'on sait des processus : il s'agit de l'importance des prairies de bas fond, de l'importance relative des zones potentiellement saturées et de la longueur relative de talus de ceinture par rapport à la longueur du ruisseau.

En résumé on retiendra trois points importants :

- le niveau de concentration des eaux en nitrate est directement relié aux apports anthropiques,
- les bassins versants mettent en jeu les mêmes réservoirs d'eau du sol qui sont caractérisés par des teneurs en chlorure différentes,
- les variations des concentrations en nitrates dans les eaux sont liées à des dynamiques spécifiques du cycle de l'azote sur chaque sous bassin (dénitrification, lessivage par ruissellement, ...).

Si ces hypothèses sont vérifiées, il y aurait donc action d'un processus géochimique, la dénitrification dans les zones de bas-fond, qui s'exprime d'autant mieux que ces zones ont une extension importante, qu'elles sont occupées par des prairies permanentes, et qu'elles sont ceinturées par un talus qui oblige l'eau venant des versants à pénétrer dans le sol en amont des talus, diminuant de ce fait la contribution directe (ruissellement) et la contribution de l'écoulement de sub-surface. Il y a une synergie entre des facteurs topographiques, des facteurs d'aménagement, des facteurs de pratiques agricoles.

V-5 Application du TOPMODEL à la modélisation du transfert des nitrates

L'application du TOPMODEL à la modélisation du transfert des nitrates va nous permettre de contrôler les hypothèses émises sur le fonctionnement des sous bassins versants. Nous allons utiliser la structure particulière du modèle hydrologique (découpage en classes à comportement hydrologique identique) pour valider l'hypothèse d'une relation entre niveau d'apport d'azote par les cultures et niveau de concentration des eaux à l'exutoire.

V-5-1 Description du module couplé

V-5-1-1 les relations mises en jeu

Nous nous sommes intéressés uniquement au problème de transfert des nitrates. Cela revient à simplifier considérablement le cycle de l'azote (fig V-1) en ne prenant en compte que les apports (6c) et les processus d'absorption (5), de lessivage (7) et ruissellement (8) et donc à négliger tout le cycle biogéochimique de l'azote dans les sols.

V-5-1-2 La structure du modèle de transfert

La structure du modèle fait intervenir deux points importants :

- le découpage de l'espace à modéliser
- les équations de transfert et de variation de stock de nitrates et les modalités de couplages du modèle hydrologique et du module de transfert de nitrates.

1) Le découpage de l'espace

Le découpage du bassin versant utilisé lors de la modélisation hydrologique est basé sur une distribution de classes d'indice topographique alors que les distributions d'apports et d'exportations par les cultures d'azote ont pour base un découpage parcellaire.

Le découpage de l'espace en vue d'une application du module de transfert des nitrates s'est effectué en trois étapes.

a) Détermination des valeurs globales des apports et de leur distribution temporelle

La détermination des valeurs totales se fait à l'échelle du bassin versant en utilisant les résultats de l'enquête de Tanguy (1987). Nous avons défini la distribution temporelle des apports minéraux, des déjections valorisées au champ (fumier, lisier) et les périodes de pâturage du bétail et d'absorption d'azote par les cultures pour l'ensemble du bassin versant. Ces valeurs sont stockées dans un fichier journalier qui contient en outre les concentrations mesurées au ruisseau. Nous pouvons ainsi pour une période donnée calculer une valeur moyenne des apports pour l'ensemble du bassin.

Remarque : les dates des apports d'azote sur le bassin versant sont généralement connus au jour près ou à la semaine près. Lorsque cela était possible les dates exactes d'apport ont été respecté, sinon les quantités apportées ont été réparties sur les périodes supposées d'apports.

b) Détermination de deux zones en fonction des valeurs de l'indice topographique

La structure du modèle hydrologique (basé sur un découpage en classes d'indice topographique) ne permet pas d'utiliser directement les données du découpage parcellaire pour modéliser les apports d'azote et les exportations par les cultures. Nous avons donc tenté de distribuer ceux-ci en fonction des valeurs des classes d'indice topographique.

L'analyse de la distribution des cultures sur le bassin versant (Cf. § V-3) a en effet montré que l'on pouvait décomposer le bassin en deux zones :

- une zone où les valeurs d'indice topographique sont faibles à moyennes (< 9), sur laquelle se concentre l'essentiel des cultures,

- une zone où ces mêmes valeurs d'indice sont fortes (> 9) sur laquelle se trouve l'essentiel des prairies.

Cette valeur d'indice topographique de 9, qui sert de limite entre les deux zones qui viennent d'être décrites sera ultérieurement considérée comme un seuil N, dont on peut éventuellement changer la valeur. L'analyse des conséquences de modifications de cette valeur seuil sur les sorties du modèle constituera l'un des objectifs de cette étude.

c) Détermination des niveaux d'apports et d'exportation par les cultures sur chacune des deux zones précédemment définies

Une différence entre les niveaux d'apports sur les cultures et sur les prairies a été observée. En raisonnant à l'échelle de la maille du MNT on peut définir deux coefficients α_1 et α_2 tels que :

$$\alpha_1 = \frac{\text{apports par maille dans la zone à dominante de prairies}}{\text{apports par maille dans la zone à dominante de cultures}}$$

$$\alpha_2 = \frac{\text{exportations par maille dans la zone à dominante de prairies}}{\text{exportations par maille dans la zone à dominante de cultures}}$$

On a calculé la valeur de ces coefficients lorsque l'on découpe le bassin versant en fonction des valeurs des indices topographiques en deux zones définies par une valeur seuil. Il s'agit alors de calculer la valeur du coefficient α_1 ou α_2 caractérisant le rapport entre les apports (ou les exportations) d'une maille à valeur faible d'indice topographique et ceux d'une maille à valeur élevée d'indice.

Pour cela, considérant que les apports sur le bassin versant (A_{Total}) sont constants sur une période considérée, on peut écrire pour une valeur de d'indice topographique N donnée :

$$A_{\text{Total}} = A_{\text{Total}1} + A_{\text{Total}2}.$$

$$\text{avec } \begin{cases} A_{\text{Total}} & = \text{apport total sur le bassin versant} \\ A_{\text{Total}1} & = \text{apport total sur zone à valeur d'indice } > \text{ au seuil N} \\ A_{\text{Total}2} & = \text{apport total sur zone à valeur d'indice } < \text{ au seuil N} \end{cases}$$

Connaissant le nombre de mailles pour lesquelles la valeur de l'indice topographique est inférieur ou supérieur au seuil N, on peut définir :

$$\begin{cases} A_{\text{maille}1} = \frac{A_{\text{total}1}}{\text{nombre de mailles } > \text{ seuil N}} \\ A_{\text{maille}2} = \frac{A_{\text{total}2}}{\text{nombre de mailles } < \text{ seuil N}} \end{cases}$$

$$\text{avec } \begin{cases} A_{\text{maille}1} & = \text{apport pour une maille à valeur d'indice } > \text{ seuil N} \\ A_{\text{maille}2} & = \text{apport pour une maille à valeur d'indice } < \text{ seuil N} \end{cases}$$

On est alors en mesure de calculer la valeur de α_1 , valable pour l'ensemble du bassin qui correspond à :

$$\alpha_1 = \frac{A_{\text{maille1}}}{A_{\text{maille2}}}$$

On peut faire les mêmes hypothèses sur les exportations par les cultures pour calculer la valeur de α_2 .

Nous allons analyser dans la suite de ce chapitre l'influence de modifications des coefficients α_1 , α_2 et N sur les sorties du module de transferts. On peut démontrer que si α_1 et α_2 sont constants et si la valeur du seuil N diminue, on augmente la valeur des apports ou exportations par maille pour les classes d'indice topographique faibles.

Cette méthode nous permet de discrétiser sous forme matricielle les apports et les exportations de nitrates en gardant la même structure que le modèle hydrologique. Les facteurs de proportionnalité (α_1 , α_2) et le seuil N introduisent trois paramètres supplémentaires dans la modélisation. Ces paramètres sont contrôlés par la nature des pratiques agricoles sur le bassin versant et peuvent donc être vérifiés sur le terrain.

2) Les calculs de stocks et flux de nitrates et modalités de couplage du modèle hydrologique et du module de transfert des nitrates

Les transferts d'eau dans le modèle hydrologique sont gérés par l'évolution du déficit de stockage (Cf. §I). Ceci nous permet de définir trois réservoirs qui vont contrôler les transferts de nitrates : un réservoir sol, un réservoir non saturé, un réservoir saturé. Les teneurs en nitrates de ces réservoirs sont initialisées au temps t_0 .

A chaque pas de temps t , les stocks d'azote dans le réservoir sol sont réactualisés en fonction des apports anthropiques et des exportations par les cultures. L'incorporation de l'azote est fonction des pluies. Nous considérons, en l'absence de pluie qu'une partie de l'azote (estimé à 10%) reste en surface et qu'une autre partie est incorporée au sol. L'azote qui reste en surface est susceptible soit d'être entraîné par ruissellement lors de la reprise des pluies, soit d'être incorporée au sol au pas de temps suivant. En cas de pluie tout l'azote apporté contribue à l'augmentation du stock du réservoir sol. Le réservoir sol est le seul réservoir à alimenter les plantes en azote.

Les variations de quantité de nitrates au cours du temps dans les réservoirs sont dues à l'entraînement des nitrates par les flux d'eau liés à l'infiltration, la redistribution gravitaire, le ruissellement et les débits de base. La figure V-16 présente les modalités d'application du module azote au sein de la structure du modèle hydrologique.

Les équations de transfert d'un réservoir à l'autre sont basées sur une loi de mélange. A la fin de chaque réactualisation des stocks d'eau du modèle hydrologique et des calculs de flux, les variations de stock de nitrates sont définies par :

$$\text{Stock}(i, it) = \text{Stock}(i, it-1) + \frac{f(i-1, i)}{h(i-1, it)} \times \text{Stock}(i-1, it)$$

$$FS(i-1, i) = f(i-1, i) \times \text{Stock}(i-1, it)$$

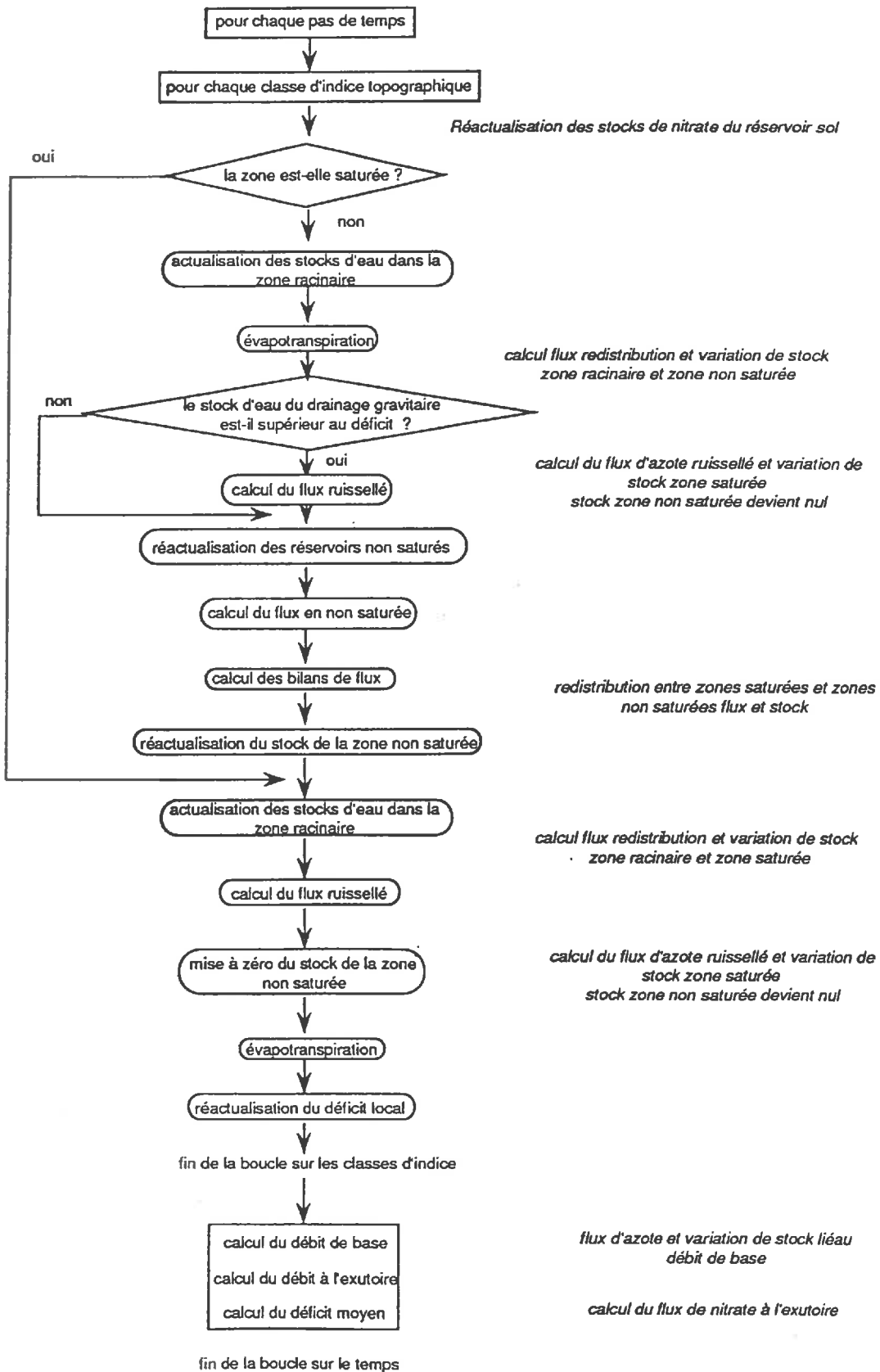
$$\text{Stock}(i-1, it) = \text{Stock}(i-1, it-1) - \left(1 - \frac{f(i-1, i)}{h(i-1, it)} \right) \times \text{Stock}(i-1, it)$$

avec $\text{Stock}(i, it)$ = stock de nitrates dans le réservoir i au temps it
 $h(i, it)$ = hauteur d'eau dans le réservoir i au temps it
 $FS(i-1, i)$ = flux de nitrates entre le réservoir $i-1$ et le réservoir i
 $f(i-1, i)$ = quantité d'eau passant du réservoir $i-1$ au réservoir i

Fig V-16 : Organigramme simplifié du module azote

hydrologie

géochimie



L'application du module nitrate introduit des paramètres supplémentaires dans la modélisation :

- des paramètres contrôlant les stocks initiaux d'azote dans les différents réservoirs et qui peuvent être mesurés sur le terrain :

Stock initial dans le réservoir sol,

Stock initial dans la zone non saturée,

Stock initial dans la zone saturée.

- des paramètres contrôlant la distribution spatiale des apports et des exportations (seuil N, α_1 , α_2).

De plus, les apports d'azote sur les cultures par fertilisation organique se font sous forme de NH_4^+ et N organique (tableau V-14). La minéralisation de l'azote est un phénomène que l'on peut considérer comme relativement rapide. En absence de module de transformations bio-géochimiques, il est nécessaire de faire l'hypothèse que les transformations des différentes formes d'azote apportées par la fertilisation sont suffisamment rapides pour intervenir au cours d'une même pas de calcul. La fraction d'azote organique et ammoniacale supposée se transformer en nitrates pendant un pas de calcul a été prise égale à 1, mais peut être entrée comme un paramètre dans le modèle.

Tab V-14 : Valeur indicative du pourcentage des différentes formes de l'azote dans les apports azotés

| | NH_4^+ | N organique | NO_3^- |
|-----------------|-----------------|-------------|-----------------|
| fumier | 10% | 90% | - |
| lisier | 75% | 25% | - |
| engrais minéral | 50% | - | 50% |

V-5-2 Application du modèle

La structure du module de transfert de nitrates est basée sur trois hypothèses :

Deux hypothèses contrôlent les modalités de transfert des nitrates :

- existence d'une loi de mélange parfait au sein des différents réservoirs,
- proportionnalité directe entre les transferts de nitrates et les transferts d'eau.

Une autre hypothèse concerne les transformations en nitrates de l'azote organique et ammoniacal apporté par les cultures en nitrates.

En choisissant d'appliquer le module en conditions hivernales, on peut supposer que la dynamique des nitrates à l'exutoire d'un bassin versant va être contrôlée principalement par la dynamique de l'eau (Cf § V-4).

On suppose par ailleurs que les transformations en nitrates des différentes formes de l'azote apporté :

- sont d'une durée du même ordre de grandeur que le pas de temps ; la validité de cette hypothèse dépend des conditions climatiques et des antécédents culturels.
- ont un coefficient de transformation constant sur la période de modélisation. Ce point se vérifie si on travaille sur de courtes périodes.

La démarche employée pour l'application du module azote est similaire à celle utilisée pour l'application du modèle hydrologique. En partant des résultats de l'optimisation des paramètres du modèle hydrologique, nous avons cherché à analyser l'influence de la distribution des apports sur la modélisation. Notre objectif

n'est pas d'obtenir un calage parfait entre une courbe observée et une courbe simulée de flux de nitrate, mais de cerner l'importance respective des processus influant sur le transfert de nitrates et notamment d'analyser l'impact des pratiques agricoles sur le transfert des nitrates pour évaluer les zones et périodes à risques.

Les résultats de ces simulations sont exprimés en terme de flux de nitrates et de quantités de nitrates exportés.

Dans un premier temps nous avons appliqué le modèle sur une période de 2 mois (février/mars 1990), en faisant varier les apports et leur distribution spatiale. Puis nous avons appliqué le modèle sur une série de crues pour visualiser le comportement des nitrates au cours d'une crue.

V-5-2-1 Application du modèle avec des données horaires

Nous avons utilisé les résultats de l'optimisation des paramètres du modèle hydrologique sur les données horaires pour la période de Février/Mars 1990. Les conditions climatiques étant relativement constantes la fraction de l'azote apporté qui passera sous forme de nitrates peut être supposée constante sur cette période de temps. On peut supposer que les teneurs en nitrates des eaux vont être essentiellement contrôlées par les mécanismes de transfert.

Nous avons retenu les paramètres du modèle hydrologique obtenu pour l'essai 7 (§ V-4). Pour pouvoir comparer les différents essais entre eux, nous avons calculé le rapport des valeurs estimées aux valeurs observées pour les variables suivantes à l'exutoire principal du bassin:

- flux moyen de nitrates,
- concentration moyenne de nitrates,
- valeur instantanée maximale de flux de nitrates,
- valeur instantanée maximale des concentrations de nitrates.

Sur la période étudiée, le flux observé moyen de N de NO_3^- est de 27 g/h avec un maximum de 62 g/h le 2 février, la concentration observée moyenne de 15 mg/l avec un maximum de 18,6 mg/l.

1) Influence des variations des stocks initiaux dans les différents réservoirs sur les sorties de nitrate

Les apports de nitrates sont exprimés avec un pas de temps journalier. Nous avons supposé que ces intrants se répartissent de façon homogène sur 24 heures. Pour tous les essais on considère que 50% des apports d'engrais minéraux se font sous forme de nitrates. Nous avons considéré que les apports de nitrates étaient répartis de façon homogène sur le bassin versant.

Nous ne disposons pas de mesures de stocks de nitrates sur le bassin versant lui-même pour la période d'étude (Cabaret, communication personnelle). Ceci nous a conduit à :

- nous référer à des expérimentations conduites dans la région Bretagne sur différents types de sols pour évaluer la fourchette des valeurs des différents réservoirs en fonction notamment de niveaux de fertilisation différents. Les valeurs les plus élevées sont associées à des niveaux de fertilisation forts.

| | | |
|---|----------------------|---|
| { | total profil sol | de 100 à 500 Kg/ha de N de NO_3^- |
| | réservoir de surface | entre 20 et 170 Kg/ha de N de NO_3^- |
| | réservoir non saturé | entre 50 et 350 Kg/ha de N de NO_3^- |
| | réservoir saturé | entre 40 et 170 Kg/ha de N de NO_3^- |

- évaluer dans notre cas de figure l'impact d'une variation des stocks initiaux sur les sorties de nitrates.

Le tableau V-15 et les figures V-18 et V-19 montrent l'effet des variations de stock initiaux de nitrates.

Les flux de nitrates sont exprimés en g/heure et les concentrations en mg/l.

Tab V-15: Influence des variations des stocks initiaux de nitrates dans les différents réservoirs sur les flux et concentrations de nitrates simulés à l'exutoire du bassin versant.

| n° | profil stock réservoir | | | | flux total moyen N(g/h) | flux total ruisselle moyen N (g/h) | flux instantané maxi N (g/h) | concentration N (mg/l) | |
|------------------------------------|------------------------|-----|-----|-----|-------------------------|------------------------------------|------------------------------|------------------------|---------|
| | total | 1 | 2 | 3 | | | | moyenne | maximum |
| variation réservoir de surface (1) | | | | | | | | | |
| 1 | 220 | 20 | 150 | 50 | 18,50 | 2,23 | 80,49 | 14,73 | 44,50 |
| 2 | 250 | 50 | 150 | 50 | 18,94 | 2,28 | 83,38 | 15,06 | 45,30 |
| 3 | 300 | 100 | 150 | 50 | 19,66 | 2,35 | 88,20 | 15,61 | 45,75 |
| 4 | 400 | 200 | 150 | 50 | 21,10 | 2,51 | | 16,70 | |
| 5 | 500 | 300 | 150 | 50 | 22,54 | 2,66 | 107,44 | 17,83 | 47,64 |
| variation réservoir non saturé (2) | | | | | | | | | |
| 6 | 150 | 50 | 50 | 50 | 16,54 | 2,28 | 79,32 | 12,77 | 44,13 |
| 7 | 200 | 50 | 100 | 50 | 17,74 | 2,28 | 80,54 | 13,91 | 44,70 |
| 8 | 300 | 50 | 200 | 50 | 20,13 | 2,28 | 86,22 | 16,20 | 45,85 |
| 9 | 400 | 50 | 300 | 50 | 22,53 | 2,28 | 91,89 | 18,50 | 47,00 |
| variation réservoir saturé (3) | | | | | | | | | |
| 10 | 260 | 150 | 100 | 10 | 18,22 | 2,43 | | 14,10 | |
| 11 | 300 | 150 | 100 | 50 | 19,18 | 2,43 | | 15,02 | |
| 12 | 350 | 150 | 100 | 100 | 20,38 | 2,43 | 93,01 | 16,17 | 46,22 |
| 13 | 450 | 150 | 100 | 200 | 22,78 | 2,43 | 98,68 | 18,47 | 47,37 |
| 14 | 190 | 20 | 150 | 20 | 17,78 | 2,23 | 79,85 | 14,03 | 44,65 |
| 15 | 220 | 20 | 150 | 50 | 18,50 | 2,23 | 80,50 | 14,73 | 44,50 |
| 16 | 270 | 20 | 150 | 100 | 19,70 | 2,23 | 83,33 | 15,88 | 45,57 |
| 17 | 320 | 20 | 150 | 150 | 20,90 | 2,23 | 86,17 | 17,03 | 46,14 |

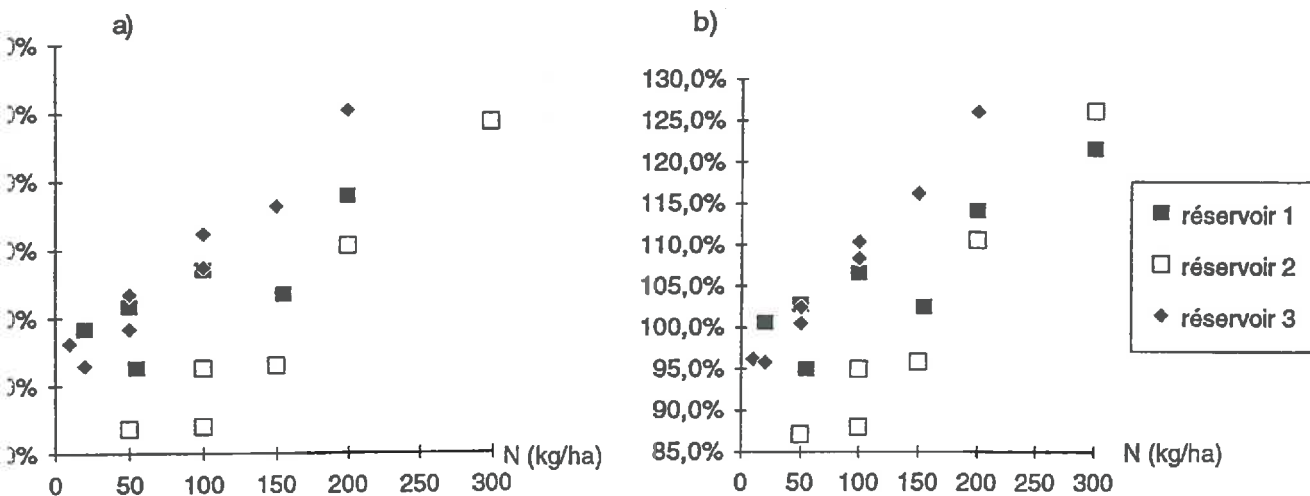


Fig V-17 : Influence des variations des stocks initiaux dans les réservoirs 1, 2 et 3 sur :

- a) le rapport $\frac{\text{flux moyen simulé}}{\text{flux moyen observé}}$
- b) le rapport $\frac{\text{concentration moyenne simulée}}{\text{concentration moyenne observée}}$

Fig V-18 : Flux de nitrates simulés et valeurs instantanées observées à l'exutoire du bassin versant : influence des variations de stocks initiaux de nitrates dans les différents réservoirs.

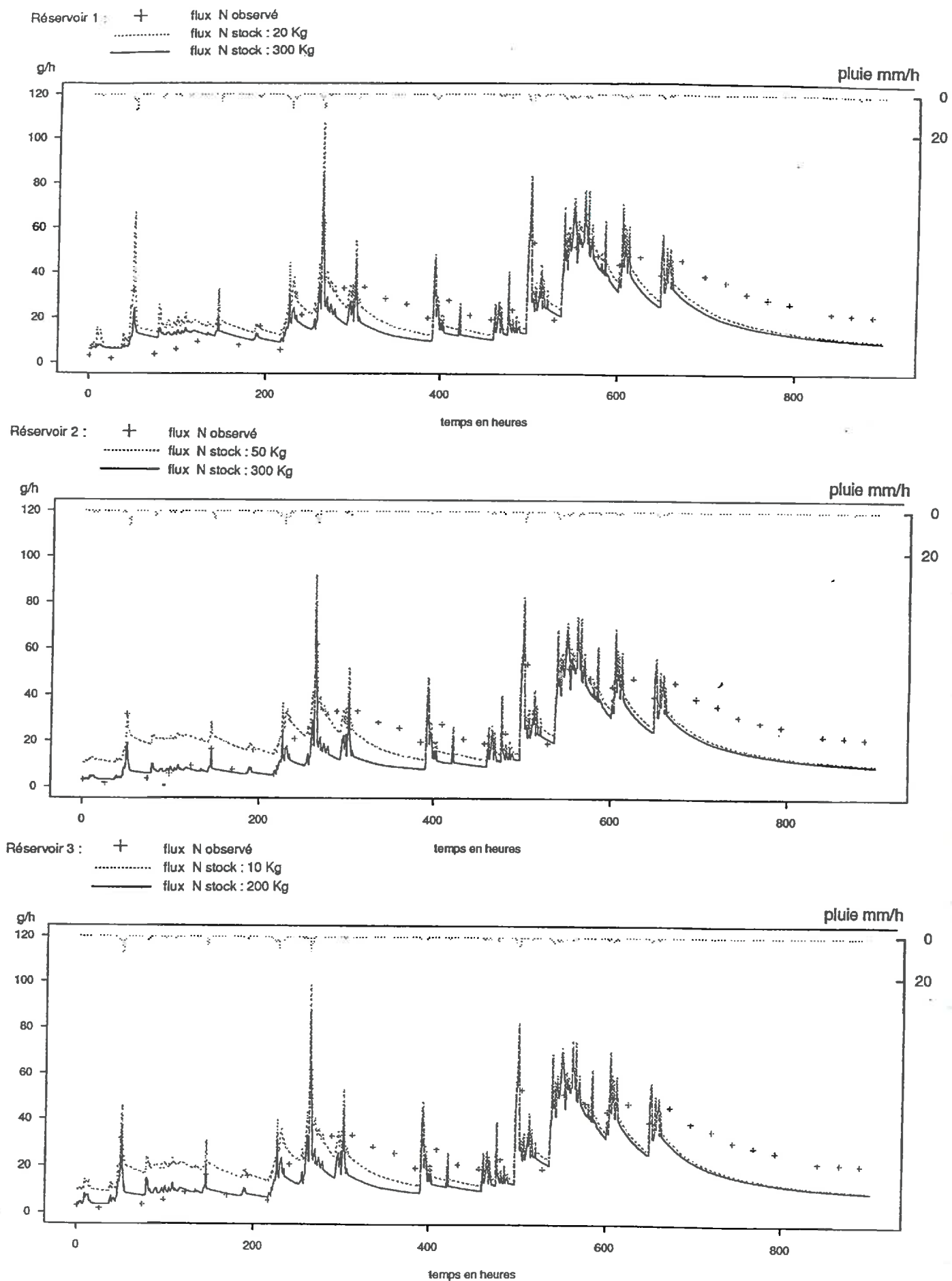
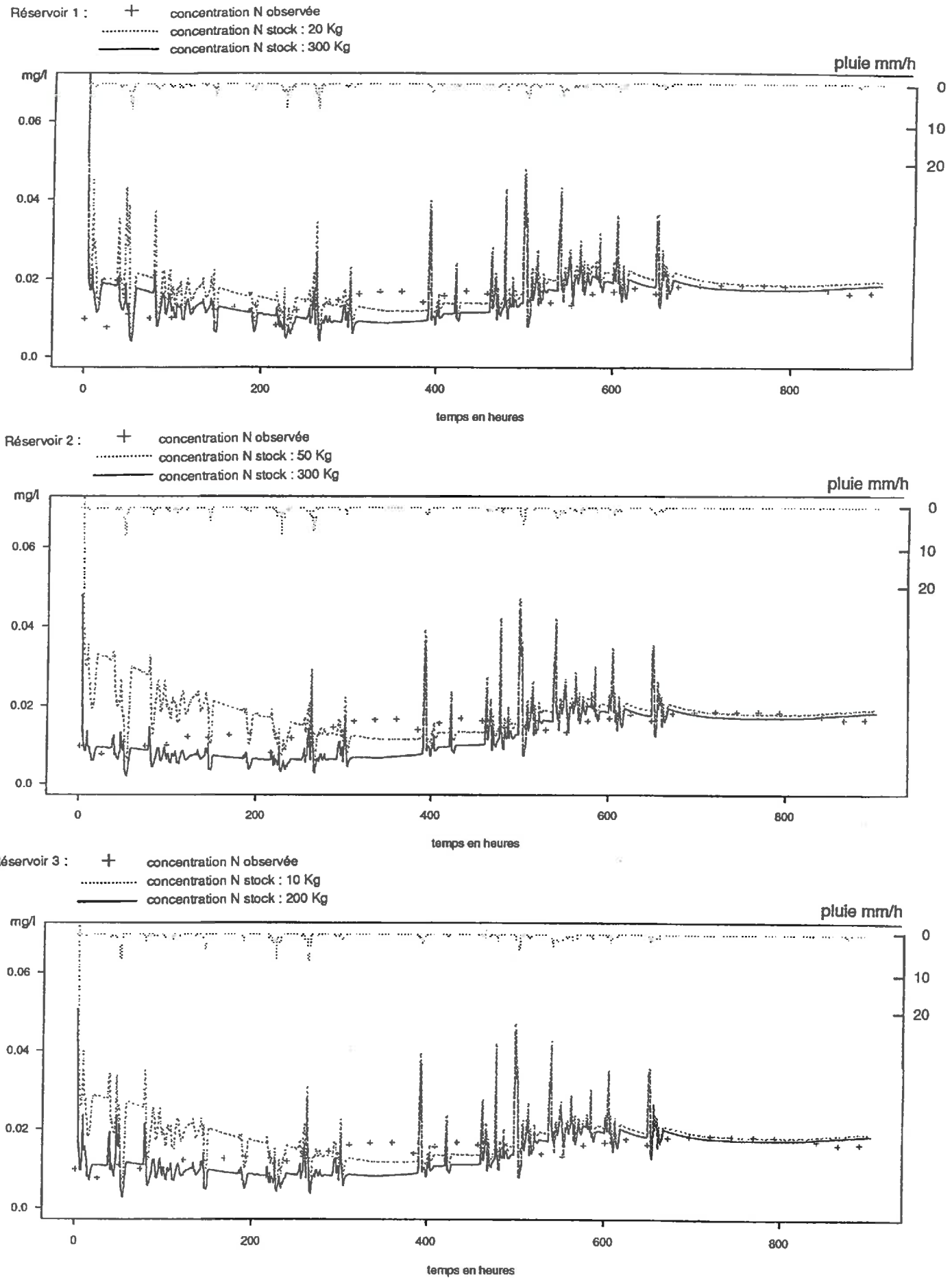


Fig V-19 : Concentrations de nitrates simulées et valeurs instantanées observées à l'exutoire du bassin versant : influence des variations de stocks initiaux de nitrates dans les différents réservoirs.



Les simulations donnent des résultats très variables, mais l'objectif n'est pas de simuler le transfert de nitrates mais de visualiser l'impact de modifications d'intrants sur les transferts. On note que les simulations de flux présentent une plus forte concordance avec les valeurs observées que les simulations de concentration, bien que l'on constate une sous-estimation systématique des flux qui peut être rattaché à la sous-estimation des débits simulés par le modèle hydrologique.

Au niveau des valeurs instantanées, l'estimation des flux est plus précise que l'estimation des concentrations. L'erreur moyenne relative à la moyenne des observations pour les valeurs instantanées est de l'ordre de 25% pour les flux de nitrates et de 75% pour les concentrations de nitrates.

Une augmentation du niveau des stocks de nitrates dans les différents réservoirs provoque une augmentation des flux totaux de nitrates et des concentrations. Les valeurs initiales des stocks de nitrates dans le sol jouent un rôle plus ou moins important selon le réservoir considéré.

Influence du niveau des stocks du réservoir de surface :

Un niveau élevé de nitrates dans le réservoir sol augmente la part des nitrates ruisselés (par écoulement de sub-surface, + 20% pour une variation de stock de 20 Kg/ha à 300 Kg/ha) et augmente la part de nitrates lessivés par drainage gravitaire. Mais la différence en terme de flux total à l'exutoire est faible. Lorsque l'on passe de 50 à 300 Kg/ha dans le réservoir sol on augmente les teneurs en nitrates à l'exutoire de 19% et les flux de 13,5%. La relation entre l'augmentation des stocks du réservoir sol et l'augmentation des sorties de nitrates à l'exutoire est linéaire (pente de 7,6% pour les concentrations et de 5,4% pour les flux).

Influence du niveau des stocks du réservoir non saturé :

L'augmentation du niveau des stocks du réservoir non saturé a une répercussion plus marquée sur les teneurs en nitrates à l'exutoire. Une augmentation de 50 à 300 Kg/ha du niveau des stocks en nitrates de ce réservoir se traduit par une augmentation de 39,1% des concentrations et de 22,4% des flux de nitrates à l'exutoire. La relation entre les sorties de nitrates à l'exutoire et l'augmentation du niveau des stocks est linéaire comme dans le cas du réservoir de surface (pente de 9% pour les flux et de 16% pour les concentrations). Les augmentations du niveau des stocks dans ce réservoir ne paraît pas avoir d'influence sur les flux de nitrates ruisselés.

Influence du niveau des stocks du réservoir saturé :

L'augmentation du niveau des stocks du réservoir saturé de 10 à 200 Kg/ha se traduit par une augmentation de 14% des concentrations et de 8% des flux de nitrates à l'exutoire et est sans effet sur la fraction ruisselée. La relation entre les sorties de nitrates à l'exutoire et l'augmentation du niveau des stocks est linéaire (pente de 9% pour les flux et de 16% pour les concentrations).

Interprétation :

Lorsque l'on s'intéresse uniquement aux quantités de nitrates exportées à l'exutoire du bassin versant, le rôle des valeurs initiales dans les différents réservoirs peut paraître modéré. Pour une augmentation du niveau des stocks initiaux d'un facteur 2, l'augmentation des sorties n'est que d'un facteur 0,2. Mais le rôle des stocks initiaux dans chaque réservoir devient évident lorsque l'on détaille les processus et notamment le comportement des nitrates au moment des crues.

En augmentant le stock de nitrates dans le réservoir de surface, la part des nitrates ruisselés croît et, l'augmentation des intensités maximales des concentrations est alors du même ordre de grandeur que celles des stocks initiaux dans le réservoir.

Les variations de stocks des réservoirs sous-jacents n'ont pas d'effet sur la fraction ruisselée des nitrates mais contribuent par un enrichissement des réservoirs saturés à favoriser l'écoulement sub-superficiel.

On supposera dans la suite de ce chapitre que les stocks réels de nitrates sont égaux à 50 Kg/ha dans le réservoir sol, 200 dans le réservoir non saturé et 50 dans la zone saturée du sol, ce qui semble la simulation la plus réaliste.

2) Influence des variations des valeurs seuil d'indice topographique sur les sorties du modèle

Nous avons voulu tester l'influence d'un mode de répartition des prairies et des cultures en définissant une valeur seuil séparant une zone essentiellement occupée par des prairies d'une zone où domine les cultures. Les rapports α_1 et α_2 sont égaux à 0,5. Conceptuellement, l'augmentation des valeurs de seuils correspond à une diminution de la part simulée des prairies sur le bassin versant.

La quantité d'azote mise en jeu à l'échelle du bassin versant est constante pour toutes les simulations, de même que les coefficients α_1 et α_2 . De ce fait, les apports ou les exportations par mailles seront d'autant plus importants sur les classes d'indice inférieur que la valeur seuil décroît (cf V-5-1-2 découpage de l'espace).

Tab V-16: Influence des variations de la valeur seuil sur les flux et concentrations de nitrates.

| n° | seuil | flux total | | flux instantané maxi N (g/h) | concentration N (mg/l) | |
|----|-------|--------------|-----------------------------------|------------------------------|------------------------|---------|
| | | moyen N(g/h) | flux total ruisselé moyen N (g/h) | | moyenne | maximum |
| 18 | 8 | 17,47 | 1,412 | 60,92 | 14,20 | 31,0 |
| 19 | 9 | 16,98 | 1,300 | 57,60 | 13,77 | 29,0 |
| 20 | 10 | 17,41 | 1,497 | 69,31 | 14,07 | 30,3 |
| 21 | 11 | 18,26 | 1,740 | 74,58 | 14,73 | 35,1 |
| 22 | 12 | 18,78 | 1,888 | 77,75 | 15,14 | 37,9 |
| 23 | 13 | 19,14 | 1,993 | 79,99 | 15,43 | 40,0 |

La figure V-21 reprend les données du tableau V-16 en comparant les résultats des différentes simulations par rapport aux données moyennes observées.

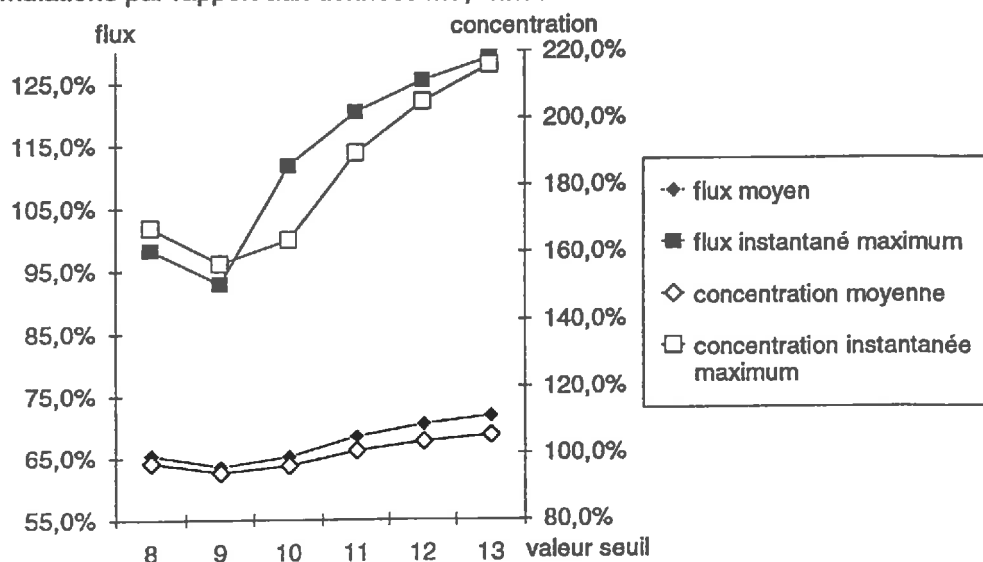
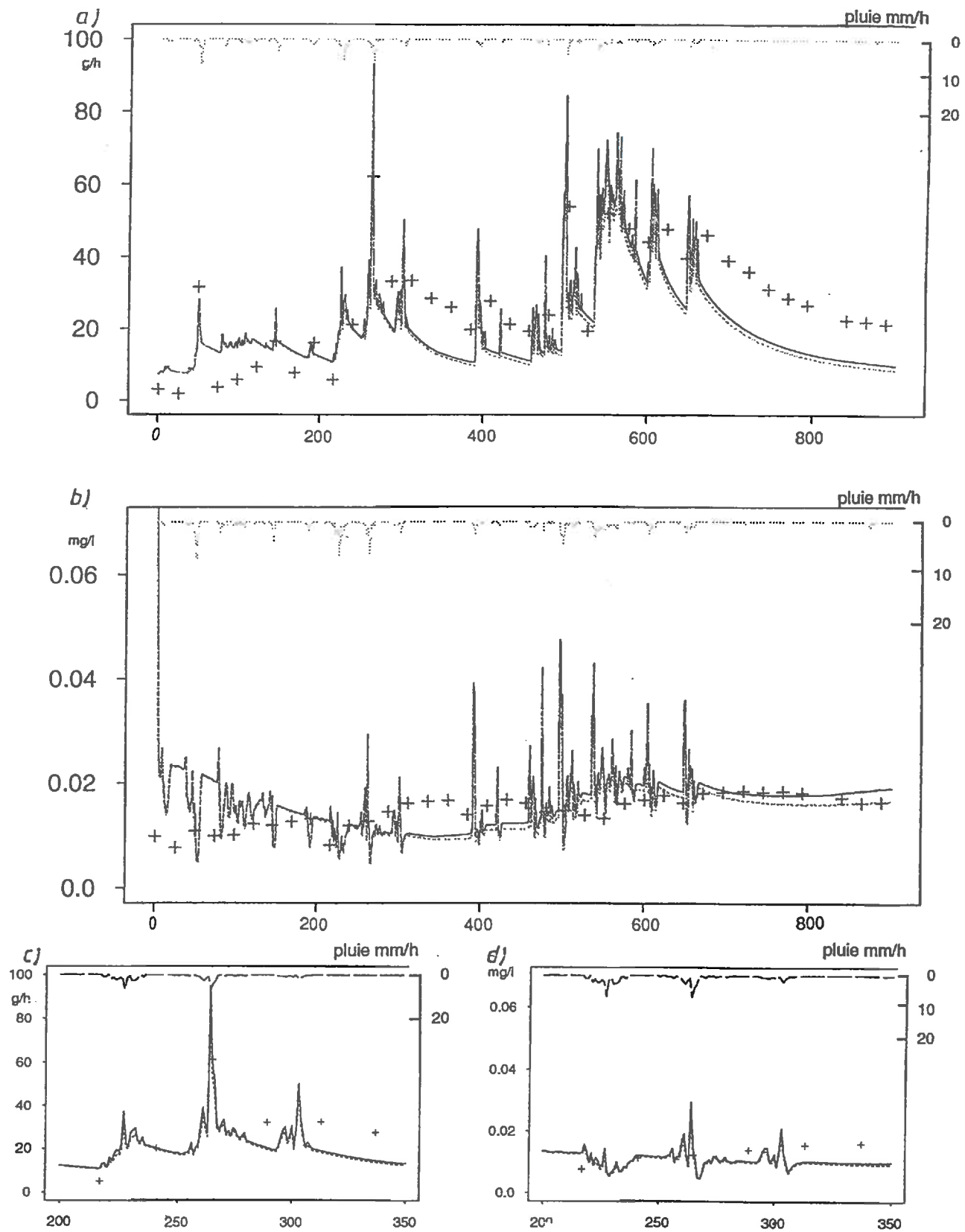


Fig V-20: Influence de la valeur de seuil N sur les sorties de nitrates à l'exutoire du bassin versant.

— seuil N = 9 seuil N = 13 + valeur observée
 a) Courbe de flux de nitrates simulés et valeurs instantanées observées
 b) Courbe de concentration de nitrates simulées et valeurs instantanées observées
 Agrandissement crue du 2 février flux (c) et concentration (d)



On constate sur la figure V-21 que les relations entre les valeurs croissantes de valeur seuil et les flux et concentrations moyens à l'exutoire ne sont ni linéaires ni monotones.

Pour les faibles valeurs de seuil (< 9), les flux et les concentrations moyens de nitrates à l'exutoire sont plus élevés que celle mesurées pour des valeurs plus fortes d'indice seuil ; ceci peut être reliée au fait que l'augmentation des apports ponctuels par maille peut provoquer une accumulation importante de nitrates dans les réservoirs supérieurs et une augmentation de la part des nitrates dans le ruissellement. Cela correspondant en fait à une sur-fertilisation locale.

Pour un seuil supérieur ou égal à 9 les flux et concentrations moyens de nitrates à l'exutoire augmentent lorsque la valeur seuil croit. L'augmentation des concentrations de nitrates est faible (10%) pour une augmentation des flux de nitrates 20%. La part des nitrates dans le ruissellement croît de plus de 50%.

C'est l'augmentation des concentrations dans les flux d'eau provenant des zones contributives qui joue le rôle majeur dans l'augmentation des flux et des concentrations de nitrates à l'exutoire.

3) Influence des variations de la valeur de $\alpha 1$ sur les sorties de nitrates

Il nous a paru intéressant de tester un autre type de distribution spatiale des apports. En prenant une valeur de seuil fixe (égal à 9) et des apports de nitrates constants sur le bassin versant nous avons fait varier la valeur de $\alpha 1$ qui contrôle le rapport entre les apports par maille sur les zones d'indice inférieur et supérieur au seuil.

Le tableau V-17 montre les résultats des simulations en faisant varier $\alpha 1$ de 0 (pas d'apports sur les zones d'indice > 9) à 2 (apports deux fois plus importants sur les zones d'indice > 9). Lorsque $\alpha 1$ est égal à 1 les apports par mailles sont identiques sur les deux zones.

Fig V- 21: Variation en fonction de la valeur seuil du rapport valeur simulée sur valeur observée pour le flux moyen, le flux instantané maximal, la concentration moyenne et la concentration instantanée maximale.

Tab V- 17: Influence des variations de $\alpha 1$ sur les flux et concentrations de nitrates.

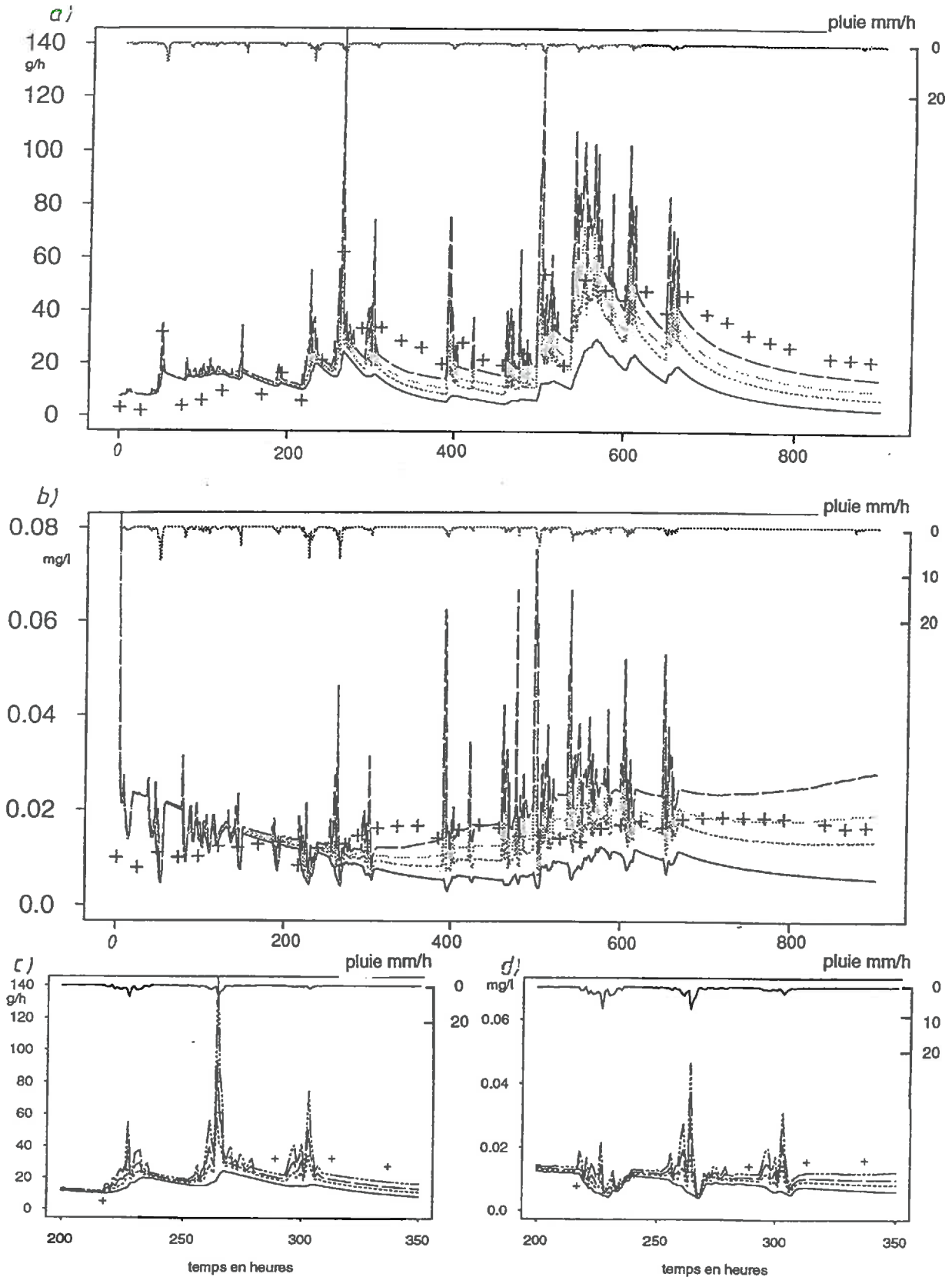
| n° | $\alpha 1$ | flux total | | flux instantané maxi N (g/h) | concentration N (mg/l) | |
|----|------------|--------------|------------------------------------|------------------------------|------------------------|---------|
| | | moyen N(g/h) | flux total ruisselle moyen N (g/h) | | moyenne | maximum |
| 18 | 0 | 11,45 | 0,038 | 29,4 | 9,66 | 26,14 |
| 19 | 0,25 | 14,78 | 0,635 | 45,1 | 12,13 | 26,33 |
| 20 | 0,5 | 16,98 | 1,300 | 57,6 | 13,77 | 29,02 |
| 21 | 0,75 | 18,85 | 1,893 | 76,2 | 15,23 | 38,75 |
| 22 | 1 | 20,58 | 2,610 | 93 | 16,54 | 47,50 |
| 23 | 2 | 26,05 | 4,113 | 145,7 | 20,70 | 75,14 |

Les flux et concentrations simulés de nitrates croissent lorsque la valeur de $\alpha 1$ sur les zones de fortes valeurs d'indice augmente. Cette relation est plus marquée pour les concentrations que pour les flux et se traduit notamment par des pics au moment des crues. La quantité de nitrates ruisselée est voisine de 0 lorsque les apports sont nuls sur les zones de fortes valeurs d'indice et augmente d'un facteur 100 lorsque les apports sont deux fois plus importants sur celles ci ($\alpha 1 = 2$).

Les pertes de nitrates par ruissellement sont donc localisées essentiellement sur les surfaces à valeurs d'indice supérieur à 9.

Fig V-22 : Influence des valeurs de α_1 sur les sorties de nitrates à l'exutoire du bassin versant

— $\alpha_1 = 2$ - - - $\alpha_1 = 1$ — $\alpha_1 = 0,5$ $\alpha_1 = 0$ + valeur observée
 a) Courbe de flux de nitrates simulés et valeurs instantanées observées
 b) Courbe de concentration de nitrates simulées et valeurs instantanées observées
 Agrandissement crue du 2 février flux (c) et concentration (d)



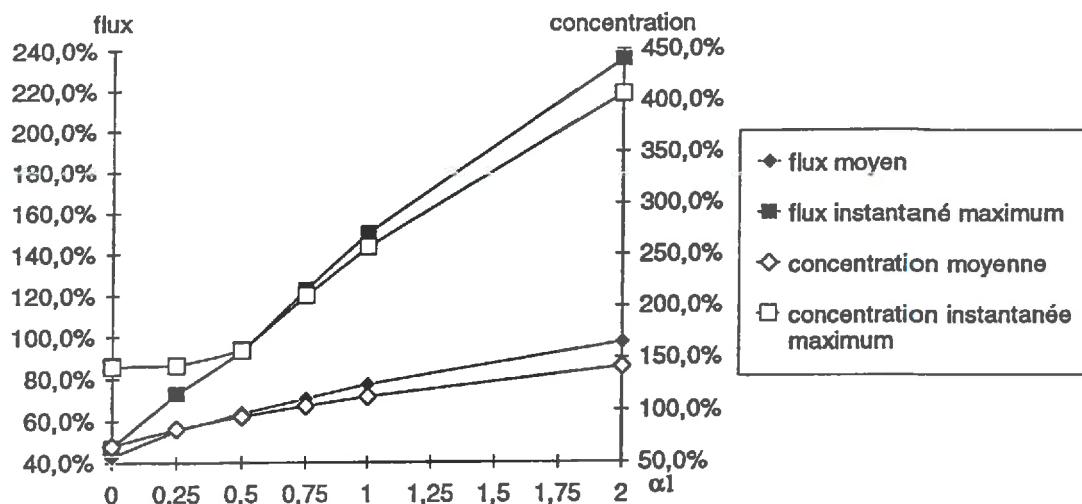


Fig V-23 : Variation en fonction de la valeur de α_1 du rapport "valeur simulée sur valeur observée" pour le flux moyen, le flux instantané maximum, la concentration moyenne et la concentration instantanée maximale.

4) Influence des variations de la valeur de α_2 sur les sorties de nitrates

Lorsque la quantité des apports augmente, soit en jouant sur les valeurs de seuil soit sur les niveaux d'apport on peut supposer que les exportations par les cultures seront également modifiées. Pour visualiser l'impact d'une modification des exportations par les cultures (par une modification de α_2), nous avons analysé trois cas de figures correspondant respectivement à des niveaux d'apports nuls ($\alpha_1=0$) sur les zones d'indice supérieur à 9, des niveaux moyens ($\alpha_1=0,5$) et des apports homogènes ($\alpha_1=1$) sur tout le bassin versant.

Une modification des niveaux d'exportation par les cultures a peu d'influence sur les transferts de nitrates. Lorsque les exportations par les cultures augmentent, on observe une diminution faible des flux et des concentrations à l'exutoire, diminution d'autant plus marquée que les niveaux d'apports sont élevés. Cette diminution des exportations par le ruisseau est essentiellement due à une diminution de la part des nitrates par ruissellement direct.

V-5-2-2 Modélisation du transfert au cours d'une courte série de crues

La période retenue va de 2960 à 3290 heures soit 330 heures et comporte deux séries de crues. Le même jeu de paramètres hydrologiques que pour les essais précédents est utilisé. Nous nous intéressons seulement à la distribution des intrants. Le flux moyen de N de NO_3^- observé est égal à 21,47 g/h avec un maximum de 51 g/h pour une concentration moyenne de 12,93 mg/l et un maximum de 26,3 mg/l.

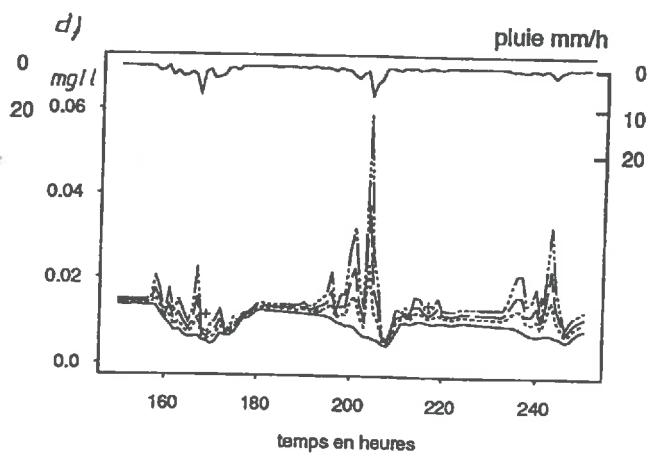
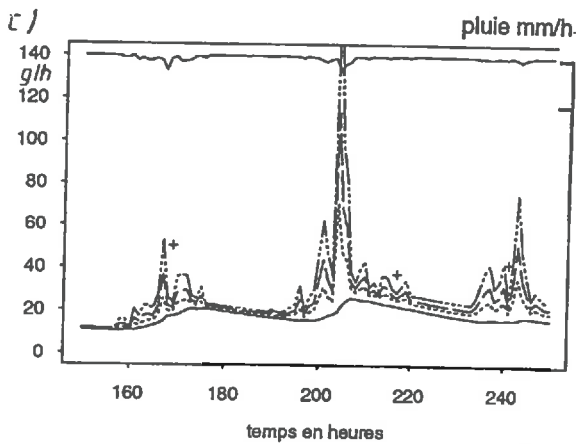
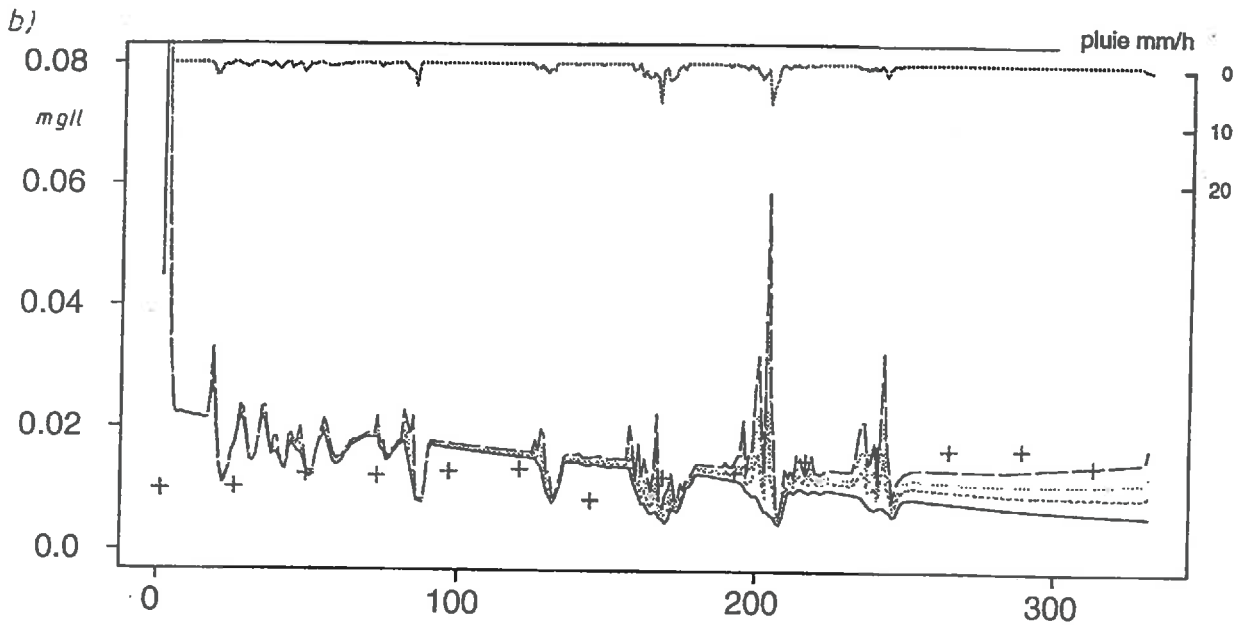
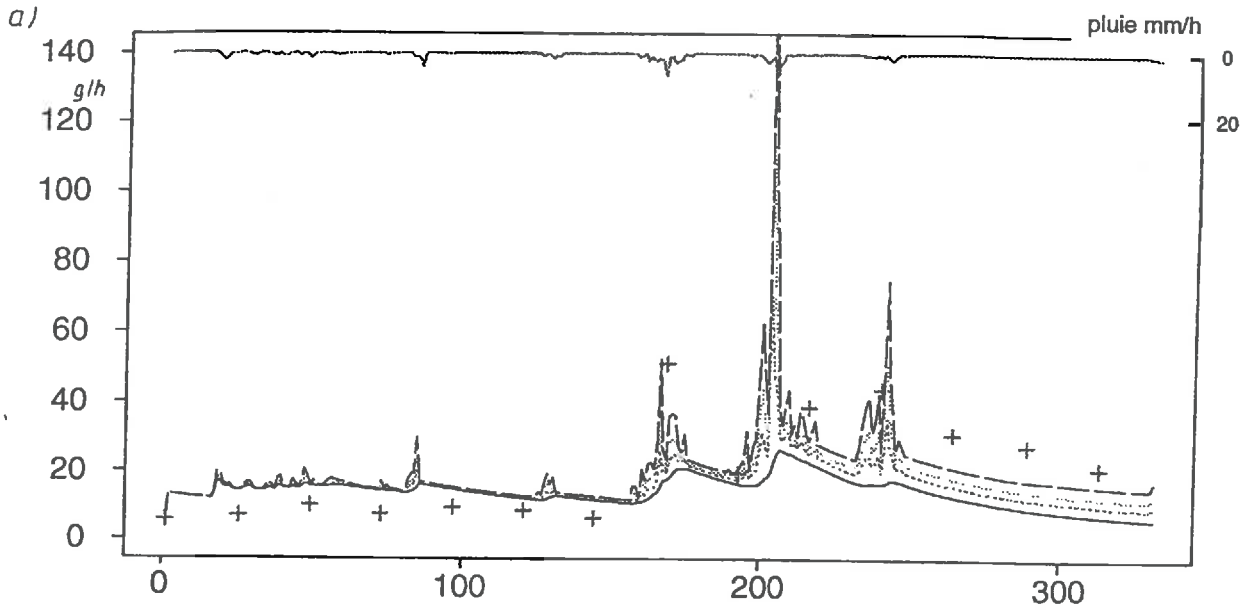
Tab V-18 : Influence des variations de seuil sur les flux et concentrations de nitrates.

| n° | seuil | flux total | | | concentration N (mg/l) | |
|----|-------|--------------|------------------------------------|------------------------------|------------------------|---------|
| | | moyen N(g/h) | flux total ruisselle moyen N (g/h) | flux instantané maxi N (g/h) | moyenne | maximum |
| 24 | 8 | 16,28 | 1,036 | 74,56 | 13,93 | 30,11 |
| 25 | 9 | 16,11 | 0,964 | 70,34 | 13,77 | 30,03 |
| 26 | 10 | 16,41 | 1,124 | 85,48 | 13,92 | 29,99 |
| 27 | 11 | 16,73 | 1,272 | 92,09 | 14,12 | 30,29 |
| 28 | 13 | 17,07 | 1,423 | 98,85 | 14,33 | 32,51 |

Fig V-24 : Influence de la valeur de seuil N sur les sorties de nitrates à l'exutoire du bassin versant.

— seuil N = 9 seuil N = 13 + valeur observée

- a) Courbe de flux de nitrates simulés et valeurs instantanées observées
 b) Courbe de concentration de nitrates simulés et valeurs instantanées observées
 Agrandissement flux (c) et concentration (d)



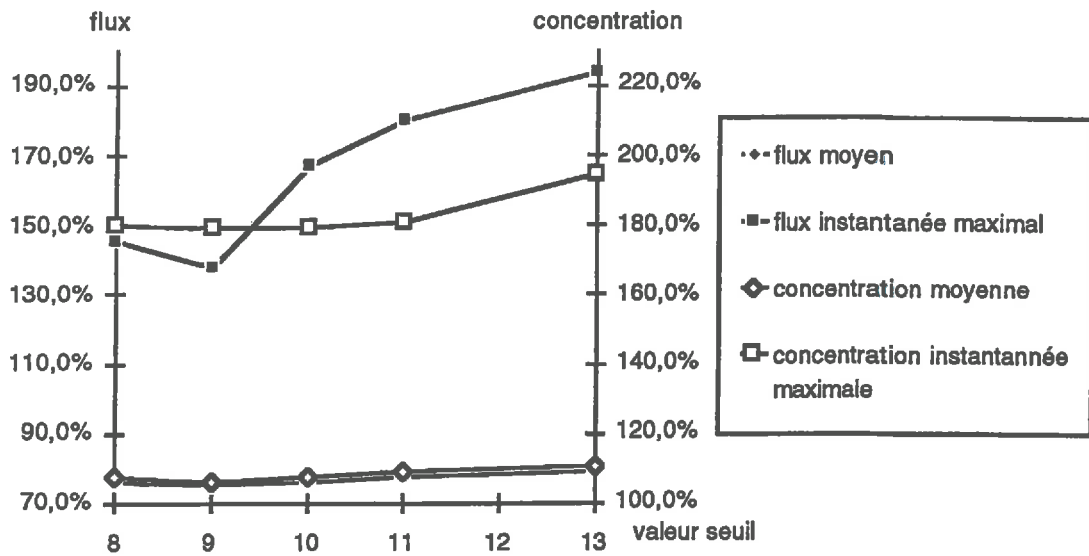


Fig V-25 : Variation en fonction de la valeur seuil du rapport "valeur simulée sur valeur observée" pour le flux moyen, le flux instantané maximum, la concentration moyenne et la concentration instantanée maximale.

Tab V-19 : Influence des variations de α_1 sur les flux et concentrations de nitrates.

| n° | α_1 | flux total | | flux instantané maxi N (g/h) | concentration N (mg/l) | |
|----|------------|--------------|------------------------------------|------------------------------|------------------------|---------|
| | | moyen N(g/h) | flux total ruisselle moyen N (g/h) | | moyenne | maximum |
| 28 | 0 | 13,92 | 0,088 | 26,30 | 12,47 | 28,50 |
| 29 | 0,25 | 15,11 | 0,495 | 44,91 | 13,18 | 29,31 |
| 30 | 0,5 | 16,11 | 0,964 | 70,34 | 13,77 | 30,03 |
| 31 | 0,75 | 17,00 | 1,381 | 93,07 | 14,30 | 30,66 |
| 32 | 1 | 17,80 | 1,758 | 113,51 | 14,78 | 49,28 |
| 33 | 2 | 20,35 | 2,949 | 178,16 | 16,29 | 58,59 |

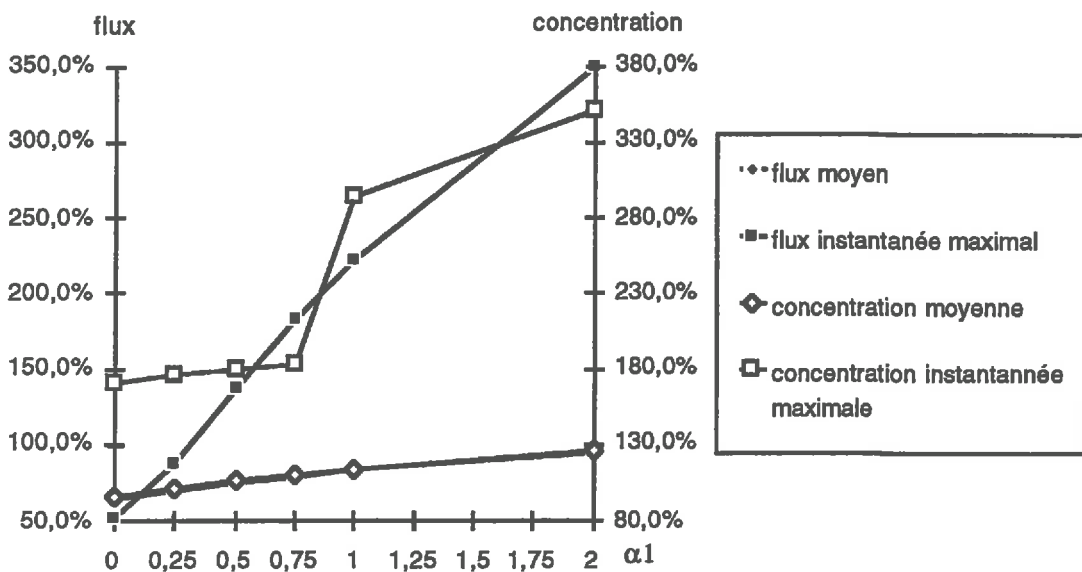


Fig V-26 : Variation en fonction de la valeur de α_1 du rapport "valeur simulée sur valeur observée" pour le flux moyen, le flux instantané maximum, la concentration moyenne et la concentration instantanée maximale.

La principale différence lorsque l'on restreint la période de simulation concerne l'évolution des concentrations (tableau V-18 et V-19 et figure V-25).

La variation des concentrations moyennes et des concentrations instantanées maximales est peu marquée lorsque l'on modifie la valeur de seuil (figure V-24). L'augmentation des apports sur les zones d'indices supérieurs à 9 induit une augmentation régulière et plus marquée des concentrations moyennes, mais a peu d'effet sur les concentrations instantanées maximales tant que les apports ponctuels sur les zones d'indice supérieur à 9 restent inférieurs à ceux des zones d'indice inférieur à 9 (figure V-26).

L'évolution des flux de nitrates est similaire à celle observée sur une plus longue période.

On peut interpréter ces différences par le fait que sur une période plus courte de temps on vérifie l'hypothèse de stationnarité des processus de transformation de l'azote. Au delà d'un certain pas de temps on risque de cumuler les erreurs et notamment d'enrichir arbitrairement les différents réservoirs.

V-5-3 Interprétation et conclusions

L'utilisation du module de transfert de nitrates fait apparaître plusieurs points positifs :

1) sur le résultat global de la simulation

Le module de transfert permet de simuler les flux et les concentrations de nitrates à l'exutoire du bassin.

La dynamique simulée des nitrates au cours d'une crue est similaire à celle observée :

- une diminution des concentrations de nitrates avec la montée de crue, puis une remontée lors de la décrue,
- les niveaux de concentration à la fin de la crue sont généralement supérieurs à ceux précédant la crue
- une augmentation des flux pendant la crue, puis une diminution

L'erreur moyenne sur les valeurs simulées de concentration est plus forte que pour les valeurs de flux mais reste acceptable.

La période restreinte d'étude nous permet de simuler correctement des transferts de nitrates en négligeant les processus bio-géochimiques.

2) sur la décomposition des processus simulés

Les zones saturées jouent un rôle important non seulement comme zone épuratrice (dénitrification) mais également comme zone de ruissellement directe potentielle

Les sorties de nitrates à l'exutoire sont contrôlées par :

- les niveaux d'apports sur les zones saturées,
- la limite des zones à apport réduit en nitrates (valeur du seuil N).

L'extension de cultures peu fertilisées sur les zones à fortes valeurs d'indice jouerait un rôle moindre que la diminution des apports. L'augmentation des flux moyens est de 8 % pour une extension des zones de 40 %, alors que l'augmentation des flux atteint 22% pour une augmentation de 0,5 des apports.

L'utilisation du module de transfert de nitrates présente aussi des limites :

- dérive de la simulation sur une longue période, nécessité de prendre en compte les processus biogéochimiques ou de réactualiser les réservoirs,
- augmentation constante des concentrations dans le ruisseau en absence de pluies,
- une réponse trop rapide aux pluies,
- sous estimation des flux de nitrates en période de récession.

CONCLUSION GENERALE

L'objectif de ce travail était d'une part de modéliser le cycle hydrologique sur un bassin versant agricole à l'aide d'un modèle distribué et d'appliquer cette modélisation au problème de la pollution diffuse azotée. Cet objectif s'inscrit dans une optique de gestion des ressources en eau et du contrôle de leur qualité. Nous avons cherché à mettre en évidence les modalités de contrôle du transfert des nitrates à l'échelle du bassin versant et des sous bassins versants, à définir des zones à risques vis à vis du transfert des nitrates et à analyser l'impact d'apports variables d'azote sur ces zones à risques.

Pour répondre à cet objectif nous avons procédé en deux temps :

- dans un premier temps nous avons modélisé les transferts d'eau à l'échelle du bassin versant. Il s'agissait tout d'abord de valider un modèle hydrologique connu, basé sur le concept de zone contributive et qui paraissait particulièrement pertinent vis à vis des transferts de l'eau. Ce concept de zone contributive et le formalisme utilisé dans le modèle hydrologique ont montré au cours de l'étude des possibilités intéressantes en terme de caractérisation de l'hydromorphie des sols.

- dans un second temps, nous avons cherché à coupler au modèle hydrologique, un module de transfert des nitrates. En préliminaire à cette application, nous avons analysé la dynamique des nitrates à l'échelle du bassin versant et à l'échelle de sous-bassins versants dans le but de mettre en évidence des dynamiques spécifiques de transfert liées à des modalités d'occupation de sols et de morphométrie propres à chaque sous bassin.

Sur le plan méthodologique et sur le plan des résultats un certain nombre d'acquis se dégagent de ce travail.

I La modélisation des transferts hydriques

Le TOPMODEL est un modèle conceptuel, semi-distribué, basé sur la notion de zones contributives, sur la caractérisation géomorphologique du bassin versant et sur l'état hydrique des sols. Son application sur le bassin versant de la Noé-Sèche a fait ressortir plusieurs points :

- sur le plan des résultats, on observe une bonne corrélation entre les courbes simulées et observées de débits, et une faible variation des paramètres lors du calage.

- sur le plan méthodologique, il faut noter : la possibilité d'utiliser des pas de calcul différents sans modifier la structure du modèle ; l'intérêt de pouvoir tester la qualité d'une modélisation sur d'autres sorties que les courbes de débits à l'exutoire (par exemple sur l'extension et la durée relative de saturation des zones contributives) ; la signification physique de certains paramètres auxquels on peut affecter des valeurs calculées ou mesurées expérimentalement.

Les limites d'application du TOPMODEL sont, soit de nature structurelle, soit liées à la période de validation.

- le TOPMODEL n'apparaît pas comme un modèle continu ; la décroissance des débits de base est trop rapide. Ceci semble lié à l'hypothèse de l'existence d'un gradient hydraulique parallèle à la pente. En conditions estivales cette hypothèse n'est pas vérifiée.

- la période d'étude (année 1990) n'est pas représentative : une partie non négligeable du ruissellement semble avoir été alors contrôlée par des processus de type hortonien et non pas par la dynamique des zones saturées.

II Champ d'application de l'indice topographique

II-1 Relation avec l'hydromorphie des sols

Il existe une relation cartographique nette entre classes d'hydromorphie de la carte des sols et indice topographique, base de la modélisation hydrologique. Les fortes valeurs d'indice sont associées à des classes d'hydromorphie élevées. Cela traduit l'existence d'une relation chorologique entre une hydromorphie d'origine morphométrique et un indice topographique. Paradoxalement, la comparaison numérique fait apparaître que l'on peut prédire avec plus de précision l'emplacement des sols sains ou peu hydromorphes à partir de l'indice topographique que celui des sols très hydromorphes.

Ceci résulte de problèmes liés : à la dégradation de l'information lors de la comparaison des cartes plus marquée pour les unités allongées comme le sont généralement les unités de sols hydromorphes ; aux imperfections des limites des unités pédologiques qui sont basées à la fois sur une interpolation entre différents points de sondage et une interprétation du paysage et qui ne sont donc pas une référence absolue ; et enfin au fait que l'indice utilisé ici ne peut prendre en compte que l'hydromorphie d'origine topographique.

La détermination de l'hydromorphie à partir d'une carte d'indice topographique ou vice versa des critères topographiques à partir d'une carte de sols peut être un outil intéressant pour pallier l'absence de données de terrain. On peut notamment envisager d'appliquer une modélisation hydrologique basée sur un découpage d'un bassin versant en classes ayant un même comportement hydrologique, défini à partir d'étude d'une carte d'hydromorphie.

II-2 Indice topographique et pratiques agricoles

La gestion des données d'entrée ou de calage est une étape importante de l'application d'un modèle hydrologique ou géochimique. Le schéma conceptuel proposé par Beven permet de simplifier la distribution spatiale des entrées en découpant l'espace en zones à comportement hydrologique identique à partir d'un critère topographique simple. Ce découpage reste efficace lorsqu'il s'agit de décomposer le bassin versant en fonction des pratiques agricoles.

Il est possible de décomposer le bassin versant en deux zones, l'une correspondant aux faibles valeurs d'indice topographique et sur laquelle se concentre l'essentiel des cultures et des apports d'engrais, l'autre à fortes valeurs d'indice topographique associées à des prairies permanentes. Ce type de découpage est possible sur notre bassin versant en raison du faible taux de remembrement, de drainage et d'intensification des productions végétales.

III Etude du transfert des nitrates

III-1 Application à l'étude de la représentativité des bassins versants

La comparaison de la dynamique des nitrates et de l'ion chlorure sur le bassin versant (600 ha) et sur 5 sous bassins versant (de 30 à 300 ha) a permis de proposer une caractérisation de la notion de surface élémentaire représentative (SER).

L'analyse comparée des variations du traceur de l'eau, l'ion chlorure et des nitrates a montré une corrélation négative entre ces deux éléments pour les bassins versants supérieurs à 100 hectares et une corrélation qui se dégrade très vite quand la taille du bassin versant diminue au dessous de 100 hectares.

Au delà de 100 hectares tout se passe comme si seul des phénomènes de dilution et de mélange lié à l'hydrologie du bassin intervenaient, alors qu'au deçà le comportement géochimique propre à chaque bassin lié aux facteurs du milieu et à certains facteurs anthropiques est dominant.

A l'échelle du bassin versant, la dynamique des nitrates peut être donc modélisée par des fonctions empiriques ou des représentations statistiques des processus. Les concentrations des nitrates à l'exutoire des sous bassins versants quant à elles, sont dépendantes des dynamiques spécifiques du cycle de l'azote. Le comportement d'un sous bassin versant ne peut alors être modélisé qu'à partir d'une caractérisation spatiale fine des processus élémentaires du cycle de l'azote.

Les différences d'amplitude des variations annuelles des teneurs en nitrate observées sur les différents sous bassins versants peuvent être reliées à des critères morphométriques . Trois critères sont positivement corrélés et cohérents avec ce que l'on connaît des processus : il s'agit de l'importance des prairies de bas fond, de l'importance relative des zones potentiellement saturées et de la longueur relative de talus de ceinture par rapport à la longueur du ruisseau.

III-2 Modélisation du transfert de nitrates :

La structure du modèle hydrologique permet une prise en compte simple d'apports spatialisés de nitrates. L'indice morphométrique de Kirkby permet de spatialiser à la fois les apports et les cultures.

Le module de transfert permet de simuler les flux et les concentrations des nitrates à l'exutoire du bassin en conservant la dynamique des nitrates observée au cours des crues. L'erreur moyenne sur les valeurs simulées de concentration des nitrates est plus forte que pour les valeurs de flux mais reste acceptable.

L'application du module de transfert sur une période restreinte d'étude nous permet de simuler correctement des transferts des nitrates en négligeant les processus biogéochimiques.

L'application du module de transfert met en évidence le rôle des zones saturées non seulement comme zone épuratrice (dénitrification) mais également comme zone potentielle de ruissellement direct des nitrates. Ces zones contrôlent les sorties de nitrates dans le ruisseau par l'intermédiaire de leurs niveaux d'apport d'azote et suivant leurs types d'occupation du sol.

L'utilisation du module de transfert des nitrates présente aussi des limites. On constate une dérive pour une longue période. Pour corriger cette dérive, il serait nécessaire de prendre en compte les processus biogéochimiques ou de réactualiser les concentrations des réservoirs. La réponse du système aux pluies est trop rapide. Elle est marquée par des pics de concentrations. De plus, en absence de pluies, on observe

une augmentation constante des concentrations dans le ruisseau qui est associée à une sous-estimation des flux des nitrates en période de récession et d'étiage.

IV Bilan et perspectives

En définitive, il apparaît que l'utilisation d'un modèle semi-distribué basé sur le concept de zones contributives pour modéliser le transfert des nitrates peut être un outil de prévision et de gestion. Le concept hydrologique de zones contributives qui permet de définir des zones à comportement hydrologique similaire peut être appliqué à un découpage du bassin en zones à comportement agronomique similaire. On établit ainsi une correspondance entre les zones d'apports réduits en polluants ou zones essentiellement sous prairies et les classes d'indice topographiques élevées. La gestion des données d'entrées du modèle est alors simplifiée. Cette relation est applicable dans le cas de bassin versant en climat tempéré, non drainé et à faible niveau d'intensification.

Il serait intéressant de poursuivre cette étude par une intégration des transformations biogéochimiques. Cela nous amènerait à rechercher d'éventuelles correspondances entre les découpages en classes d'indice topographiques et des processus spécifiques du cycle de l'azote dont on sait que certains d'entre eux sont contrôlés par des teneurs en eau du sol.

Le module de transfert a été appliqué à un cas de pollution diffuse par les nitrates, mais on peut envisager son application à d'autres éléments solubles dont les transferts sont contrôlés par la dynamique de l'eau.

LISTE BIBLIOGRAPHIQUE

- ALEXANDER M.** (1961) - Introduction to soil microbiology. Willey (ed), New York, 472 p.
- AMBROISE B.** (1991) - Hydrologie des petits bassins versants ruraux en milieu tempéré - processus et modèles. Séminaire du Conseil Scientifique du département "Science du Sol", Dijon 26-27/03/91.
- BAND L.E.** (1986) - Topographic partition of watersheds with digital elevation models. *Water Res. Res.*, 22,1, pp 15-24.
- BELAN J.** (1979) - Influence des pratiques culturales sur le lessivage de l'azote. Essai d'évaluation du lessivage par un modèle pratique. INRA Station Agronomique Laon, 89 p.
- BETSON R.P.** (1964) - "What is watershed runoff?". *J. Geophys. Res.*, 69, pp 1541-1552.
- BEURRIER M., BLES J.L., GROS Y., LOZES J. et MAROT A.** (1979) - Etude de la partie occidentale du massif granitique de Quintin : Pétrochimie, géochimie, fracturation. *Bull BRGM* (2) , 1, 4, pp 317-336.
- BEVEN K.** (1979) - On the generalized kinematic routing method. *Water Res. Res.*, 15, 5, pp 1238-1242.
- BEVEN K.** (1984) - Infiltration into a class of vertical non-uniform soils. *Hydrol. Sci. J.*, 29, 4, pp 425-434.
- BEVEN K.** (1986) - Hillslope runoff processes and flood frequency characteristics. in " Hillslope processes ", Abrahams (ed), Allen and Unwin, Boston, pp 187-202.
- BEVEN K.** (1987a) - Towards the use of catchment geomorphology in flood frequency predictions. *Earth Surf. Proc. and Landf.*, 12, pp 69-82.
- BEVEN K.** (1987b) - Towards a new paradigm in hydrology. *Water for the future : hydrology in perspective.* Rome symposium, April 1987, IAHS n° 164.
- BEVEN K.** (1991) - Spatially distributed modeling : conceptual approach to runoff prediction. Section IV. Current modeling issues. in " Recent Advances in the modeling of hydrologic systems ", Bowles and O'Connell (eds), NATO ASI series, serie C, 345, pp 373-387.
- BEVEN K.J. et KIRKBY M.J.** (1979) - A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydro. Sci. Bull.*, 24, 1, pp 43-69.
- BEVEN K.J. et WOOD E.F.** (1983) - Catchment geomorphology and dynamics of runoff contributing areas. *J. Hydro.*, 65, pp 139-158.
- BEVEN K.J., KIRKBY M.J., SCHOFIELD N. et TAGG A.F.** (1984) - Testing a physically-based flood forecasting model (topmodel) for threes U.K. catchments. *J. Hydro.*, 69, pp 119-143.
- BREGT A.K., ANKUM L.A., DENNEBOOM J. et VAN RANDEN Y.** (1987) - Gridded soil map of netherlands : gridding error. *Cartographish Tidschrift*, 13, 2, pp 35-39.
- BREGT A.K., BOUMA J. et JELLINEK M.** (1987) - Comparaison of thematic maps derived from soil map and from kriging of data point. *Geoderma*, 39, pp 281-291.
- BRUNEAU P. et MEROT Ph.** (1992) - Préliminaires à la modélisation conceptuelle de l'écoulement appliquée au transfert de nitrate en Bretagne : application de l'indice de Kirkby. In " Nitrates Agricultures Eaux ", Calvet (ed), INRA éditions, Versailles, pp 281- 285.
- BRUNEAU P.** (1993) - Manuel d'utilisation des logiciels de traitements de modèles numériques de terrain et de modélisation hydrologique, MNT-TOP. Laboratoire de Science du Sol, INRA, Rennes, SDS 454, 38 p.
- BURROUGH P.A.** (1983) - Multiscale sources of spatial variation in soil. I The application of fractal concepts to nested levels of soil variation. *Journal of soil Science*, 34, 3.
- BURT T.P. et BUTCHER D.P** (1985) - On the generation of delayed peak sin stream discharge. *J; Hydrol.*, 78, pp 379-392.
- BUSON C.** (1982) - Etude pédologique du bassin versant de la Noé-Sèche : contribution à l'étude de la pollution diffuse. Résumé des principaux résultats. G.E.S. 133.
- CALVER A., KIRKBY M.J. et WEYMAN D.R.** (1972) - Modelling hillslope and channel flow, in " Spatial Analysis in geomorpholgy ", Chorley (ed), London, pp 197-218.
- CAPPUS P.** (1960) - Etude des lois de l'écoulement. Application au calcul et à la prévision des débits. Bassin expérimentale de l'Alrance. *La Houille Blanche*, juillet-août, A, pp 493-520.
- CATROUX G., GERMON J.C. et GRAFFIN Ph.** (1974) - L'utilisation du sol comme système épurateur. *Ann Agro.*, 25, pp 179-193.
- CATROUX G. et GERMON J.C.** (1981) - Les pertes par voies gazeuses. *C.R. Académie d'Agriculture de France*, 67, 10, pp 875-883.
- CLERC P.** (1981) - Etude de la pollution diffuse dans les Cotes du Nord : Les activités agricoles sur le bassin de la Noé-Sèche (affluent du Gouët). DAA Protection et Aménagement des milieux naturels. Laboratoire Botanique et Pathologie végétale. ENSA Rennes.

- CORPERN (1988)** - Normes pour un bilan de fertilisation : Bilan de l'azote à l'exploitation. Chambre d'Agriculture d'Ille et Vilaine.
- COSTER M. et GERMON J.J. (1985)** - Précis d'analyse d'image, édition CNRS.
- CURMI P., WIDIATMARKA, PELLERIN J. et RUELLAN A. (1992)** - Hydromorphy and dégradation in an acid soil system developed on granit under temperate climate. 9th International Working Meeting of Soil Science. Townsville, Queensland, Australia, July 12-17 1992.
- DECOURSEY D.G. (1991)** - Mathematical models :research tools for experimental watershed. Section VII. Relationship of experimental studies and hydrologic modeling. in " Recent Advances in the modeling of hydrologic systems ", Bowles and O'Connel (eds), NATO ASI series, serie C, 345, pp 591-612.
- DEPRAETERE C. (1989)** - Lamont : logiciel d'application des Modèles Numériques de Terrain. Notice OVNih laboratoire d'hydrologie #4, ORSTOM ,128 p.
- FAVROT JC. (1988)** - Critères de caractérisation des excès d'eau par le pédologue. Perspectives agricoles, 126, pp17-21.
- FREEZE (1974)** - Streamflow generation. Reviews of Geophysics and Space Physics,12, 4, pp 627-647.
- GENG Q.Z. (1988)** - Modélisation conjointe du cycle de l'eau et du transfert des nitrates dans un système hydrologique. Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. 225 p.
- GENG Q.Z., GIRARD G. SOULARD B. et BLONDEL R. (1987)** - Modélisation du transfert de nitrates dans le bassin versant de la Noé-Sèche. SRAE Bretagne.
- GERMON J.C et al. (1985)** - Etude de la dénitrification dans les différents sols cultivés. Effets des facteurs pédologiques, climatiques et culturaux. Congrès International nitrates dans les eaux, 2, 22-24 oct, Paris.
- GERRENTSEN F.C. et DEHOOP H. (1957)** - Nitrogen losses during denitrification in solutions and in acid sandy soils. Can. J. Microbiol., 3, pp 359-380.
- GREENWOOD D.J. (1978)** : Critique of " Spatial variability of nitrogen in soils" Influence of spatial variability in soil on microbial activity, crop growth, and agronomic practice. in " Nitrogen in the environment ", Nielsen D. et MacDonald J.G (eds), Academic Press Inc, New York, p 213-222.
- GOSSE G., VARLET-GRANCHER C., BONHOMME R., CHARTIER M., ALIRAND J.M. et LEMAIRE G. (1986)** - Production maximale de matière sèche et rayonnement solaire intercepté par un couvert végétal. Agronomie, 6, pp 47-56.
- HARGOVE W.L. et KISSEL D.E. (1979)** - Ammonia volatilisation from surface, application of urea in the field and laboratory. Soil Sci. Soc. Am. J., 43, pp 359-363.
- HEBERT J. (1979)** - L'azote. in "Pedologie 2: constituants et propriétés du sol ", Bonneau et Souchier (eds) Masson.
- HENIN S. (1980)** - Activités agricoles et qualités des eaux. Ministère de l'Agriculture et Ministère de l'Environnement Paris , 58 p.
- HORNBERGER G.M., BEVEN K.J., COSBY B.J. et SAPPINGTON D.E. (1985)** - Shenandoah watershed study : Calibration of a topography-based, variable contributing area hydrological model to a small forested catchment. Water Res. Res., 21, 12, pp 1841-1850.
- HORTON R.E. (1933)** - The role of infiltration in the hydrological cycle. Trans. Am. Geophys. Union, 14, pp 446-460.
- HUNT R. et EVANS C.G. (1980)** - Classical data on the growth of maize: curve fitting with statistical analysis. New Phytol. 86, 155-180.
- JENSEN H.L. (1965)** - Nonsymbiotic nitrogen fixation. in " Soil nitrogen ", Bartholomew W.V et Clark F.E. (eds), American Society of Agronomy, monograph 10, Madison, Wisconsin, pp 440-485.
- KAUERT LEITE L.A. (1990)** - Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Thèse de Docteur de l'Ecole Nationale des Ponts.
- KIRKBY M.J. (1976)** - Hydrograph modelling strategies. in " Processes in physical and human geography ", Peel, Chisholm and Hagget (eds), Academic Press, London, pp 69-90.
- KIRKBY M.J. (1978)** - Hillslope hydrology. Kirkby (ed), John Wiley and sons, New York, 389 p.
- KIRKBY M.J et CHORLEY R.J. (1967)** - Throughflow, overland flow and erosion. Bull. Intern. Assoc. Sci. hydro., 12 pp 5-21.
- KIRBY M.J., NADEN P.S., BURT T.P. et BUTCHER D.P. (1987)** - Computer simulation on physical geography. John Wiley and Sons Ltd.
- LINSLEY R.K., Kohler M.A. et PAULHUS J.L.H. (1982)** - Hydrology for engineers. McGraw-Hill, 508 p.
- LULL H.W. (1964)** - Ecological and silvicultural aspects . in Chow, V.T. (ed) Handbook of applied hydrology, McGraw-Hill, Chapitre 6.
- MAITRE V. (1991)** - Géochimie des eaux libres extraites de sols hydromorphes sur granite dans le massif armoricain : mobilité du fer et dynamique saisonnière. Thèse de Docteur de l'Université de Paris 6.

- MARIOTTI A.** (1982) - Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote. Thèse de Université P. et M. Curie, Paris.
- MEROT Ph.** (1978) - Bocage sols et eaux : Tome I Le bocage en Bretagne granitique : une approche de la circulation des eaux. Thèse de Doctorat III cycle. Rennes
- MEROT Ph. et BRUNEAU P.** (1993) - Sensitivity of bocage landscapes to surface runoff : application of the Kirkby index. Hydrological processes
- MEROT Ph. et EZZAHAR B.** (1991) - Analyse spatiale de 20 bassins versants bretons par morphométrie à partir de modèles numériques de terrains. Rapport final contrat IFREMER 90 2 430449 DRO/EF (code INRA 30 01 02) 54 p + 22 planches.
- MEROT Ph., GASCUEL-ODOUX C., QUIDU O. et SIMON A.** (1989) - Variabilité isotopique d'une pluie à l'échelle de l'hectare. C.R. Acad. Sci. Paris, 309, II, pp 227-232.
- MOORE I.D., O'LOUGHLIN E.M. and BURCH G.J.** (1988) - A contour-based topographic model for hydrological and ecological applications. Earth Surf. Proc. Landf., 13, pp 305-320.
- MORRIS D.G. et HEERDEGEN R.G.** (1988) - Automatically derived catchment boundaries and channel networks and their hydrological applications. Geomorphology, 1, pp 131-141.
- MUCHOW R.C., SINCLAIR T.R. et BENNETT J.M.** (1990) - Temperature and solar radiation effects on potential maize yields across locations. Agron. J., 82, pp 338-343.
- MULLER J.C.** (1977) - Map gridding and cartographic errors : a recurrent argument. The Canadian Geographer, 14, 2, pp 152-167.
- NUTMAN P.S.** (1965) - Symbiotic nitrogen fixation. in " soil nitrogen ", Bartholomew and Clark (eds), the series Agronomy, 10.
- O'LOUGHLIN E.M.** (1981) - Saturation regions in catchments and their relations to soil and topographic properties. J. Hydrol., 53, 229-246.
- PEUCAT J.J., CHARLOT R., MIFDAL A., CHANTRAINE J. et AUTRAN A.** (1979) - Définition géochronologique de la phase bretonne en Bretagne centrale. Etude Rb : Sr de granite du domaine centre-armoricain. Bull. BRGM, 2, 1, 4.
- PERRIER A.** (1977) - Projets de définitions concernant l'évapotranspiration en fonction d'éconsidérations théoriques et pratiques. La météorologie, numéro spécial "évapotranspiration", 6, 11, pp 7-16.
- PINDER G.F. et JONES J.F.** (1969) - Determination of groundwater component of peak discharge from the chemistry of total runoff. Wat. Res. Res., 5, 2, pp 438-445.
- QUINN P., BEVEN K., CHEVALLIER P. ET PLANCHON O.** (1991) - The prediction of hillslope paths for distributed hydrologic modelling using digital terrain models. Hydrol. Proc., 5, pp 59-79.
- REDDY et al.** (1979) - A non point source model for land areas receiving animal wastes : I mineralisation of organic nitrogen. Transactions of ASAE, 22, pp 864-872.
- RIVIERE J.M.** (1989) - Méthode de caractérisation des sols : méthode tarière. in "La terre, enjeu d'avenir". Journée Régionale d'Agronomie, Chambre d'agriculture de Bretagne, 4 p.
- ROCHE** (1986) - Dictionnaire français d'hydrologie de surface. Masson, Paris, 288 pp.
- ROSSWAL** (1982) -
- ROUSSEL F.** (1980) - Etude d'une toposéquence sur schistes pourprés de Montfort. Application aux problèmes de mise en valeur forestière sur sols dégradés dans la région de Rennes. Thèse de l'Université de Rennes, 215 p.
- R.P.F.** (1990) - Référentiel Pédologique Français : 3ème proposition. Publication AFES, 279 p.
- RUGET F.** (1989) - Relations entre matière sèche à la floraison et rendement en grains chez le maïs : importance du rayonnement disponible par la plante. Agronomie, 9, pp 457-465.
- RUTTER A.J., KERSHAW K.A., ROBINS P.C. et MORTON A.J.** (1971) - A predictive model of rainfall interception in forest. Agric. Meteor., 9, pp 457-465.
- RYDEN et LUND** (1980) - Nature and extent of directly measured denitrification losses from some irrigated vegetable crop production units. Soil Sci. Soc. Am. J., 44, pp 505-511.
- SEEMULLER W.W.** (1989) - The extraction of ordered vector drainage networks from elevation data. Compt. Vis. Grap. Im. Proc., 47, pp 45-58.
- SEMPERES TORES D.** (1990) - Calcul de la lame ruisselée dans la modélisation pluie-débit : limitations des approches globales et introduction simplifiée de la topographie et de la variabilité spatiale des pluies. Application aux bassins versant du Gardon d'Anduze et du Réal Collobrier. Thèse de l'Institut National Polytechnique de Grenoble. 310 p.
- SHERWOOD M. et RYAN M.** (1990) - Nitrate leaching under pastures. in " Nitrates, Agriculture Eau ", Calvet (ed), Paris, pp 323-333.

- SIVAPALAN M., BEVEN K. et WOOD E.F. (1987)** - On hydrologic similarity : 2 - A scaled model of storm runoff production. *Water Res. Res.*, 23, 12, pp 2266-2278.
- SMITH C.J. et CHALK P.M. (1980)** - Gaseous nitrogen evolution during nitrification of ammonia fertilizer and nitrite transformation in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, pp 277-282.
- SOROOSHIAN S. (1991)** - Parameter estimation, model identification and model validation: conceptual-type models. Section IV. Current modeling issues. in " Recent Advances in the modeling of hydrologic systems ", Bowles and O'Connell (eds), NATO ASI series, serie C, 345, pp 443-467.
- SOROOSHIAN S. et DRACUP J.A. (1980)** - Stochastic parameter estimation procedures for hydrologic rainfall-runoff models: correlated and heteroscedastic error cases. *Water Res. Res.*, 16, pp 430-442.
- SOROOSHIAN S. et GUPTA V. K. (1983)** - Automatic calibration of conceptual rainfall-runoff models : the question of parameter observability and uniqueness. *Water Res. Res.*, 19, pp 260-268.
- SOROOSHIAN S., GUPTA V. K. et FULTON J. L. (1983)** - Evaluation of maximum Likelihood parameter estimation techniques for conceptual rainfall-runoff models : influence of calibration data variability and length on model credibility. *Water Res. Res.*, 19, pp 251-259.
- SURKAN A.J. (1969)** - Synthetic hydrographs : effects of networks geomorphology. *Water Res. Res.*, 5, pp 112-128.
- SWITZER P. (1975)** - Estimation of accuracy of qualitative maps. in " Display and analysis of spatial data ", Davis and McCullagh (eds), New York, Wiley.
- TANGUY H. (1987)** - Analyse de l'évolution de l'activité agricole sur le bassin versant de la Noé-Sèche entre 1983 et 1987 Comparaison avec l'évolution de la qualité des eaux. Mémoire de fin de cycle de formation agronomique, DDA Cotes du Nord.
- THIBAUT P. et WIDIATMARKA (1990)** - Analyse d'un versant granitique (Massif de Quintin, Bretagne) : approches macroscopique, microscopique et physico-hydrrique. Rapport de DAA, ENSA-INRA Rennes, SDS 418.
- WALTER C., AUROUSSEAU P. LEBORGNE J.C. (1989)** - Notice de *DESCARTES*, Doc ENSA-INRA Rennes, 15 p.
- WOOD E.F., SIVAPALAN M. et BEVEN K. (1988)** - Similarity and scale in catchment storm response. *Reviews of Geophysics*, 28, 1, pp 1-18.

LISTE DES FIGURES

Chapitre I

| | |
|--|----|
| Fig I-1 : Schéma conceptuel du TOPMODEL (d'après Beven, 1979)..... | 11 |
|--|----|

chapitre II

| | |
|---|----|
| Fig II-1 : Localisation du site d'étude : carte de situation et carte en courbe de niveau avec localisation des points de mesures..... | 21 |
| Fig II-2 : Pluies et ETP mensuelles à la station de la Noé-Sèche..... | 23 |
| Fig II-3 : Carte des productions végétales (d'après Tanguy 1987)..... | 25 |
| Fig II-4 : Carte pédologique de la Noé-Sèche (d'après Buson, 1982)..... | 29 |
| Fig II-5 : Séquence type de sols le long d'un versant (S.R.A.E. d'après l'étude du C.R.E.B.S - Groupe d'études des sols)..... | 30 |
| Fig II-6 : Toposéquence et carte en courbe d'isodifférenciation issues de l'analyse structurale (d'après Curmi et al., 1992)..... | 32 |
| Fig II-7 : Carte géologique du bassin versant du Gouët à la station de Saint-Julien (tirée de la carte géologique de Saint-Brieuc au 1/8: Carte géologique du bassin versant du Gouët à la station de Saint-Julien (tirée de la carte géologique de Saint-Brieuc au 1/80000)..... | 36 |
| Fig II-8 : Débits mesurés sur le Gouët à la station de la Noé-Sèche et à la station de Saint-Julien..... | 37 |
| Fig II-9 : Débit annuel total en fonction des précipitations annuelles à la station de Saint-Julien..... | 38 |

Chapitre III

| | |
|--|----|
| Fig III-1 : Schéma des différentes étapes de traitements des indices topographiques et des critères sols..... | 48 |
| Fig III-2 : Recouvrement des seuils pour les des deux critères pédologiques par rapport à la distribution de d'indice topographique III-2 : Recouvrement des seuils pour les des deux critères pédologiques par rapport à la distribution de d'indice topographique..... | 50 |
| Fig III-3 : Carte des sols après rastérisation..... | 52 |
| Fig III-4 : Carte des indices topographiques..... | 53 |
| Fig III : Distribution de l'indice topographique (en %) pour l'ensemble des points de chaque classe d'hydromorphie..... | 54 |
| Fig III-6 : Courbes cumulées des indices topographiques..... | 54 |
| Fig III-7 : Carte de recouvrement..... | 56 |

Chapitre IV

| | |
|---|-----|
| Fig IV-1 : Cartes des humidités pondérales sur le versant ouest du site de la Touche (26-27 oct 1989)..... | 64 |
| Fig IV-2 : Relation entre les paramètres pris deux à deux..... | 69 |
| Fig IV-3 : Relation entre la valeur des paramètres et la fonction EFF..... | 70 |
| Fig IV-4 : Carte des valeurs des paramètres pour les jeux de paramètres ayant une valeur de EFF supérieure à 70%..... | 71 |
| Fig IV-5 : Relation entre les paramètres pris deux à deux..... | 72 |
| Fig IV-6 : Relation entre la valeur des paramètres et la fonction objectif EFF..... | 73 |
| Fig IV-7 : Courbes de récession : données à pas horaire 1989-1991..... | 75 |
| Fig IV-8 : Relation entre la valeur de M et le débit moyen..... | 75 |
| Fig IV-9 : Données hydrologiques observées du 20/01/90 au 28/02/90 : pas horaire..... | 78 |
| Fig IV-10 : Calage sur les données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, 4 paramètres, essai 6- 2..... | 81 |
| Fig IV-11 : Cartes des durées relatives de saturation : données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, calage 4 paramètres..... | 82 |
| Fig IV-12 : Calage sur les données horaires, 4 paramètres avec la fonction objectif log SSE: données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, essai 7ur les données horaires, 4 paramètres avec la fonction objectif log SSE: données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, essai 7..... | 84 |
| Fig IV-13 : Carte des durées relatives de saturation..... | 85 |
| Fig IV-14 : Modélisation hydrologique avec différentes valeurs du paramètre SK0..... | 86 |
| Fig IV-15 : Calage sur les données à pas horaires du 20/01/90 au 28/02/90, 6 paramètres..... | 89 |
| Fig IV-16 : Cartes des durées relatives de saturation..... | 90 |
| Fig IV-17 : Courbe des débits observés : données à pas journalier..... | 91 |
| Fig IV-18 : Cartes des durées relatives de saturation : données à pas journalier du 20/01/90 au 28/02/90, calage..... | 92 |
| Fig IV-19 : Calage sur les données à pas journalier du 20/01/90 au 28/02/90..... | 93 |
| Fig IV-20 : Calage sur les données à pas journalier du 3/03/83 au 18/09/83..... | 96 |
| Fig IV-21 : Cartes des durées relatives de saturation : données à pas journalier du 3/03/83 au 18/09/83, calage..... | 97 |
| Fig IV-22 : Courbes des débits observés : données à pas horaire et à pas journalier..... | 98 |
| Fig IV-23 : Validation sur les données à pas horaire du 20/01/1990 au 19/01/1991..... | 100 |
| Fig IV-24 : Carte des durées relatives de saturation : validation, données horaires du 20/01/1990 au 19/01/1991..... | 101 |

| | |
|---|-----|
| Fig IV-25 : Validation sur les données à pas horaire du 24/12/90 au 29/01/91..... | 102 |
| Fig IV-26 : Cartes des durées relatives de saturation : validation, données à pas horaire du 24/12/90 au 29/01/91..... | 103 |
| Fig IV-27 : Cartes des durées relatives de saturation : validation, données à pas journalier du 19/01/90 au 20/01/91..... | 104 |
| Fig IV-28 : Validation sur les données à pas journalier du 19/01/90 au 20/01/91..... | 105 |
| Fig IV-29 : Cartes des durées relatives de saturation : validation, données à pas journalier du 4/03/1983 au 3/03/1984..... | 107 |
| Fig IV-30 : Validation sur les données à pas journalier du 4/03/1983 au 3/03/1984..... | 108 |
| Fig IV-31 : Validation sur les données à pas journalier du 3/03/83 au 28/02/84, paramètres des calages sur les données hydrologiques de 1990. Validation sur les données à pas journalier du 3/03/83 au 28/02/84, paramètres des calages sur les données hydrologiques de 1990..... | 109 |
| Fig IV-32 : Validation sur les données à pas journalier du 20/01/90 au 22/01/91, paramètres des calages sur les données hydrologiques de 1984. Validation sur les données à pas journalier du 20/01/90 au 22/01/91, paramètres des calages sur les données hydrologiques de 1984..... | 111 |
| Fig IV-33 : Débits observés et simulés (m ³ /s) avec les deux modèles..... | 113 |

Chapitre V

| | |
|--|-----|
| Fig V-1: Schéma des processus bio-géochimiques de transformations et transfert de l'azote (d'après Hébert, 1979)..... | 118 |
| Fig V-2 : Concentration et flux de nitrate à l'exutoire du bassin versant..... | 127 |
| Fig V-3 : Evolution des concentrations moyennes en nitrate dans les eaux du Gouët et de la Noé-Sèche (courbe de tendance SRAE)..... | 127 |
| Fig V-4 : Evolution des débits d'eau, concentration et flux de nitrates au cours d'une crue..... | 128 |
| Fig V-5 : Apports et exportations d'azote mensuels sur le bassin versant de la Noé-Sèche..... | 131 |
| Fig V-6: Localisation des sites de prélèvements..... | 132 |
| Fig V-7: Apports anthropiques en Kg de N par hectare..... | 140 |
| Fig V-8 : Bilans mensuels (apports engrais + apports déjections sur pâturages - exportations cultures) en Kg N/ha..... | 140 |
| Fig V-9 : Concentration des eaux du ruisseau exprimé en mM/l : ion Cl ⁻ | 146 |
| Fig V-10: Concentration des eaux du ruisseau exprimé en mM/l : N de NO ₃ ⁻ | 146 |
| Fig V-11 : Courbes des concentrations relatives des eaux du ruisseau (C _i / C moyenne hiver) : N de NO ₃ ⁻ | 146 |
| Fig V-12 : Relation entre les concentrations de Cl ⁻ et de N de NO ₃ ⁻ (exprimé en mM/l)..... | 147 |
| Fig V-13 : Relation entre débits et concentration en chlorure..... | 148 |
| Fig V-14 : Relation entre les débits et les concentrations en nitrates..... | 148 |
| Fig V-15 : Relation le facteur de corrélation (chlorure/nitrate) et a) la superficie des sous bassin b) le pourcentage de surface potentiellement saturées (sol en classe d'indice topographique > 9,25)..... | 149 |
| Fig V-16 : Organigramme simplifié du module azote..... | 155 |
| Fig V-17 : Influence des variations des stocks initiaux dans les réservoirs 1, 2 et 3 sur :..... | 158 |
| Fig V-18 : Flux de nitrates simulés et valeurs instantanées observées à l'exutoire du bassin versant : influence des variations des stocks initiaux de nitrates dans les différents réservoirs..... | 159 |
| Fig V-19 : Concentrations de nitrates simulées et valeurs instantanées observées à l'exutoire du bassin versant : influence des variations des stocks initiaux de nitrates dans les différents réservoirs..... | 160 |
| Fig V-20: Influence de la valeur de seuil N sur les sorties de nitrates à l'exutoire du bassin versant..... | 163 |
| Fig V- 21: Variation en fonction de la valeur seuil du rapport valeur simulée sur valeur observée pour le flux moyen, le flux instantané maximal, la concentration moyenne et la concentration instantanée maximale..... | 164 |
| Fig V-22 : Influence des valeurs de a ₁ sur les sorties de nitrates à l'exutoire du bassin versant..... | 165 |
| Fig V-23 : Variation en fonction de la valeur de a ₁ du rapport "valeur simulée sur valeur observée" pour le flux moyen, le flux instantané maximum, la concentration moyenne et la concentration instantanée maximale..... | 166 |
| Fig V-24 : Influence de la valeur de seuil N sur les sorties de nitrates à l'exutoire du bassin versant..... | 167 |
| Fig V-25 : Variation en fonction de la valeur seuil du rapport "valeur simulée sur valeur observée" pour le flux moyen, le flux instantané..... | 168 |
| Fig V-26 : Variation en fonction de la valeur de a ₁ du rapport "valeur simulée sur valeur observée" pour le flux moyen, le flux instantané maximum, la concentration moyenne et la concentration instantanée maximale..... | 168 |
| Fig A-1 : Plan d'échantillonnage des différents prélèvements..... | 197 |
| Fig A-2 : Localisation des points de prélèvements dans les différentes fosses..... | 198 |
| Fig A-3: Profil de teneur en eau au champ au 18 avril 1989..... | 200 |
| Fig A-4 : Relation entre le nombre de basculements et le volume d'eau recueilli..... | 203 |
| Fig A-5 :Relation entre la hauteur du ruisseau mesurée à l'échelle en émail et celle mesurée au SAB..... | 203 |
| Fig A-6 : Comparaison des pluies horaires - pluviomètre à basculements - pluviomètre de la SDAE..... | 204 |
| Fig A-7: Relation pour les pluies cumulées entre deux tournées de terrain..... | 204 |
| Fig A-8 : Courbe d'étalonnage..... | 206 |
| Fig A-9 : Lame d'eau écoulée mensuelle à la station de Saint-Julien..... | 207 |

LISTE DES TABLEAUX

Chapitre II

| | |
|---|----|
| Tab II-1 : Valeur d'ETP à la station de Rostrenen (exprimée en mm par jour)..... | 22 |
| Tab II-2 : Pluie mensuelle à Rostrenen et à la Noé-Sèche (exprimé en mm)..... | 23 |
| Tab II-3 : Production animale sur le bassin versant de la Noé-Sèche..... | 26 |
| Tab II-4 : Production végétale sur le bassin versant de la Noé-Sèche..... | 26 |
| Tab II-5 : Caractéristiques physiques moyenne des différents volumes de sol présents sur le bassin (moyenne géométrique pour le calcul de Ksat, arithmétique pour les humidités volumiques).volumes de sol présents sur le bassin (moyenne géométrique pour le calcul de Ksat, arithmétique pour les humidités volumiques)..... | 34 |
| Tab II-6 : Données hydrologiques du SRAE pour le Gouët à la station de Saint-Julien..... | 37 |
| Tab II-7 : Comparaison des lames d'eau écoulée et des déficits d'écoulements par rapport à la moyenne pour la station de Saint-Julien et par rapport aux données 83/84 pour la station de la Noé-sèche..... | 38 |
| Tab II-8 : Mode de calcul de quelques fichiers dérivés sous LAMONT, pour un point situé à la ième ligne et jème colonne du MNT..... | 39 |
| Tab II-9 : Caractéristiques géomorphologiques du bassin versant sous LAMONT pour une maille du MNT de 19,05 m (superficie 544,1 ha)..... | 40 |

Chapitre III

| | |
|--|----|
| Tab II-10 : Caractéristiques morphologiques des sous-bassins versants..... | 44 |
| Tab III-1 : Valeur d'indice topographique basée des différentes classes (hydromorphie / indice topographique)..... | 49 |
| Tab III-2 : Valeur d'indice topographique basée sur les différentes classes de développement de profil..... | 50 |
| Tab III-3 : Variation de la superficie entre les deux types de cartes après correction du fichier vecteur..... | 51 |
| Tab III-4 : Comparaison entre seuil statistique, médiane et mode..... | 54 |
| Tab III-5 : Recouvrement par classe d'indice topographique..... | 55 |

Chapitre IV

| | |
|---|-----|
| Tab IV-1 : Estimation de la hauteur d'eau maximale à partir des courbes de rétention (en mètres)..... | 63 |
| Tab IV-2 : Moyenne, écart-type, variance des paramètres regroupés suivant la valeur de EFF..... | 68 |
| Tab IV-3 : Moyenne, écart-type et variance des paramètres regroupés suivant la valeur de EFF..... | 72 |
| Tab IV-4 : Moyenne et écart-type des hauteurs de d'eau maximale dans les horizons de surfaces..... | 77 |
| Tab IV-5 : Borne de variation des paramètres du modèle (données à pas horaire)..... | 79 |
| Tab IV-6 : Résultats de l'optimisation : données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, 4 paramètres..... | 80 |
| Tab IV-7 : Intensité pic de crue du 2 février et débit en fin de période de calage exprimé en mm/h..... | 80 |
| Tab IV-8 : Contribution des écoulements au débit total et débit final (exprimé en mm/h)..... | 82 |
| Tab IV-9 : Optimisation des paramètres avec la fonction objectif logSSE..... | 83 |
| Tab IV-9 : Résultat de la modélisation avec différentes valeurs du paramètre SKO..... | 85 |
| Tab IV-10 : Résultats de l'optimisation : données à pas horaire du 20/01/90 au 28/02/90, 6 paramètres..... | 88 |
| Tab IV-11 : Contribution des écoulements au débit total (mm) et débit final (exprimé en mm/h)..... | 88 |
| Tab IV-12: Borne de variation des paramètres du modèle (données à pas journalier)..... | 91 |
| Tab IV-13 : Résultats de l'optimisation : données à pas journalier du 20/01/90 au 28/02/90..... | 92 |
| Tab IV-14 : Résultats de l'optimisation : données à pas journalier du 3/03/83 au 18/09/83..... | 94 |
| Tab IV-15 : Contribution des écoulements au débit total et débit final (exprimé en mm/h)..... | 94 |
| Tab IV-16 : Résultats de la validation : données à pas horaire du 20/01/1990 au 19/01/1991..... | 99 |
| Tab IV-17 : Résultats de la validation : données à pas horaire du 24/12/90 au 29/01/91..... | 101 |
| Tab IV-18 : Résultats de la validation : données à pas journalier du 19/01/90 au 20/01/91..... | 104 |
| Tab IV-19 : Résultats de la validation : données à pas journalier du 24/12/90 au 29/01/91..... | 106 |
| Tab IV-20 : Résultats de la validation : données à pas journalier du 4/03/1983 au 3/03/1984..... | 106 |
| Tab IV-21 : Résultats de la validation : données à pas journalier du 3/03/83 au 28/02/84, paramètres des calages sur les données hydrologiques de 1990..... | 110 |
| Tab IV-22 : Résultats de la validation : données journalières du 20/01/90 au 22/01/91, paramètres des calages sur les données hydrologiques de 1984..... | 110 |
| Tab IV-23 : Précipitations, débits observés et simulés et bilan (hauteur et débit exprimé en millimètre de lame d'eau)..... | 112 |
| Tab IV-24 : Données hydrologique comparatives (tiré de Geng 1988)..... | 114 |

Chapitre V

| | |
|--|-----|
| Tab V-1 : Apports d'azote (Kg de N) par sole et par mois..... | 123 |
| Tab V-2 : Apports d'azote sur pâturage sous forme de rejets directs d'animaux calculés pour l'ensemble de la SAU analysée..... | 124 |
| Tab V-3 : Exportation d'azote par les cultures : données globales..... | 125 |

| | |
|--|-----|
| Tab V-4 : Superficie en hectares des différentes productions végétales en fonction des classes d'indice topographique..... | 125 |
| Tab V-5: Concentration et flux de N de NO ₃ -..... | 128 |
| Tab V-6 : Relation entre les débits instantanés et les concentrations de NO ₃ - (en mg/l)..... | 129 |
| Tab V-7 : Bilan global théorique de l'azote sur le bassin versant..... | 129 |
| Tab V-8 : Bilan de l'azote par sole..... | 130 |
| Tab V-9 : Bilan mensuel (apports engrais - exportations par les cultures) en unité N..... | 131 |
| Tab V-10 : Bilan mensuel (apports engrais - exportations par les cultures) en Kg de N..... | 139 |
| Tab V-11 : Distribution des cultures en fonction des classes d'indice topographique (superficie en hectare)..... | 141 |
| Tab V-12 : Distribution du rapport (culture fourragères et prairies) / cultures céréalières + autres cultures..... | 142 |
| Tab V-13 : Concentration en NO ₃ - (N) et de Cl- des eaux du ruisseau et des eaux de pluies..... | 145 |
| Tab V-14 : Valeur indicative du pourcentage des différentes formes de l'azote dans les apports azotés | 156 |
| Tab V-15: Influence des variations des stocks initiaux de nitrates dans les différents réservoirs sur les flux et concentrations de nitrates simulés à l'exutoire du bassin versant..... | 158 |
| Tab V-16: Influence des variations de la valeur seuil sur les flux et concentrations de nitrates..... | 162 |
| Tab V-17: Influence des variations de a1 sur les flux et concentrations de nitrates..... | 164 |
| Tab V-18 : Influence des variations de seuil sur les flux et concentrations de nitrates..... | 166 |
| Tab V-19 : Influence des variations de a1 sur les flux et concentrations de nitrates..... | 168 |

| | |
|--|-----|
| Tab A-1 : pF correspondant aux humidités aux champs mesurées (18 avril 1989)..... | 201 |
| Tab A-2 : Variation des conductivités hydraulique à saturation (en m/h) par profils et le long du versant..... | 201 |
| Tab A-3 : Période de fonctionnement des préleveurs la Touche | 205 |
| Tab A-4 : lame d'eau écoulée mensuelle exprimée en millimètre | 207 |
| Tab A-5 : Concentration en nitrates et chlorures des eaux du ruisseau..... | 209 |
| Tab A-6 : Concentration en N de NO ₃ - des eaux libres du sol (exprimé en mM/l)..... | 210 |
| Tab A-7 : Concentration en chlorure des eaux libres du sol (exprimé en mM/l) | 210 |

| | |
|---|-----|
| Planche II-1 : Histogrammes et cartes des altitudes et des pentes (LAMONT)..... | 41 |
| Planche II-2 : Diagramme bidimensionnel (LAMONT) | 42 |
| Planche II-3 : Profils en long généralisés des différents sous-bassins versants (LAMONT)..... | 43 |
| Planche V-1 : sous-bassin A..... | 134 |
| Planche V-2 : sous-bassin B..... | 135 |
| Planche V-3 : sous-bassin C..... | 136 |
| Planche V-4 : sous-bassin D..... | 137 |
| Planche V-5 : sous-bassin E..... | 138 |

TABLE DES MATIERES

SOMMAIRE

| | |
|---|-----------|
| INTRODUCTION GENERALE..... | 1 |
| Chapitre I | |
| La modélisation hydrologique : principes et description du modèle hydrologique..... | 4 |
| I-1 Le cycle de l'eau : variables et processus..... | 4 |
| I-2 Application à la modélisation de l'hydrologie de bassin..... | 6 |
| I-2-1 Les modèles hydrologiques..... | 6 |
| I-2-2 Critères d'évaluation de la qualité d'un modèle..... | 7 |
| I-2-3 Critères de choix du modèle..... | 7 |
| I-3 Description du modèle retenu : le TOPMODEL..... | 8 |
| I-3-1 Processus pris en compte dans la modélisation..... | 9 |
| I-3-2 Description des bases mathématiques du TOPMODEL..... | 10 |
| I-3-2-1 L'écoulement latéral en condition saturée..... | 12 |
| I-3-2-2 Le calcul du déficit moyen et local de saturation..... | 12 |
| I-3-2-3 Le calcul des débits de base..... | 14 |
| I-3-2-4 L'infiltration et le ruissellement..... | 15 |
| I-3-2-5 Le drainage gravitaire..... | 15 |
| I-3-2-6 L'évapotranspiration..... | 16 |
| I-3-2-7 Le transfert dans le réseau hydrographique..... | 16 |
| I-3-2-8 Conclusions..... | 16 |
| I-4 Hétérogénéité des données : discrétisation de l'espace et du temps..... | 17 |
| I-4-1 Les données..... | 17 |
| I-4-2 Calcul de l'indice $\ln(a/\tan b)$ | 19 |
| Chapitre II | |
| Présentation du site d'étude..... | 20 |
| II-1 Choix du bassin versant..... | 20 |
| II-2 Description du site d'étude..... | 22 |
| II-2-1 Localisation géographique..... | 22 |
| II-2-2 Climat..... | 22 |
| II-2-3 Activité anthropique sur le site..... | 23 |
| II-2-4 Géologie..... | 26 |
| II-2-5 Pédologie..... | 27 |
| II-2-5-1 Les données de la carte au 1/10000..... | 27 |
| II-2-5-2 Les données d'analyse structurale..... | 31 |
| II-2-5-3 Caractéristiques physico-chimiques des sols :..... | 33 |
| II-2-6 Contexte hydro-géologique et hydrologique..... | 35 |
| II-2-7 Géomorphologie et géomorphométrie du bassin versant..... | 39 |
| II-2-7-1 Méthode de calcul des fichiers de variables dérivées..... | 39 |
| II-2-7-2 Résultats..... | 39 |
| Chapitre III | |
| Application de la caractérisation des zones contributives au ruissellement par un indice topographique à la détermination de la saturation potentielle des sols..... | 45 |
| III-1 Introduction..... | 45 |
| III-2 Relation entre l'indice topographique et l'hydromorphie..... | 46 |
| III-3 Méthodologie..... | 47 |
| III-4 Résultats :..... | 48 |
| III-4-1 Comparaison entre la distribution statistique des classes d'indice et les critères de la carte pédologique..... | 48 |
| III-4-1-1 Critère hydromorphie..... | 49 |
| III-4-1-2 Critère développement de profil..... | 49 |
| III-4-1-3 Interprétation..... | 50 |
| III-4-2 Comparaison de la distribution spatialisée des classes d'indice topographique et des critères de la carte pédologique..... | 51 |
| III-4-2-1 Problème lié au changement de mode de représentation de la carte pédologique..... | 51 |
| III-4-2-2 Résultat de la comparaison entre indice topographique et indice d'hydromorphie..... | 53 |

| | |
|---|-----|
| III-4-2-3 Prévion de la carte d'hydromorphie à partir de la carte d'indice topographique..... | 55 |
| III-4-2-4 Problème du choix des seuils..... | 57 |
| III-4-2-5 Application d'un lissage préalable sur la carte d'indice topographique..... | 57 |
| III-4-2-6 Conclusion..... | 58 |
| III-5 Interprétation en terme de saturation potentielle des sols..... | 59 |
| Chapitre IV | |
| Modélisation hydrologique : application du TOPMODEL | 61 |
| IV-1 Introduction..... | 61 |
| IV-2 Les données d'entrée du modèle et les données expérimentales..... | 61 |
| IV-2-1 Les données hydrologiques et météorologiques..... | 61 |
| IV-2-2 Les données topographiques..... | 62 |
| IV-2-3 Les données sols..... | 62 |
| IV-2-3-1 Analyse des courbes de rétention et des profils d'humidité au champ..... | 62 |
| IV-2-3-2 La distribution spatiale des humidités :..... | 63 |
| IV-2-3-3 La conductivité hydraulique à saturation..... | 65 |
| IV-3 Application du modèle hydrologique sur la période de calage..... | 65 |
| IV-3-1 Sensibilité des paramètres..... | 66 |
| IV-3-1-1 Les données horaires..... | 67 |
| IV-3-1-2 Les données journalières..... | 71 |
| IV-3-2 Les paramètres : leur signification physique..... | 73 |
| IV-3-2-1 Le paramètre M..... | 74 |
| IV-3-2-2 Le paramètre SK0..... | 76 |
| IV-3-2-3 Le paramètre SRMAX..... | 76 |
| IV-3-2-4 Le paramètre CHV..... | 77 |
| IV-3-3 Calage des paramètres sur les courbes de débit horaire..... | 78 |
| IV-3-3-1 Calage des quatre paramètres M - SK0 - SRMAX et CHV..... | 79 |
| IV-3-3-2 Prise en compte de la structure des versants : utilisation d'un paramètre SK0 distribué suivant les valeurs de l'indice topographique..... | 87 |
| IV-3-4 Calage des paramètres sur les courbes de débit journalier..... | 91 |
| IV-3-4-1 Calage des paramètres sur des données journalières 89/91..... | 92 |
| IV-3-4-2 Calage des paramètres sur des données à pas journalier de 1983/1984..... | 94 |
| IV-3-5 Conclusions..... | 97 |
| IV-4 Validation du modèle hydrologique..... | 98 |
| IV-4-1 Données horaires..... | 99 |
| IV-4-2 Données journalières..... | 103 |
| IV-4-2-1 Données hydrologiques : 1989/1991..... | 103 |
| IV-4-2-2 Données hydrologiques : 1983/1984..... | 106 |
| IV-5 Comparaison des résultats obtenus avec le TOPMODEL avec ceux du Modèle Couplé (Girard)..... | 112 |
| IV-6 Interprétations - Conclusions..... | 114 |
| Chapitre V | |
| Application du modèle hydrologique TOPMODEL à un problème de pollution diffuse : la pollution azotée | 116 |
| V-1 Introduction..... | 116 |
| V-1-1 La pollution diffuse azotée : origine et impacts..... | 116 |
| V-1-2 Processus du cycle de l'azote pris en compte dans la modélisation..... | 118 |
| V-1-2-1 Les apports..... | 118 |
| V-1-2-2 les transformations:..... | 119 |
| V-1-2-3 Le transfert des nitrates..... | 121 |
| V-2 Caractérisation spatiale et temporelle du bassin versant de la Noé-Sèche..... | 122 |
| V-2-1 Analyse du comportement global du bassin versant..... | 122 |
| V-2-1-1 Les apports et exportations d'azote liés aux activités anthropiques..... | 122 |
| V-2-1-2 Localisation des différents types de cultures..... | 125 |
| V-2-1-3 Caractérisation morpho-pédologique du bassin versant..... | 126 |
| V-2-1-4 Concentration et flux de nitrate à l'exutoire du bassin versant..... | 126 |
| V-2-1-5 Bilan global de l'azote sur le bassin versant..... | 129 |
| V-2-1-6 Le bilan par sole..... | 130 |
| V-2-1-7 Bilan mensuel..... | 131 |
| V-3 Caractérisation spatiale et temporelle des sous-bassins versants..... | 132 |

| | | |
|--|--|------------|
| V-3-1 | Caractérisation des sous-bassins versants | 132 |
| V-3-1-1 | Localisation des points de mesures et extension des bassins versants correspondants | 132 |
| V-3-1-2 | Caractérisation morphométrique et pédologique des sous- bassins | 132 |
| V-3-1-3 | Caractérisation des pratiques agricoles des sous-bassins versants | 139 |
| V-4 | Analyse du comportement hydrologique et géochimique du bassin versant | 144 |
| V-4-1 | Les mesures de concentrations | 144 |
| V-4-2 | Analyse des concentrations en chlorures et nitrates dans les eaux | 145 |
| V-4-2-1 | L'ion chlorure | 145 |
| V-4-2-2 | Le nitrate | 145 |
| V-4-2-3 | Relation entre les concentrations de chlorure et de nitrate | 147 |
| V-4-3 | Relation entre concentration et débit | 147 |
| V-4-4 | Relation entre la superficie des sous bassins versants et le facteur de corrélation linéaire chlorure/nitrate | 149 |
| V-4-4 | Interprétation | 150 |
| V-5 | Application du TOPMODEL à la modélisation du transfert des nitrates | 152 |
| V-5-1 | Description du module couplé | 152 |
| V-5-1-1 | les relations mises en jeu | 152 |
| V-5-1-2 | La structure du modèle de transfert | 152 |
| V-5-2 | Application du modèle | 156 |
| V-5-2-1 | Application du modèle avec des données horaires | 157 |
| V-5-2-2 | Modélisation du transfert au cours d'une courte série de crues | 166 |
| V-5-3 | Interprétation et conclusions | 169 |
| CONCLUSION GENERALE | | 171 |
| I | La modélisation des transferts hydriques | 171 |
| II | Champ d'application de l'indice topographique | 172 |
| II-1 | Relation avec l'hydromorphie des sols | 172 |
| II-2 | Indice topographique et pratiques agricoles | 172 |
| III | Etude du transfert des nitrates | 173 |
| III-1 | Application à l'étude de la représentativité des bassins versants | 173 |
| III-2 | Modélisation du transfert de nitrates : | 173 |
| IV | bilan et perspectives | 174 |
| LISTE BIBLIOGRAPHIQUE | | 175 |
| LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX | | 179 |
| TABLE DES MATIERES | | 183 |
| ANNEXES | | 186 |

ANNEXES

| | |
|---|------------|
| ANNEXE 1 : Méthode de calcul et de traitement des modèles numériques de terrain..... | 187 |
| ANNEXE 2 : Enquête d'exploitation sur le bassin versant de la Noé-Sèche..... | 190 |
| ANNEXE 3 : Légende de la carte des sols..... | 194 |
| ANNEXE 4 : Physique du sol..... | 196 |
| 1- Description des méthodes analytiques de physique du sol..... | 196 |
| 2 - Interprétation des données de physique du sol..... | 200 |
| ANNEXE 5 : Description du matériel de mesure et des traitements de correction des données hydrologiques..... | 202 |
| 1-Description du matériel d'acquisition des données pluviométriques et de limnimétriques..... | 202 |
| 2 - Traitement des données hydrologiques..... | 207 |
| 3 - Annales hydrologiques à la station de Saint-Julien (données duSRAE Bretagne)... | 204 |
| ANNEXE 6 : Norme CORPEN..... | 208 |
| ANNEXE 7 : Géochimie des eaux et du sol : résultats brutes..... | 209 |

ANNEXE 1

Méthode de calcul et de traitement des modèles numériques de terrain

Méthode de calcul des Modèles Numériques de Terrain :

| étape | type de document traité | logiciel utilisé | méthode de traitement |
|-------|---|--|--|
| 1 | Carte topographique en courbe de niveau : échelle 1/25000 | CADIM | "scannérisation" : création d'un fichier format RLC |
| 2 | Fichier .RLC | <i>recode</i> | transformation du fichier RLC en un fichier MAP |
| 3 | Fichier .MAP : pixels non cotés égaux à 1 ou 0 | <i>cotation MSDOS</i> <i>cotation SUN</i> | affectation interactive d'une valeur d'altitude aux pixels cotés (égaux à 1) |
| 4 | Fichier .MAP coté | <i>MNTSURF</i> <i>échant</i> | calcul du MNT : création d'un fichier RES (ASCII sous SUN, binaire sous PC) |
| 5 | Fichier .RES | <i>en_MNTN</i> | transformation de format : pour travail sous LAMONT ou MNT-TOP. |

* en italique logiciel créé dans le cadre de ce travail
en gras logiciel développé sur station SUN en collaboration avec l'équipe infographie INRA-ENSA Rennes

étape 1 : Les Modèles Numériques de Terrain (MNT) ont été calculés à partir de cartes topographiques au 1/25000. Ces cartes sont passées au scanner, le résultat de la "scannérisation" est un fichier raster qui contient une information binaire (format de l'image résultat RLC).

étape 2 : Ce fichier est ensuite transformé en un fichier MAP qui a la structure d'une Bitmap compressée.

étape 3 : Le fichier .MAP est ensuite traité à l'aide d'un logiciel interactif qui visualise les courbes de niveau et permet d'affecter une valeur d'altitude à chacune d'elles. Il suffit d'affecter une valeur d'altitude à un point de la courbe pour que les points jointifs au point courant prennent la même valeur d'altitude.

Deux versions du logiciel sont disponibles :

- l'une sous MSDOS ; avec cette version seul les points voisins suivant les directions cardinales sont considérés comme jointifs, cette version permet de délimiter à l'écran une zone rectangulaire sur laquelle sera effectuée le calcul du MNT.

- l'autre sous UNIX (Sunview) ; avec cette version, il est possible d'utiliser une image squelettisée pour l'affectation des valeurs d'altitudes.

étape 4 : Deux versions sont également disponibles, l'une sous MSDOS l'autre sous UNIX

- la version sous PC

Le modèle numérique de terrain est calculé sur une grille carrée par interpolation polynomiale de degré au plus égal à 3. En chaque noeud du réseau du MNT, une altitude est calculée en fonction de l'altitude des courbes d'isovaleurs voisines. La maille du MNT étant très supérieure à celle de "scannérisation", l'estimation

de l'altitude s'effectue sur une partie seulement de l'information du fichier coté. La sélection des points retenus pour l'estimation est aléatoire en fonction de la mémoire vive disponible.

Quatre paramètres sont définis par l'utilisateur :

- le pas en pixel du MNT,
 - le nombre de courbe d'isovaleurs suffisante pour faire l'estimation en un point,
 - le nombre minimum et maximum de points voisins utilisés pour l'estimation,
 - la distance maximale par rapport au noeud à calculer des points retenus pour l'estimation.
- la version sous UNIX

Le principe de sélection des points est différent de celui retenu sous PC ; on sélectionne un pourcentage de points défini par l'utilisateur (de 0% à 100% des points). Le calcul des valeurs aux noeuds de la grille se fait par approximation au sens des moindres carrés.

étape 5 : La transformation de format s'effectué sous PC et permet d'obtenir soit un fichier utilisable par LAMONT soit un fichier utilisable par MNT-TOP.

Traitement des Modèles Numériques de Terrain:

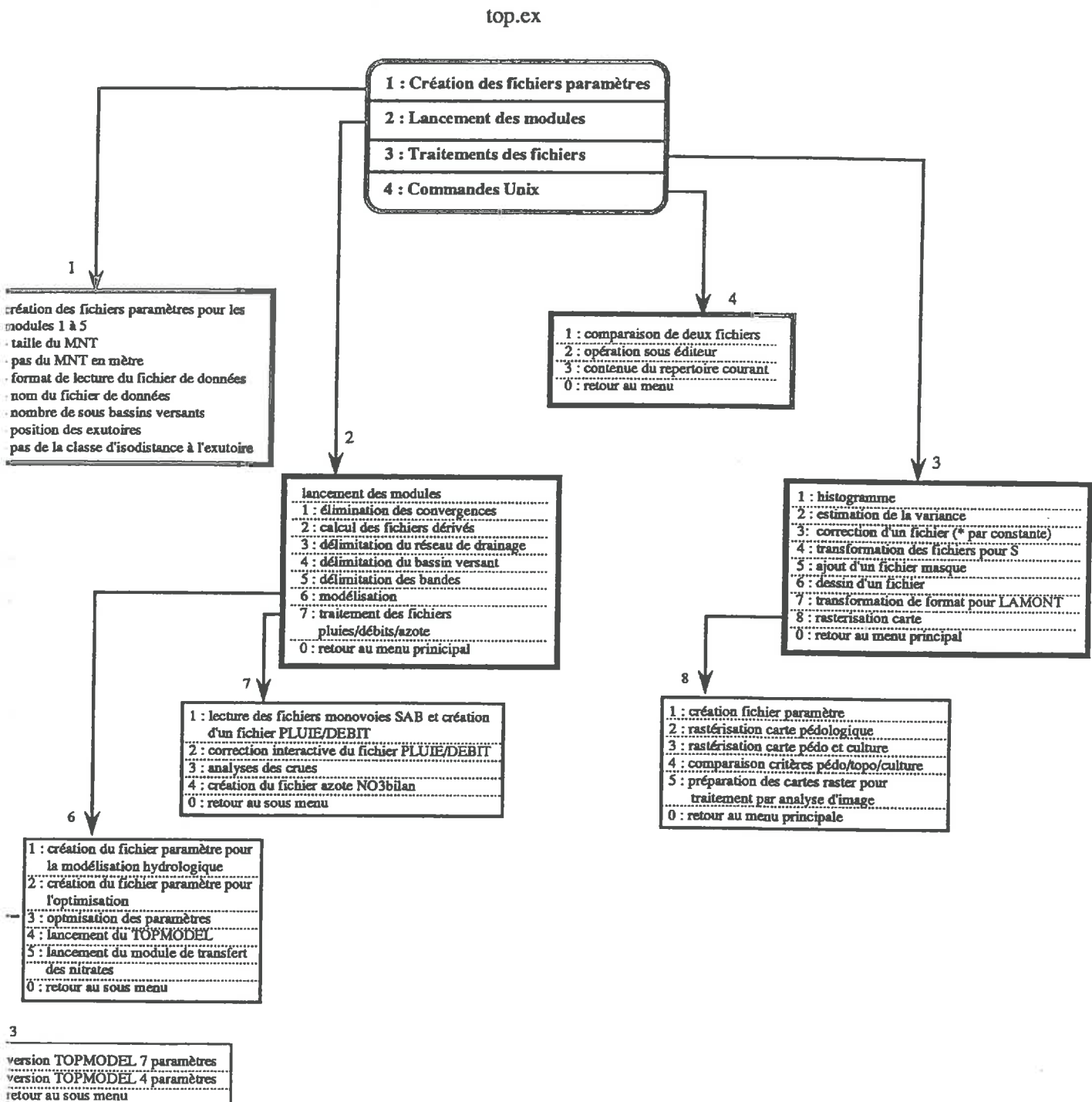
Le traitement des MNT s'effectue à l'aide du logiciel LAMONT (Depraetère, 1990) et à l'aide d'une série d'utilitaire développé au cours de ce travail.

Les outils de traitements des MNT développés au cours de ce travail sont inspirés de ceux mis au point par Quinn (1992). Ils ont été regroupés dans un logiciel interactif de traitement des MNT et de modélisation hydrologique sous environnement UNIX.

Cette chaîne de traitement permet :

- de créer les fichiers paramètres nécessaires pour les différents modules du modèle hydrologique et du modèle de transfert de nitrates,
- de calculer les fichiers dérivés,
- de traiter les fichiers : statistique, transformation de format, création de "fichier image" pour la visualisation,

La figure ci-dessous visualise l'organigramme du menu de traitement des MNT.



ANNEXE 2

Enquête d'exploitation sur le bassin versant de la Noé-Sèche (d'après TANGUY, 1987)

STRUCTURE DE L'ENQUETE :

| | | |
|---|---|---|
| 1) DONNEES GENERALES | Localisation de l'exploitation (bâtiments, parcelles) | |
| | Localisation relative par rapport aux tiers et au réseau hydrographique | |
| | Alimentation en eau potable et suivi de la qualité des eaux | |
| 2) POPULATION AGRICOLE | Famille et main d'oeuvre | |
| | Connaissance technique et économique | |
| 3) PRODUCTION ANIMALE | Production bovine, porcine, avicole nature du cheptel temps de passage en pâturage et sur les parcours description des bâtiments et des équipements de stockage fumière, fosse, produit de lavage risque de pollution par dilution du lisier | |
| | Appréciation globale des risques de pollution | |
| | 4) PRODUCTION VEGETALE | Superficie SAU, bois, et non agricole |
| | | Contrainte parcellaire ou de faire valoir sur le choix des cultures, leur localisations et leurs fertilisations |
| Assolement actuel | | |
| Variation des surfaces de cultures | | |
| Qualité des terrains et successions des cultures | | |
| Aménagement | | |
| Conduite des travaux ; travaux du sol et semis fumure exploitation des prairies occupations des sols en hiver utilisation des analyses de terre | | |
| Pratiques des épandages (qualité, matériel, organisation, échange) | | |
| 5) PERCEPTION DES RISQUES DE POLLUTION PAR EPANDAGE | | |
| 6) AVENIR DE L'EXPLOITATION | | |

Résumé des principaux résultats

1) Données générales

30 exploitations dépendent du bassin versant. 26 ont été enquêtées. Les quatre autres sont des cas particuliers (bâtiments d'élevage hors du bassin versant, complément d'activité extérieur).

La SAU totale des exploitations enquêtées est de 660,5 ha dont 395 ha exploité. La SAU moyenne par exploitation est de 25,4 ha

Les productions animales se répartissent comme suit :

- 819,5 UGB dont 529 vaches laitières,
- 578 places de truies,
- 2580 places de porcs (4368 porcs produits par an),
- 6000 places de poules et poulettes,
- 32800 places de poulets de chairs,
- 4200 places de dindes,
- 170 places de lapins,

L'évolution des productions animales montre une diminution du cheptel bovin et de la production de poules et une augmentation du cheptel porcin et de la production de dindes.

Production végétale :

73% de la SAU est occupée par des productions fourragères, 21,5 % par des céréales, 5,5 % par des cultures dérobées. On constate depuis 1983, l'apparition de nouvelles cultures : pois protéagineux, féverolle, colza graine.

Le bassin versant de la Noé-Sèche est représentatif de l'agriculture du département ; il présente peu d'évolution depuis 1983.

II) Analyse des productions animales :

Production bovine

Sur 26 exploitations en production bovines, 6 ont un faible niveau d'intensification, 15 ont un niveau moyen d'intensification et 5 ont un fort niveau d'intensification avec adhésion des exploitants au contrôle laitier pour ces derniers.

Le fumier est vidangé tous les jours et stocké sur une fumière. Le stockage au champ est un palliatif au déficit éventuel de capacité de stockage. Le fumier, laissé en tas pendant l'hiver, peut être une source ponctuelle d'apport d'éléments polluants. Cette pratique est largement répandue. La capacité de stockage des fumières est déficitaire surtout chez les exploitants âgés.

Les fosses à purin par des apports fréquents d'eaux de ruissellement et d'infiltration doivent être souvent vidées en hiver. Différentes techniques sont utilisées par les agriculteurs pour limiter le mélange des bouses avec les eaux de ruissellement (gouttière, fosse, lagune, couverture des aires bétonnées, stockage de la totalité des bouses ...). Les eaux de salle et de lavage sont directement rejetées dans le caniveau. La capacité de stockage des fosses à purin est insuffisante quasiment pour tous les exploitants ; pour les fosses à lisier seul 4 exploitants sont sous équipés.

Production porcine

Sur les 8 exploitations porcines, une seule a un fort niveau d'intensification (2 hectares seulement exploités sur le bassin) , les autres ont un niveau moyen d'intensification.

Pour l'ensemble des exploitations porcines, la capacité de stockage pour le fumier est suffisante, insuffisante pour les purins et très déficitaire pour les lisiers.

Production avicole :

Pour les poulets de chairs et dindes, le fumier est sorti du bâtiment à la fin de chaque bande et envoyé directement aux champs. Pour les poules pondeuses, le produit obtenu apparenté aux fientes est vidangé une fois par an.

Les problèmes de stockage sont liés à une inadéquation entre la disponibilité des produits et les besoins en fertilisations et à l'absence de stockage intermédiaire.

III) Productions végétales et bilan de fertilisation

Les contraintes liées au mode de faire valoir et au parcellaire sont de plusieurs types:

- soit liées au sol : il s'agit alors essentiellement de contraintes liées à l'engorgement en eau. Les sols difficiles à travailler sont généralement couverts par des implantations de prairies de longue durée. Les sols

se ressuyant bien (c'est à dire les plus filtrants, et les plus portants) sont utilisés pour les épandages d'urgence ou les stockages de bout de champs,

- soit liées à l'éloignement au siège d'exploitation : les parcelles les plus proches sont utilisées en priorité,

- soit liées aux assolements : toutes les exploitations ont le même type d'assolement, les sols nus pendant l'hiver sont peu fréquents du fait de l'utilisation de cultures dérobées

- soit liées aux pratiques de la fertilisation : il existe une mauvaise connaissance de valeur fertilisante des apports minéraux ou organiques.

Les paramètres intervenant sur les décisions d'épandage sont par ordre décroissant:

- 1- disponibilité de l'éleveur
- 2- disponibilité du matériel
- 3- fosse pleine (plus important que le plan de fertilisation)
- 4- plan de fertilisation
- 5- vent
- 6- portance du sol
- 7- possibilité de trouver du lisier
- 8- fin d'une bande de volailles

Les exploitants ont une mauvaise connaissance de la réglementation sur les épandages, les problèmes prioritaires pour les agriculteurs étant la nuisance par les odeurs et les conflits de voisinage. Les quantités échangées sont faibles sauf pour les fientes de poules ; il s'agit généralement d'échange gratuit.

Bilans de fertilisation

| | |
|-------------------------------|-----------------|
| N | +38 U/ha de SAU |
| P ₂ O ₅ | +92 U/ha de SAU |
| K ₂ O | +19 U/ha de SAU |

Les apports organiques représentent 55% des apports totaux de N, P₂O₅, K₂O, 60% des exportations de N et K₂O, et 140% de celle de P₂O₅. Les déjections bovines représentent 50% des apports de nitrates et 67% des apports de potasse ; les déjections porcines 44% apports acide phosphorique et 32% apports de nitrates, les apports des productions avicoles sont modestes.

L'évolution du bilan global depuis 1983 montre une diminution des apports excédentaires en N, P₂O₅ et K₂O, essentiellement une diminution des apports minéraux de P₂O₅ et K₂O.

Le bilan cumulé de l'azote est de 82 U/ha sur la superficie des exploitations excédentaires

Bilans globaux par exploitation :

| bilan | nombre d'exploitations | | |
|-------------------|-------------------------------|------------------|----|
| | P ₂ O ₅ | K ₂ O | N |
| déficitaire | 1 | 11 | 8 |
| équilibré | 0 | 2 | 4 |
| peu excédentaire | 10 | 11 | 0 |
| très excédentaire | 16 | 2 | 13 |

Les apports excédentaires de P₂O₅ sont liés aux élevages intensifs. Il n'y a pas de relation entre les excédents de K₂O et les types de productions mais plutôt une liaison avec la gestion de la fertilisation potassique.

Les plus forts excédents de N se trouvent chez les éleveurs utilisant des déjections porcines ou avicoles.

Bilan par sole

| | |
|-----------------------------|--|
| Maïs | très excédentaire |
| Betteraves | forte fumure organique mais culture en voie d'abandon |
| Blé | Augmentation des apports notamment minéraux |
| Autres cultures fourragères | augmentation des apports minéraux azotés et diminution des engrais phospho-potassiques |
| Prairies temporaires | baisse des apports minéraux |
| Prairies permanentes | peu ou pas fertilisées |
| Chanvre | diminution des engrais minéraux en phosphore et potasse |
| Pommes de terre | apparition de la fumure organique |
| Choux | diminution des apports d'azote, augmentation de K_2O et P_2O_5 |

Estimations des pertes directes

Il s'agit des apports directs de déjections animales sur routes et chemins, sur les pâturages et des pertes d'effluents d'élevage s'écoulant directement des aires de repos.

ANNEXE 3

Légende de la carte des sols

La légende de la carte des sols est basée sur la méthode de caractérisation des sols de Bretagne "4 critères" mise au point par J.M. Rivière (ENSA-INRA Rennes) en collaboration avec les pédologues des chambres d'Agriculture de Bretagne. Cette légende est utilisée dans la base de données du référentiel pédo-agronomique et comme base de la cartographie des sols par le logiciel DESCARTES (ENSA Rennes). Les critères utilisés sont : le matériau géologique, le degré d'hydromorphie, le développement de profil et la profondeur du sol. La carte pédologique de la Noé-Sèche ayant été levée avec une légende 4 critères non normalisés (classification différente du critère degré d'hydromorphie et du critère développement de profil) nous utilisons une version simplifiée de cette légende décrite ci-dessous.

| Matériau géologique | Hydro- morphie | Dévelop. de profil | Profondeur |
|------------------------|-------------------|-----------------------|------------|
| Q | 3 | C | 1 |

Matériaux géologiques :

- A = altération argilo-sableuse du granite (fréquemment associée à une charge en quartz élevée)
- G = arène granitique
- H = tourbe
- L = limon profond (sur granit à plus de 1,2 m)
- U = Matériau colluvial
- V = Matériau alluvial
- Z = granit dur peu altéré

hydromorphie ou asphyxie par l'eau : profondeur d'apparition des traces d'hydromorphie

sols profonds

- * sols sains
 - classe . : sols sains
 - classe 1 : supérieur à 80cm
- * sols peu hydromorphes
 - classe 3 : supérieur à 60 cm
- * sols moyennement hydromorphes
 - classe 4 : entre 30 cm à 60 cm
- * sols hydromorphes
 - classe 5 : entre 0 cm à 15 cm
 - classe 6 : dès la surface

classe d'hydromorphie en fonction de la profondeur d'apparition de l'hydromorphie et de la profondeur du sol

| | sol profond | moyennement profond | peu profond |
|------------|----------------|------------------------|-------------|
| sain | . | . | . |
| > 80 cm | 1 | | |
| > 60 cm | 3 | 3 | |
| 30 - 60 cm | 4 | 4 | 3 |
| 0 - 15 cm | 5 | 5 | 5 |
| dès 0 cm | 6 | 6 | 6 |

sols moyennement profonds

- * sols sains
 - classe . : sols sains
- * sols peu hydromorphes
 - classe 3 : supérieur à 60 cm
- * sols moyennement hydromorphes
 - classe 4 : entre 30 cm à 60 cm
- * sols hydromorphes
 - classe 5 : entre 0 cm à 15 cm
 - classe 6 : dès la surface

sols peu profonds

- * sols sains
 - classe . : sols sains
- * sols peu hydromorphes
 - classe 3 : supérieur à 60 cm
- * sols hydromorphes
 - classe 5 : 0 cm à 15 cm
 - classe 6 : dès la surface

développement de profil :

sols sans différenciation

B = (sol brun) AL, S, Substrat (Horizon S fragmentaire plus ou moins nette)

R = A/HL, A-S, S, C (horizon de surface marqué par la matière organique ; horizon S à structure fragmentaire)

N = H, A-S, S, C (accumulation de matière organique importante en surface ; horizon S à structure fragmentaire)

sols lessivés éventuellement dégradés

C = AL, E, BT, Substrat (différenciation texturale faible entre l'horizon E et BT)

L = AL, E, BT, Substrat (différenciation texturale et structurale forte entre l'horizon E et BT)

D = AL, E_d, BT_d, Substrat (différenciation texturale faible entre l'horizon E et BT ; apparition de la dégradation morphologique)

E = AL, E_d, BT_d, Substrat (différenciation texturale forte entre l'horizon E et BT ; dégradation morphologique marquée)

sols d'apport

V = A/HL, A/S, C (structure fragmentaire peu développée dans l'horizon S)

H = H1, H2, Substrat (H1 présente fréquemment une accumulation d'éléments minéraux associés à la matière organique ; H2 d'origine organique)

Profondeur du sol

sols profonds

classe 1 : profondeur de plus de 90 cm

sols moyennement profonds

classe 3 : de 60 cm à 90 cm

classe 4 : de 30 cm à 60 cm

sols peu profonds

classe 5 : de 0 cm à 30 cm

classe 6 : de 0 à 30 cm et affleurement

ANNEXE 4

Physique du sol

1- Description des méthodes analytiques de physique du sol

Sur le site de la Touche choisi comme site expérimental (fig A-1: plan d'échantillonnage) est un petit bassin versant amont sur lequel un versant est fait l'objet d'une analyse détaillée des propriétés physiques des sols, de leur organisation et de leur comportement physico-hydrigue. Pour cela, nous avons prélevé des échantillons de sol en conditions non remaniées et en remaniées.

a) Les prélèvements de sols

- en conditions non remaniées

Deux séries de prélèvements ont été effectuées.

La première a eu lieu en mars 1989, le long d'un transect dans le sens de la pente sur les deux versants du bassin de la Touche. A la tarière et au carrotier, 50 prélèvements de cylindres de sol de 8 cm de diamètre sur 5 centimètres de hauteur ont été effectués systématiquement tous les dix centimètres sur 6 profils différents. La localisation de ces profils a été déterminée à partir de la carte pédologique au 1/10000, de façon à être représentative des principaux types de sols rencontrés sur le bassin versant. Une description morphologique des sols aux sites de prélèvements a été effectuée.

La deuxième série de prélèvements a été réalisée sur une série de fosses ouvertes le long de deux transects sur le versant est du bassin (stage d'initiation à l'analyse structurale septembre 1990)

Différents prélèvements de sols à structure conservée ont été effectués dans ces fosses :

- 35 prélèvements de cylindres (idem 1ère série) (figure A2);
- des prélèvements de blocs décimétriques de sol pour la fabrication de lames minces;
- 15 prélèvements de sol de plus grande taille pour mesures de conductivité hydraulique à saturation (cube de 20 cm d'arêtes) effectués dans les fosses.6 et 7

- en conditions remaniées

Il s'agit d'une part de prélèvements pour analyses granulométriques, et d'autre part, de prélèvements de sol effectués à la tarière sur une grille régulière (pas de 200 m) à deux profondeurs différentes (30-40 cm et 60-70 cm) pour déterminer l'humidité au champ du sol. Ces prélèvements ont été menés en octobre 1989.

Fig A-1 : Plan d'échantillonnage des différents prélèvements

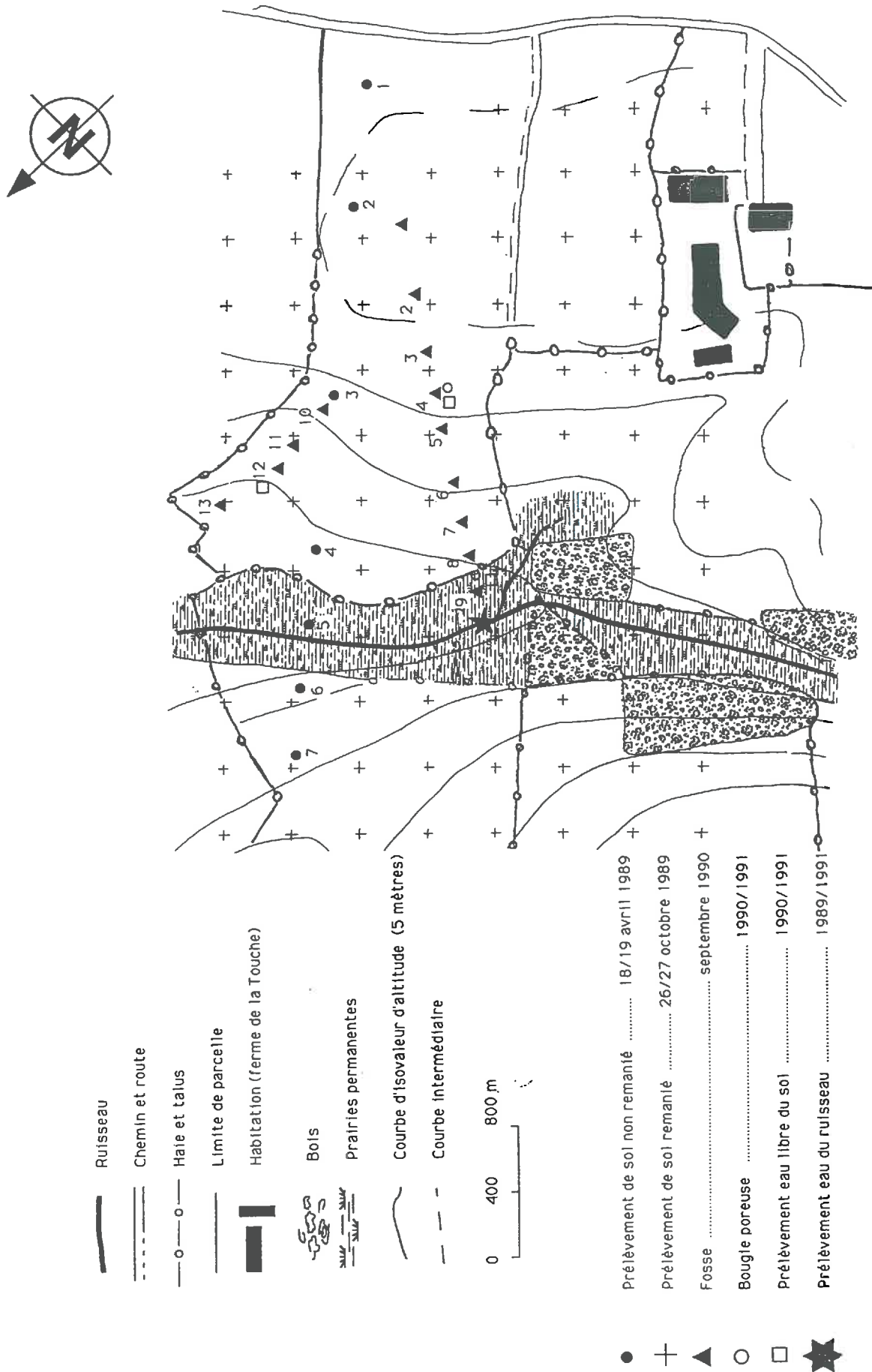
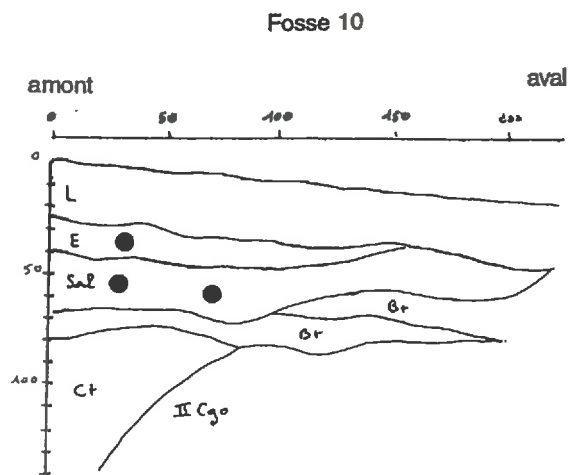
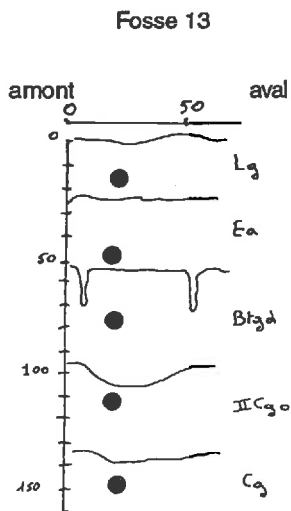
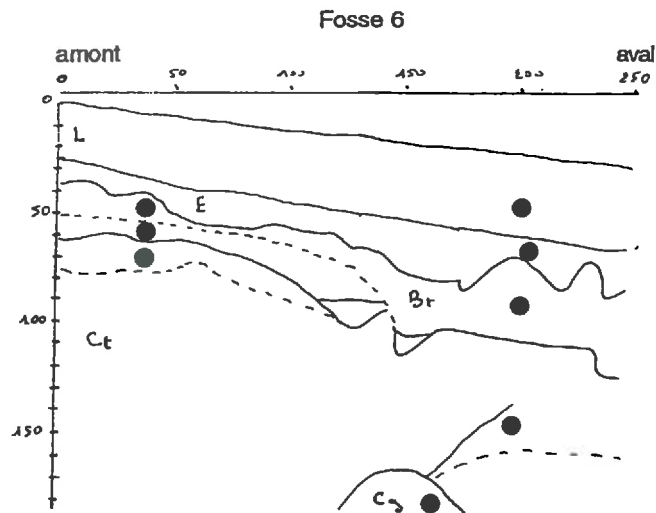
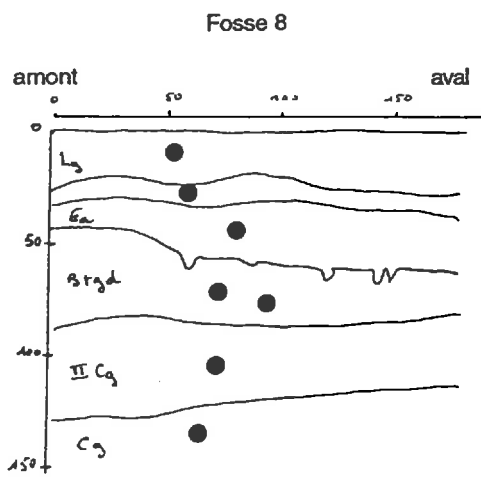
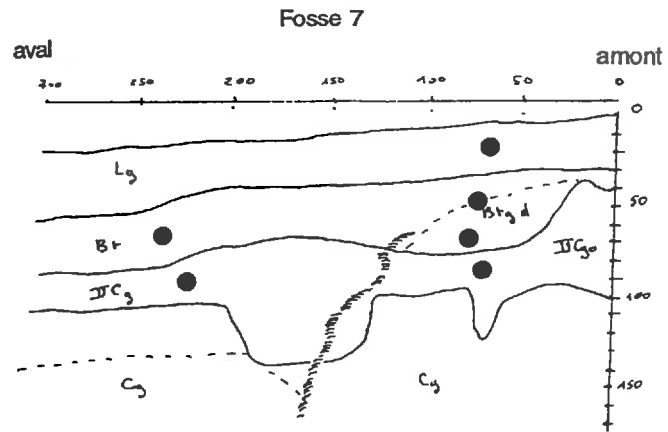
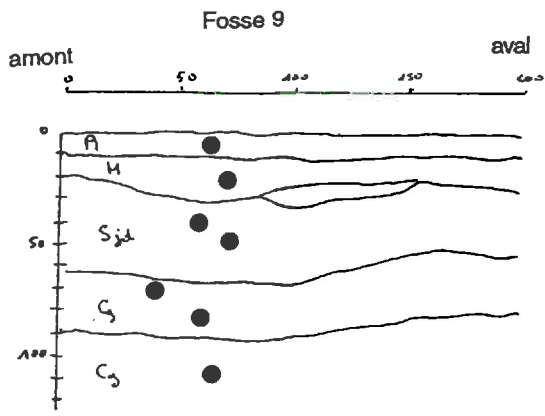


Fig A-2 : Localisation des points de prélèvements dans les différentes fosses



b) Méthodologie de traitements des échantillons

- humidité au champ

Les valeurs de l'humidité au champ des échantillons prélevés à 30 et 60 cm sur un quadrillage régulier, correspondent à la différence entre le poids frais de l'échantillon et le poids sec (après passage à l'étuve à 105 ° pendant 24 heures) rapportée au poids sec. Il s'agit d'une humidité pondérale exprimée en % du poids total de sol.

- courbe de rétention

La courbe de rétention présente les teneurs en eau du sol en fonction des contraintes hydriques (ou potentiels de succion). Elle est désignée par la relation $h(\theta)$.

La détermination des couples (h_m, θ) pour les différents prélèvements est effectuée en phase de désorption. Les différentes manipulations sont réalisées au laboratoire de Science du Sol de Rennes. Chaque prélèvement est analysé depuis le pF 0,4 jusqu'au pF 4,2. Deux méthodes complémentaires sont nécessaires pour déterminer la courbe de rétention dans toute la gamme de potentiels.

La première méthode correspond à la détermination de la courbe aux faibles succions, de 0 à 200 hPa, soit de la saturation à pF 2,7. Les mesures sont effectuées selon la méthode de Stackman et al. (1969) en utilisant une table à succion (Leamer & Shaw, 1941; Jaminson, 1958) constituée d'un bac à sable et un bac à kaolin. Les échantillons sont à structure conservée. 25 échantillons peuvent être traités simultanément.

La deuxième méthode correspond à la détermination de la courbe pour les potentiels de succions correspondant à de pF supérieurs à 2,7. Les mesures sont alors faites dans une "marmite à pression" (Richards, 1947) sur des échantillons tamisés à 2 mm.

- conductivité hydraulique à saturation

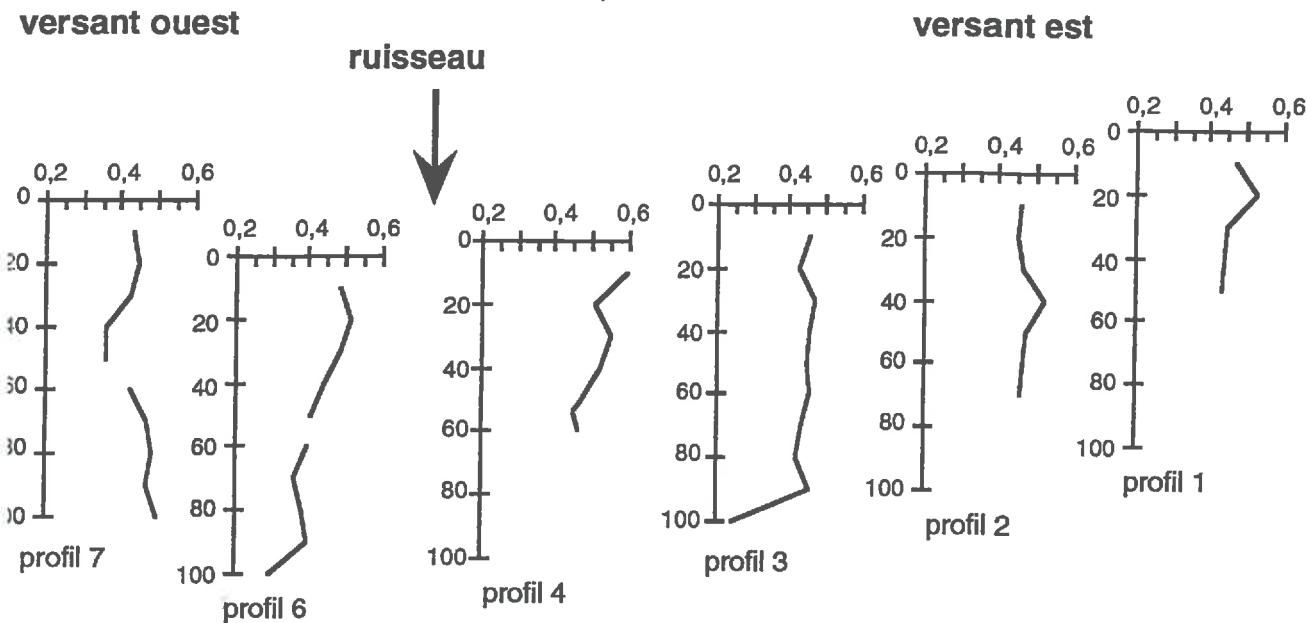
Deux protocoles sont utilisés pour déterminer les conductivités hydrauliques à saturation des sols, l'un pour les cylindres de sol, l'autre pour les cubes.

La mesure de K_{sat} sur les cylindres est effectuée au laboratoire pour tous les échantillons dont la courbe de rétention a été établie. La méthode de mesure utilisée est celle du perméamètre à charge constante, appliquée à des échantillons non remaniés ($H = 5$ cm, $d = 8$ cm). Elle repose sur une application directe de la loi de Darcy à une colonne de sol à section constante. La méthode consiste à assurer la continuité de la phase liquide entre l'intérieur et l'extérieur de l'échantillon, afin d'obtenir un flux d'eau stable à la sortie, en saturant l'échantillon par immersion pendant 30 heures, puis à laisser percoler le volume pendant 25 heures. La circulation de l'eau s'effectue du bas vers le haut pour limiter l'entraînement des particules fines. Les mesures de la quantité d'eau percolée sont effectuées au début, au cours et à la fin de la manipulation; à chaque fois, trois valeurs sont déterminées à deux heures d'intervalle. Pour chaque échantillon, la moyenne des trois dernières mesures est utilisé pour le calcul de la valeur de K_{sat} .

Sur les blocs de sol de 20 cm d'arête, la conductivité hydraulique à saturation a été déterminée par une mesure en percolation et par une mesure en infiltration par la méthode de Bouma et Dekker (1981). Cette technique permet de mesurer la conductivité verticale d'un échantillon cubique (de section 20 x 20 cm), par un infiltromètre à charge constante. Deux types de mesures ont été effectué ; des mesures au champ de la

conductivité hydraulique à saturation sur des cubes en place et des mesures au laboratoire en séparant le volume du reste du profil de sol.

Fig A-3: Profil de teneur en eau au champ au 18 avril 1989



2 - Interprétation des données de physique du sol

a) Les profils d'humidité :

Les profils d'humidité nous permettent d'évaluer les teneurs en eau au champ et les teneurs en eau maximales des différents types de sol. Ils permettent d'estimer la valeur maximale du stock d'eau dans les différents réservoirs du sol. Les teneurs en eau volumique des profils de sols varient entre 20 et 60%.

Le profil 1 correspond à un sol dégradé hydromorphe dès la surface. L'hydromorphie observée est due à la présence d'une route qui limite les écoulements et provoque la stagnation d'eau dans les profils de sols.

Le profil 2 correspond à un sol brun sans trace d'hydromorphie sur granite.

Le profil 3 correspond à un sol brun sur une altération du granite apparaissant dès 60 cm.

Le profil 4 correspond à un sol très dégradé hydromorphe dès la surface.

Le profil 6 sous prairies naturelles de bas-fond est dégradé, hydromorphe dès 20 cm et très humifère en surface.

Le profil 7 correspond à un sol brun sain sur une altération argileuse du granite.

Les profils d'humidité effectués au 18 avril 1989 ont été précédés par une période pluvieuse. Le mois d'avril a présenté un excédent de pluie de 1,5 fois supérieur à la moyenne. On peut supposer que les valeurs mesurées correspondent à des valeurs maximales de stockage de l'eau dans les différents volumes de sols (excès temporaire ou permanent de la nappe). Pour les cylindres prélevés en octobre 1990 après une période sèche, les Ap hydromorphes sont à un potentiel compris entre pF 2,7 et 3 (25 à 45 %) alors que les Ap sains (20%) sont à un potentiel compris entre pF 3 et 3,5. La tourbe est à un potentiel compris entre pF 1,7 et 2,3 (60 à 70 % humidité volumique).

Le tableau ci dessous donne les valeurs de pF correspondant aux valeurs d'humidité volumique mesurées au champ si on suppose qu'il n'y a pas d'hystérésis. La relation entre le pF et teneur en eau est

établie à partir des courbes de rétention. Plus la valeur du pF est faible plus le volume est proche de la saturation. Du fait de la méthode de prélèvement aucun des volumes profonds n'est saturée

Tab A-1 : pF correspondant aux humidités aux champs mesurées (18 avril 1989)

| prof (cm) | profil 1 | profil 2 | profil 3 | profil 4 | profil 6 | profil 7 |
|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| 10 | 1,9 - 2,3 | 1,9 - 2,3 | 1,9 - 2,3 | 0,7 - 1,0 | 1,9 - 2,3 | 2,3 - 2,7 |
| 20 | 1,7 - 1,9 | 1,9 - 2,3 | 1,9 - 2,3 | 1,9 - 2,3 | 1,9 - 2,3 | 2,3 - 2,7 |
| 30 | 1,4 | 1,9 - 2,3 | 1,9 - 2,3 | 1,9 - 2,3 | 1,4 - 1,7 | 2,3 - 2,7 |
| 40 | 1,4 - 1,7 | 1,9 - 2,3 | 1,9 - 2,3 | 1,9 - 2,3 | 1,7 - 1,9 | 2,3 - 2,7 |
| 50 | 1 - 1,4 | 1,9 | 1,9 | 1,9 - 2,3 | 1,9 - 2,3 | 2,3 - 2,7 |
| 55 | | | | 1,4 - 1,7 | | 2,3 - 2,7 |
| 60 | | 1,9 | 1,9 - 2,3 | 1,9 - 2,3 | 1,9 - 2,3 | 2,3 - 2,7 |
| 70 | | 1,7 - 1,9 | 1,9 - 2,3 | | 1,9 | 1,9 - 2,3 |
| 80 | | | 1,9 - 2,3 | | 1,7 - 1,9 | 1,9 - 2,3 |
| 90 | | | 1,9 - 2,3 | | 1,9 - 2,3 | 1,9 - 2,3 |
| 100 | | | 1,9 | | 1,9 - 2,3 | 1,7 - 1,9 |

b) Les conductivités hydrauliques à saturation

Les conductivités hydrauliques à saturation des volumes prélevés sur les profils de sols de mars 1989 et sur les fosses ouvertes en septembre 1990 ont été mesurées par la méthode du perméamètre à charge constante sur des cylindres de 5 cm de hauteur et 8 cm de diamètre. Le volume des cylindres, pour certains volumes pédologiques, est apparu inférieur au volume représentatif nécessaire pour mesurer la conductivité à saturation. C'est le cas des volumes dégradés présentant des glosses (volume argileux prismatique). Pour certains volumes pédologiques des mesures de conductivité ont été effectuées sur des volumes de 20 cm de hauteur à base carrée de 20 cm de coté. Les conductivités à saturation ainsi mesurées sont plus importantes que celles mesurées sur les cylindres.

Le tableau suivant montre les valeurs de conductivités à saturation pour les cylindres en fonction de la profondeur et de la position sur le versant.

Tab A-2 : Variation des conductivités hydraulique à saturation (en m/h) par profils et le long du versant

| prof (cm) | sommet | | versant est pente | | | | bas pente | | versant ouest pente | | sommet |
|-----------|----------|----------|----------------------|----------|---------|----------|-----------|----------|------------------------|----------|----------|
| | profil 1 | profil 2 | fosse 6 | profil 3 | fosse 7 | profil 4 | fosse 8 | fosse 13 | fosse 9 | profil 6 | profil 7 |
| 10-15 | 1,07 | 0,384 | 0,028 | 0,0263 | 0,062 | 0,0278 | 0,053 | 0,09 | 0,028 | 0,0489 | 0,20 |
| 20-25 | 0,08 | 0,1166 | | 0,0328 | 0,011 | 0,1431 | 0,627 | | 0,132 | 0,018 | |
| 30-35 | 0,0044 | 0,0086 | 0,018 | 0,0237 | | 0,0305 | | | 0,11 | 0,0036 | 0,024 |
| 40-45 | 0,392 | 0,0091 | | 0,0235 | 0 | 0,00241 | 0,17 | 0,546 | 0,11 | 0,0007 | 0,014 |
| 50-55 | 0,1403 | 0,0388 | 0,055 0,027 | 0,0071 | 0,03 | 0,00081 | | | | 0,1401 | |
| 60-65 | | 0,0169 | 0,007 | 0,0101 | | 0,0078 | 0,327 | | 0,385 | 0,03 | 0,32 |
| 70-75 | | 0,42 | 0,076 | 0,0053 | 0,007 | 0,085 6 | | | 0,085 | 0,4318 | 0,07 |
| 80-85 | | | | | 0,01 | | 0,008 | 0,008 | | 0 | 0,036 |
| 90-95 | | | 0,09 | 0,0174 | | | | | 0,091 | 0,0096 | 0,11 |
| 100-105 | | | | | | | 0,064 | 0,01 | | | 0,045 |

ANNEXE 5

Description du matériel de mesure et des traitements de correction des données hydrologiques

1-Description du matériel d'acquisition des données pluviométriques et de limnimétriques

a) La station de jaugeage.

Elle est constituée d'un SAB, appareil qui assure l'acquisition et de stockage par 4 voies analogiques et une entrée de comptage pluviométrique alimentée par piles. Elle possède une autonomie de 9 mois et une capacité de stockage de 32 Ko.

La cadence d'enregistrement des données est modulée en fonction des variations des mesures de la hauteur d'eau dans le ruisseau. Lorsque la différence entre deux mesures consécutives est supérieure à un seuil donné, la station passe en cadence rapide d'enregistrement. Celle-ci a été fixée à 5 minutes, la cadence lente est elle égale à 10 minutes.

L'analyse des mesures de débits a montré l'existence d'un certain nombre de périodes d'interruption des enregistrements supérieures à une semaine auxquelles s'ajoutent des interruptions ponctuelles (<12 heures). Pour les pluies, des problèmes spécifiques ont également été constatés (pluviomètre bouché, déplacement des augets basculeurs). Pour pallier certains de ces problèmes, à partir du printemps 91, un pluviographe à bandes a été ajouté au pluviomètre à basculement.

Certains problèmes d'enregistrement n'apparaissent pas immédiatement lors du dépouillement des données. Pour vérifier le bon fonctionnement de la station de mesure, nous avons comparé le nombre de basculements enregistrés, d'une part au volume d'eau recueillie après passage dans le pluviomètre à basculement (volume en litre), et d'autre part à la hauteur d'eau recueillie dans le pluviomètre à lecture directe. La première vérification (fig A-2) permet de contrôler l'adéquation entre le nombre de basculements et le volume d'eau tombé, la deuxième de vérifier le bon fonctionnement des augets basculeurs. La valeur d'auget est égal à 1/10 de mm. La section du pluviographe étant de 5000 cm².. 1 litre d'eau recueillie est égal à x mm de pluie. En période normale d'utilisation, il existe une relation linéaire entre ces deux types de mesures.

De même la mise en place d'une échelle en émail graduée a permis de vérifier le bon fonctionnement des enregistrements de hauteur du ruisseau (fig A-3) et éventuellement de corriger les données manquantes.

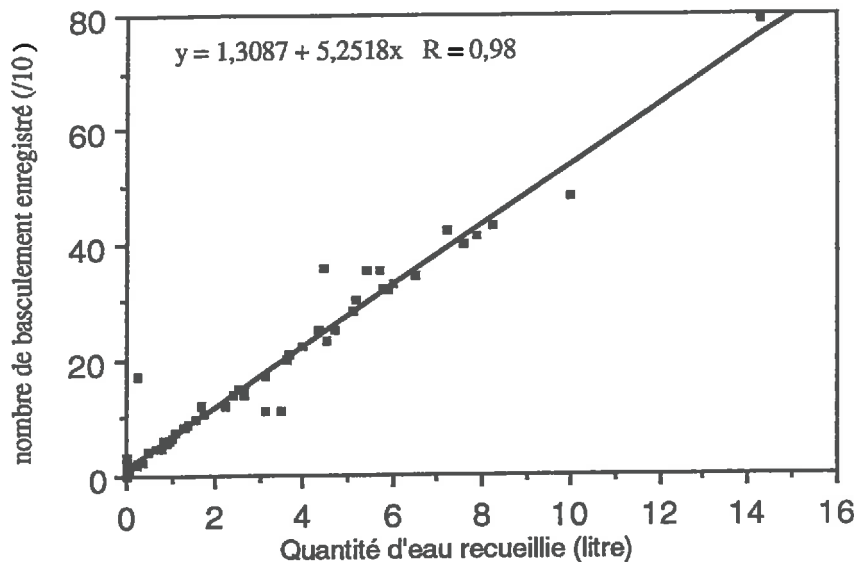


Fig A-4 : Relation entre le nombre de basculements et le volume d'eau recueilli

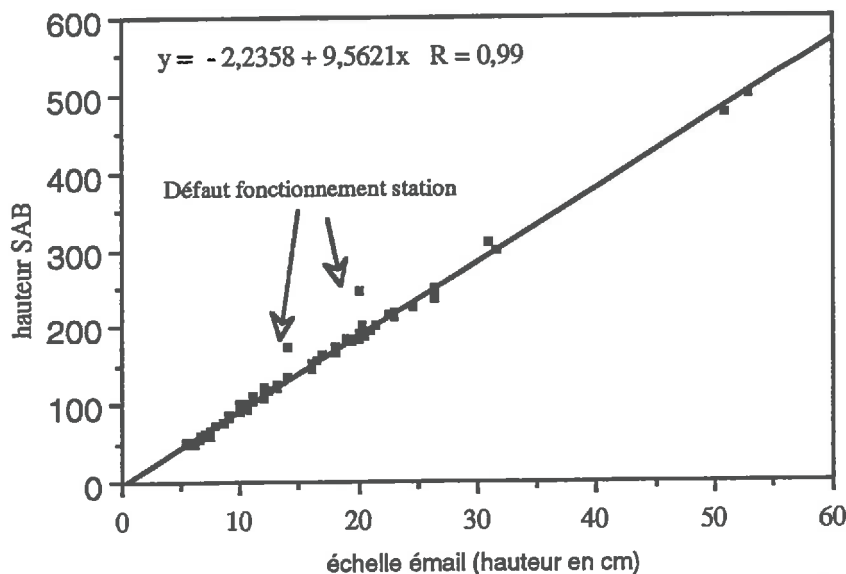


Fig A-5 : Relation entre la hauteur du ruisseau mesurée à l'échelle en émail et celle mesurée au SAB

b) Les données météorologiques de la SDAE

Outre le dispositif installé à l'exutoire du bassin versant nous disposons également des enregistrements de pluies effectués par le service du SDAE des Côtes d'Armor sur un pluviomètre situé à 300 m de l'exutoire. Ce pluviomètre a la même section que le pluviomètre à basculements installé à l'exutoire du bassin. Il s'agit d'un pluviomètre enregistreur graphique dont les données sont dépouillées sur une base horaire. La comparaison des deux séries de mesures est possible sur une base horaire. Les deux pluviomètres ayant la même section d'interception, les différences observées entre les mesures seront liées à la variabilité des pluies. Il faut noter que le pluviomètre du SDAE se situe sur un versant Sud-Est abrité des vents dominants alors que le pluviomètre de l'exutoire, en plaine, n'en est pas protégé. La comparaison des deux séries de mesures à différents pas de temps fait apparaître une bonne corrélation des pluies de faible

et moyenne intensité et des différences plus fortes (inférieure à 5 mm/h) pour les pluies de plus forte intensité (fig A-4). Sur la base de ces observations, nous avons dû compléter les lacunes de nos propres données pour un pas de temps horaire. L'exposition aux vents dominants est différente pour les deux pluviographes (pluviographe de la Noé-Sèche exposé au vent dominant et pluviographe de la DDA protégé des vents). Elle ne semble pas jouer un rôle important sauf en cas de fortes précipitations où l'on constate des intensités plus fortes sur le site de la Noé-Sèche que sur celui du Foail.

Nous avons également comparé les intensités cumulées reçues au pluviomètre de la SDAE à celle récoltées sur le pluviomètre totalisateur (fig A-5). Il faut remarquer que les diamètres de réception des deux pluviomètres étant différents leur coefficient de captation varie (Wild in Remenieras, 1972).

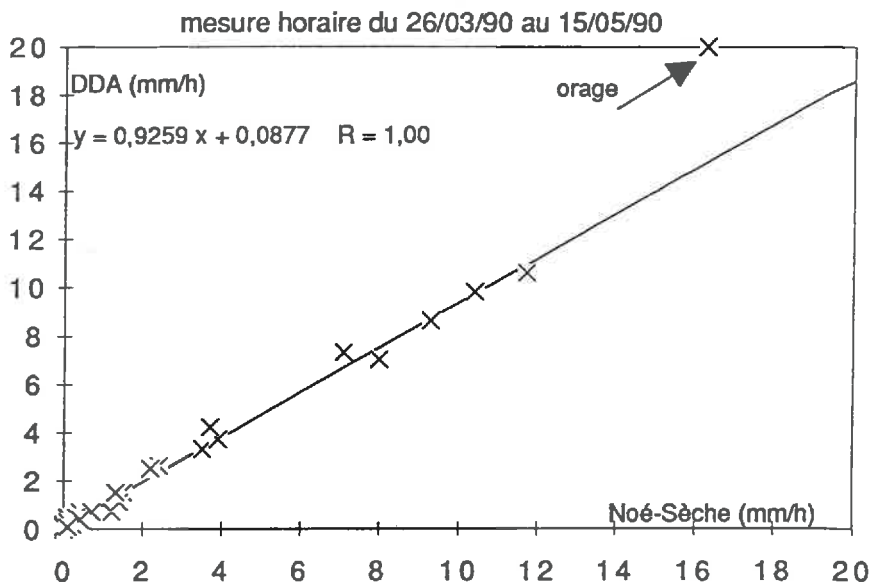


Fig A-6 : Comparaison des pluies horaires - pluviomètre à basculements - pluviomètre de la SDAE

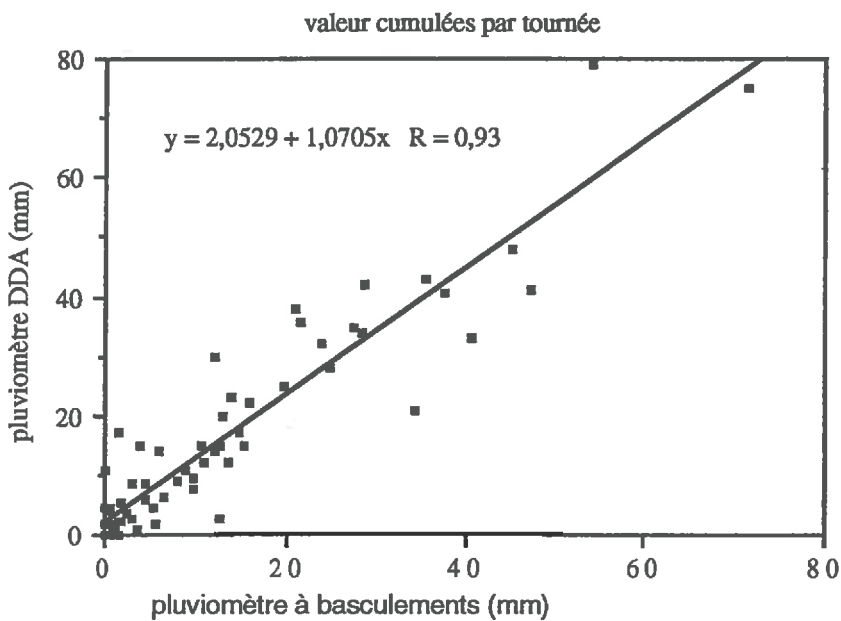


Fig A-7: Relation pour les pluies cumulées entre deux tournées de terrain

La comparaison fait ressortir la variabilité des pluies locales notamment pour les périodes de fortes intensités où l'on observe systématiquement un total de pluie supérieur à l'exutoire par rapport au site du versant.

c) Hauteur de la nappe

Sur le site de la Touche, à la base de la toposéquence principale, deux expérimentations ont été menées, qui nous permettent d'approcher la hauteur de la nappe.

- des bougies poreuses ont été installées à une profondeur de 80 cm dans l'arène pour suivre l'évolution des nitrates et d'un traceur apporté (chlorure) (Widiatmarka et Thibaud, 1990).

- des préleveurs de l'eau du sol ont été implantés à différentes profondeurs pour suivre la dynamique du fer (Maitre, 1991). Ces préleveurs, fonctionnant en conditions saturées, permettent en outre de savoir si la nappe superficielle est présente ou non (Tab A-3).

Tab A-3 : Période de fonctionnement des préleveurs la Touche

| | février | 15/03 | 20/03 | 10/05 | 24/04 | 09/05 | 14/05 | 14/06 | 19/07 | 15/08 |
|----------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| tourbe | | | | | | | | | | |
| 1 100 cm | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| 2 80 cm | + | + | + | + | + | + | + | + | + | - |
| 3 50 cm | + | + | + | + | + | 0 | - | - | - | - |
| fosse 6 | | | | | | | | | | |
| 4 150 cm | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| 5 100 cm | + | + | + | + | 0 | 0 | 0 | 0 | 0/- | - |
| 6 75 cm | + | + | + | + | + | - | - | - | - | - |
| fosse 13 | | | | | | | | | | |
| 7 50 cm | + | + | + | + | + | + | - | - | - | - |

+ bon fonctionnement ; 0 mauvais fonctionnement; - ne fonctionne plus

On remarque que les préleveurs des horizons supérieurs "décochent" vers fin avril début mars pour les trois sites. Par contre, pour la tourbière, le niveau 80 cm reste bien alimenté, alors qu'il faut atteindre 1 mètre 50 sur la fosse 6 pour retrouver le même type de fonctionnement.

2 - Traitement des données hydrologiques

a) Etalonnage des mesures limnimétriques

Nous avons donc étalonné les hauteurs mesurées à la station avec des mesures du débit instantané. La méthode retenue est celle de la dilution d'un colorant (la tartrazine) apporté en quantité connue à l'amont du point de prélèvement. Il a été alors possible de déterminer la relation entre débit mesuré et hauteur d'eau du ruisseau. La figure A-6 montre la courbe d'étalonnage.

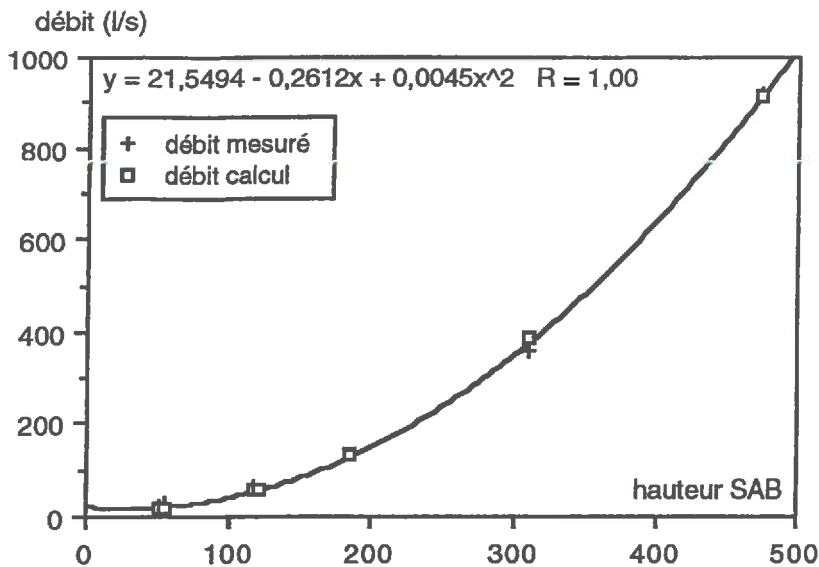


Fig A-8 : Courbe d'étalonnage

b) Traitement des données hydrologiques

Dans un premier temps, les données recueillies à la station SAB sont traitées à l'aide du logiciel fourni par le constructeur pour obtenir un fichier brut des pluies et un fichier brut des débits sur une base de temps de 10 minutes.

Du fait des interruptions d'enregistrements de la station SAB, il n'est pas possible d'obtenir un seul fichier pour toute la période d'enregistrement. En effet, le programme de création des fichiers bruts ne peut prendre en compte des interruptions d'enregistrement supérieurs à 2 fois le pas de temps demandé.

Les fichiers ainsi obtenus sont alors traités sur station de travail (système UNIX) à l'aide d'un des modules du programme MNT-TOP. (cf. annexe I). Il s'agit dans un premier temps de rétablir la continuité des enregistrements, soit en modifiant les pas de temps, soit en sélectionnant une période donnée. Il est également possible de créer des fichiers contenant pour chaque pas de temps la date, la hauteur de pluie, le débit et si elle existe la concentration en nitrates.

Ensuite les données sont corrigées automatiquement pour remplacer les données manquantes des débits par une valeur estimée par interpolation linéaire. A la suite de cela on obtient un fichier continu qu'il est possible de corriger de façon interactive pour corriger les valeurs de pluies et de débits erronés (pluviographe bouché ...). La correction des pluies se fait par comparaison avec les données enregistrées par la DDA au Foëil.

On obtient ainsi un fichier à pas de temps horaire contenant les données de pluie, de débit et concentration en N de NO_3^- mesuré.

D'autres logiciels de traitement des données hydrologiques ont été mis au point notamment pour analyser les crues et obtenir des valeurs cumulées et moyennes de pluies à différents pas de temps (journalier, mensuel, annuel).

3 - Annales hydrologiques à la station de Saint-Julien (SRAE Bretagne)

superficie du bassin versant = 138 hectares

altitude zéro échelle = 100 mètres

date d'implantation = Novembre 1978

code hydrologique = 10151301

Tab A-4 : lame d'eau écoulee mensuelle exprimée en millimètre

| | jan | fev | mars | avril | mai | juin | juil | août | sept | oct | nov | dec | total |
|------|------|------|------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|
| 1982 | 127 | 49,1 | 56,0 | 28,2 | 16,1 | 12,7 | 12,0 | 8,9 | 6,55 | 49,5 | 66,5 | 100 | 535 |
| 1983 | 54,0 | 61,0 | 53,5 | 68,5 | 81,5 | 29,5 | 14,4 | 10,0 | 8,45 | 9,7 | 10,3 | 27,9 | 428 |
| 1984 | 79,0 | 62,5 | 48,9 | 37,8 | 34,7 | 20,3 | 9,05 | 8,35 | 5,7 | 12,0 | 34,2 | 66,0 | 419 |
| 1985 | 76,5 | 58,5 | 62,5 | 52,5 | 27,8 | 14,8 | 8,2 | 6,45 | 4,4 | 5,05 | 6,75 | 15,0 | 340 |
| 1986 | 48,9 | 44,5 | 58,0 | 77,0 | 54,0 | 25,2 | 15,6 | 13,3 | 25,2 | 18,9 | 35,1 | 71,8 | 487 |
| 1987 | 54,0 | 43,3 | 41,7 | 54,5 | 23,3 | 22,5 | 13,1 | 7,55 | 7,45 | 21,9 | 32,3 | 39,6 | 361 |
| 1988 | 94,5 | 140 | 61,0 | 50,0 | 27,8 | 15,1 | 10,2 | 5,65 | 8,75 | 11,7 | 7,35 | 13,5 | 446 |
| 1989 | 12,4 | 15,5 | 28,9 | 27,4 | 15,0 | 7,15 | 5,25 | 3,12 | 2,35 | 2,97 | 4,88 | 21,2 | 146 |
| 1990 | 37,7 | 120 | 37,3 | 26,7 | 16,6 | 11,3 | 7,25 | 2,89 | 2,29 | 6,70 | 13,1 | 149 | 297 |

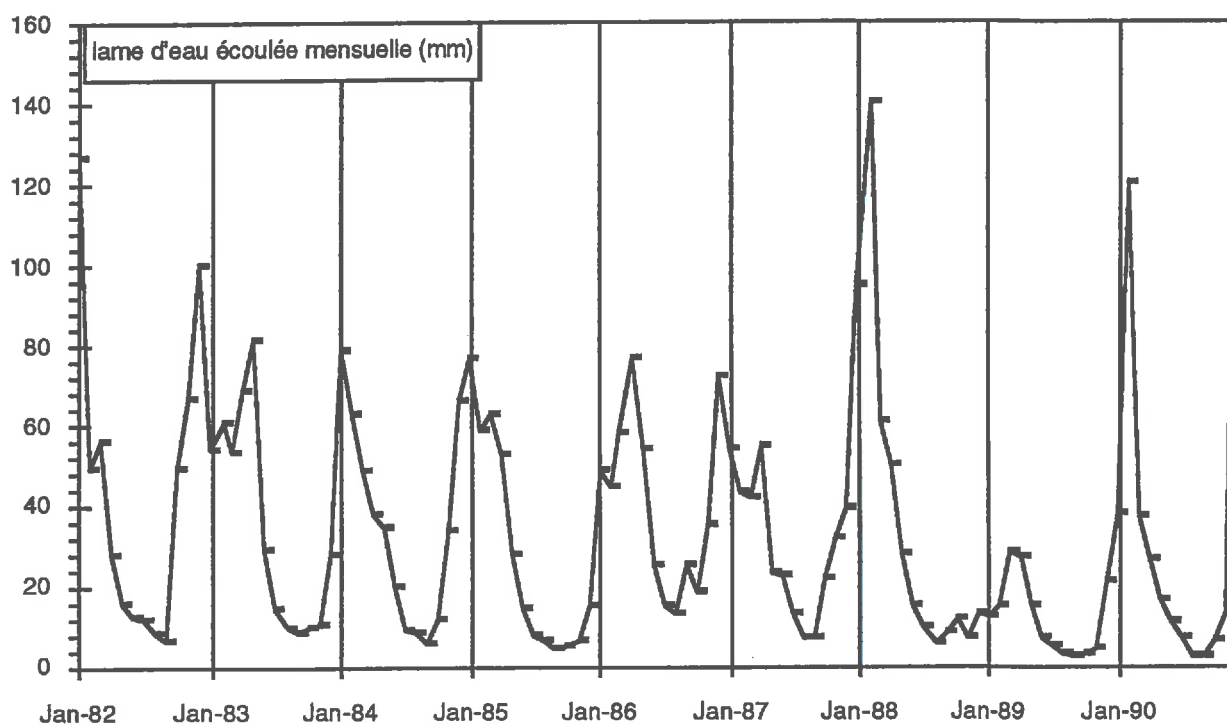


Fig A-9 : Lame d'eau écoulee mensuelle à la station de Saint-Julien

ANNEXE 6

Norme CORPEN

quantité d'azote, de phosphates et de potassium exportée par les différentes cultures

| kg/tonne de grain | N | P ₂ O ₅ | K ₂ O |
|-------------------|----|-------------------------------|------------------|
| Blé tendre | 19 | 9 | 7 |
| Avoine | 19 | 8 | 7 |
| Orge | 15 | 8 | 7 |
| Seigle | 14 | 10 | 6 |
| Colza hiver | 35 | 14 | 10 |
| Pois | 37 | 10 | 16 |
| Féverolles | 41 | 11 | 15 |

Kg/ Tonne grain+paille

| | | | |
|--------|----|----|-----|
| Blé | 25 | 11 | 17 |
| Avoine | 25 | 11 | 19 |
| Orge | 21 | 10 | 19 |
| Seigle | 20 | 13 | 18 |
| Colza | 70 | 25 | 100 |

Kg/Tonne grain+fane

| | | | |
|------------|----|----|----|
| Pois | 50 | 11 | 39 |
| Féverolles | 51 | 13 | 36 |

Kg/Tonne de MS récoltée

| | | | |
|------------------------|------|-----|------|
| Mais fourrager | 12,5 | 5,5 | 12,5 |
| Choux | 25 | 8 | 33 |
| Pature 3 semaines | 50 | 10 | 65 |
| Pature 4 semaines | 35 | 8 | 45 |
| Pature 6 semaines | 20 | 6 | 33 |
| Ensilage | 20 | 6 | 25 |
| Foin | 15 | 6 | 22 |
| Légumineuse sans fleur | 46 | 12 | 35 |
| Légumineuse avec fleur | 32 | 10 | 25 |

Kg/Tonne

| | | | |
|----------------|-----|-----|-----|
| Pomme de terre | 3,5 | 1,7 | 6,5 |
| Betterave | 4,5 | 1,5 | 6 |
| Paille blé | 6 | 2 | 10 |
| Paille avoine | 6 | 3 | 12 |
| Paille orge | 6 | 2 | 12 |
| Paille seigle | 6 | 3 | 12 |

Production d'azote, de phosphates et de potassium des différentes productions animales

| | Production annuelle | N | P ₂ O ₅ | K ₂ O |
|----------------------|---------------------|-----|-------------------------------|------------------|
| Bovín/UGB | | | | |
| Lisier | 18 m3/an | 4 | 2 | 5 |
| Fumier | 15T/an | 5,5 | 2,6 | 7,2 |
| Porc /PCP | | | | |
| Lisier | 0,7 m3/an | 5 | 4 | 3 |
| Fumier | 1T/an | 4,1 | 3,2 | 3,4 |
| Volailles | | | | |
| Poules pondeuses /PP | | | | |
| Lisier | 0,073 m3/an | 6,8 | 9,5 | 5,5 |
| Fientes sèches | 0,02 T/an | 20 | 35 | 20 |
| Fumier VC | 0,15 t/m2 | 29 | 29 | 20 |

ANNEXE 7

Géochimie des eaux du sol et des eaux du ruisseau

1 - Concentration en nitrate et chlorure des eaux du ruisseau

Tab A-5 : Concentration en nitrates et chlorures des eaux du ruisseau

| date | N (mM) | | | | | | | Cl (mM/l) | | | | | |
|----------------|--------|--------|--------|-----------------|--------|--------|--------|-----------|--------|--------|--------|--------|-------|
| | site R | Site A | Site B | Site C | Site D | Site E | pluie° | Site R | Site A | Site B | Site D | site E | pluie |
| 14/11/89 | 0,628 | 0,908 | 0,501 | 0,905 | 1,201 | | | | | | | | |
| 14/3/90 | 1,089 | 1,355 | 1,310 | 1,453 | 1,403 | 1,128 | | 0,912 | 0,988 | 1,142 | 0,923 | 0,968 | |
| 4/4/90 | 0,960 | 1,202 | 1,020 | 1,322 | 1,331 | 0,974 | | | | | | 0,954 | |
| 26/4/90 | 0,943 | 1,139 | 0,895 | 1,316 | 1,372 | 0,958 | 0,12 | 0,997 | 1,007 | 1,078 | 0,900 | cassé | 0,180 |
| 16/5/90 | 0,961 | 1,213 | 0,862 | 1,234 | 1,302 | 0,999 | 0,04 | 0,786 | 0,835 | 0,871 | 0,829 | 0,944 | 0,225 |
| 20/6/90 | 0,972 | 1,266 | 0,550 | 1,172 | 1,368 | 0,952 | 0,07 | 0,993 | 0,970 | 0,828 | 0,894 | 0,930 | 0,034 |
| 22/8/90 | 0,847 | 1,207 | 0,807 | 1,035 | 1,262 | 0,855 | 0,04 | 0,971 | 0,997 | 1,048 | 1,014 | 0,935 | 0,225 |
| 20/9/90 | 0,840 | 1,319 | 0,705 | 1,020 | 1,294 | 0,840 | | 1,098 | 0,947 | 1,082 | 0,942 | 0,943 | |
| 17/10/90 | 0,757 | 1,122 | 0,589 | 0,956 | 1,234 | 0,747 | | | | | | | |
| 30/10/90 | 0,608 | 0,933 | 0,423 | 0,835 | 1,155 | 0,593 | 0,02 | 1,294 | 1,241 | 1,297 | 0,806 | 1,354 | 0,047 |
| 21/11/90 | 0,692 | 1,009 | 0,625 | 0,927 | 1,207 | 0,770 | 0,06 | 1,077 | 0,922 | 1,166 | 0,930 | 1,108 | 0,301 |
| 11/12/90 | 0,744 | 1,054 | 0,814 | 1,059 | 1,177 | 0,772 | | | | | | | |
| 9/1/91 | 0,940 | 1,186 | 1,211 | 1,451 | 1,211 | 0,977 | 0,03 | 1,026 | 1,065 | 1,043 | 1,523 | 1,048 | 0,217 |
| 29/1/91 | 1,181 | 1,284 | 1,451 | 1,534 | 1,299 | 1,208 | | | | | | | |
| 19/2/91 | 1,073 | 1,197 | 1,387 | 1,381 | 1,289 | 1,097 | 0,07 | 0,794 | 0,995 | 1,155 | 0,962 | 1,053 | 0,031 |
| 19/3/91 | 0,946 | 1,205 | 1,400 | 1,443 | 1,296 | 0,967 | | | | | | | |
| 9/4/91 | 1,119 | 1,307 | 1,457 | 1,472 1,419* | 1,386 | 1,125 | | | | | | | |
| 29/4/91 | 1,056 | 1,310 | 1,191 | 1,326 | 1,329 | 1,059 | | | | | | | |
| 14/5/91 | 1,004 | 1,251 | 1,022 | 1,262 | 1,293 | 1,007 | | | | | | | |
| 11/6/91 | 0,987 | 1,293 | 0,895 | 1,231 1,191* | 1,322 | 0,999 | | | | | | | |
| 22/7/91 | 0,957 | 1,185 | 0,530 | 1,131 | 1,218 | 0,949 | | | | | | | |
| moyenne | 0,921 | 1,188 | 0,935 | 1,212 | 1,283 | 0,945 | 0,06 | 0,995 | 0,995 | 1,071 | 0,972 | 1,024 | 0,157 |
| moy hiver | 1,053 | 1,290 | 1,354 | 1,425 | 1,303 | 1,072 | | | | | | | |
| $\Sigma\sigma$ | 3,38 | 1,87 | 7,29 | 3,64 | 1,24 | 4,16 | 0,03 | 2,31 | 1,97 | 1,74 | 3,61 | 0,92 | 0,31 |

* concentration mesurée en amont d'une zone de pâturage $\sigma = \text{valeur absolue} \left(1 - \frac{\text{concentration ponctuelle}}{\text{moyenne hivernale}}\right)$

° les concentrations en nitrate des eaux de pluies données ici sont peu fiables (analyse sur échantillons non stabilisés et étalonnage du chromatographe peu précis)

2 - Concentration des eaux libres du sol (Maitre, communication personnelle)

Tab A-6 : Concentration en N de NO₃⁻ des eaux libres du sol (exprimé en mM/l)

| date | pente 50 cm | pente 75 cm | pente 100 cm | pente 150 cm | pente 310 cm | tourbière 50 cm | tourbière 80 cm | tourbière 100 cm |
|----------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------------------|--------------------|---------------------|
| 27/02/90 | 0,029 | 0,907 | | | | | 0,038 | 0,023 |
| 15/03/90 | 0,006 | 0,579 | | 0,029 | | 0,021 | 0,011 | 0,071 |
| 20/03/90 | 0,014 | 0,534 | | 0,008 | | 0,005 | | 0,016 |
| 10/04/90 | 0,012 | | | 0,014 | | 0,006 | < 0,001 | 0,017 |
| 24/04/90 | 0,150 | 0,184 | | 0,011 | 0,013 | 0,734 | 0,009 | 0,086 |
| 9/05/90 | 0,029 | | | 0,053 | | 0,031 | 0,021 | 0,010 |
| 16/05/90 | | | 0,026 | 0,061 | | | | 0,035 |
| 17/05/90 | | | 0,063 | 0,039 | | | 0,049 | 0,033 |
| 30/05/90 | | | | 0,047 | | | 0,019 | 0,039 |
| 14/06/90 | | | | 0,015 | | | | 0,016 |
| 19/07/90 | | | | 0,015 | | | 0,042 | 0,016 |
| 15/08/90 | | | | 0,043 | | | | 0,029 |

Tab A-7 : Concentration en chlorure des eaux libres du sol (exprimé en mM/l)

| date | pente 50 cm | pente 75 cm | pente 100 cm | pente 150 cm | tourbière 50 cm | tourbière 80 cm | tourbière 100 cm |
|----------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|--------------------|--------------------|---------------------|
| 15/03/90 | 0,954 | 1,86 | | 0,61 | 0,663 | 0,613 | 0,607 |
| 20/03/90 | 0,913 | 1,883 | | 0,574 | 0,822 | 0,613 | 0,624 |
| 10/04/90 | 0,87 | | | | 0,668 | 0,635 | 0,606 |
| 24/04/90 | 0,959 | 1,725 | | | 0,692 | 0,65 | 0,638 |
| 9/05/90 | | | | | | | 0,647 |
| 16/05/90 | | | 1,062 | | | | 0,72 |
| 30/05/90 | | | | | | | 0,658 |
| 14/06/90 | | | | | | | 0,724 |
| 19/07/90 | | | | | | | 0,721 |
| 15/08/90 | | | | | | | 0,669 |