

THESE

présentée à

l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris

par

Qing Zhi GENG

pour l'obtention du titre de

Docteur

en

Hydrologie et Hydrogéologie Quantitative

MODELISATION CONJOINTE DU CYCLE DE L'EAU ET DU TRANSFERT DES NITRATES DANS UN SYSTEME HYDROLOGIQUE

Soutenue le 6 juillet 1988 devant le jury composé de:

G. de MARSILLY

Président

E. LEDOUX

Rapporteur

A. MARIOTTI

Rapporteur

B. CAUSSADE

Examineur

G. GIRARD

Examineur

S. HENIN

Examineur

L. ZILLIOX

Examineur

~~TH-158~~
TH-1015

A Mes Parents

AVANT-PROPOS

Le travail présenté dans ce mémoire, qui a pour objectif la mise au point d'un modèle de transfert de nitrates, a été réalisé au Centre d'Informatique Géologique (CIG) de l'Ecole des Mines de Paris. Ce travail n'aurait pu être mené à bien sans les aides et les participations de nombreuses personnalités. Ainsi il m'est agréable à cette occasion de leur rendre hommage.

J'adresse tout d'abord ma profonde reconnaissance à Monsieur G. de MARSILY, Professeur à l'Université Pierre et Marie Curie (Paris VI), ancien Directeur du CIG et actuellement Conseiller Scientifique du Centre, pour l'encouragement et l'aide qu'il m'a apportés dans ce travail ainsi que dans ma vie professionnelle et pour l'honneur qu'il a bien voulu me faire en acceptant de présider le jury de thèse.

Ce travail n'aurait jamais vu le jour sans l'assistance presque quotidienne de Monsieur G. GIRARD, Directeur de Recherche à l'ORSTOM, qui a bien voulu diriger ma thèse. Il m'a fait profiter de sa grande expérience en Hydrologie tout au long de mes recherches et ses conseils furent indispensables pour l'avancement et la réalisation de ce travail. Qu'il veuille bien recevoir à cette occasion l'expression de ma gratitude la plus profonde et la plus sincère.

Mes remerciements s'adressent tout particulièrement à Monsieur E. LEDOUX, Directeur du CIG. En dehors de sa grande compétence en Hydrogéologie quantitative dont il m'a fait profiter, il a suivi de près ce travail avec beaucoup d'intérêt et n'a cessé de m'encourager, de me conseiller et de m'éclairer sur le chemin de la recherche. Il est de plus un des auteurs du "modèle couplé" qui a servi de base pour ce travail. Je le remercie également pour toutes les tâches administratives me concernant qu'il a bien voulu prendre en charge.

Les conseils de Monsieur A. MARIOTTI, Directeur de Recherche INRA au Département de Géologie Dynamique de l'Université Pierre et Marie Curie (Paris VI), ont été déterminants pour activer le démarrage de ce travail. Ses remarques sur la biochimie de l'azote nous furent très bénéfiques. Je tiens ici à le remercier très vivement.

Ma profonde reconnaissance s'adresse également aux autres membres du jury:

-à Monsieur B. CAUSSADE, Directeur de Recherche CNRS à l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse, qui a dirigé des travaux initiateurs en France en matière de modélisation du transfert des nitrates dans les systèmes hydrologiques, dont je me suis inspiré.

-à Monsieur S. HENIN, Professeur à l'Institut National Agronomique et Président du Comité Sol-Déchets au Ministère de l'Environnement. Son érudition en Agronomie et en Pédologie ainsi que ses réflexions sur les problèmes de nitrates dans l'eau nous paraissent capitales pour l'appréciation de notre travail.

-à Monsieur L. ZILLIOX, Directeur de Recherche CNRS à l'Institut de Mécanique des Fluides de Strasbourg. Il s'est beaucoup intéressé à notre travail et a bien voulu nous apporter l'expérience de son équipe qui travaille également dans ce domaine.

Les résultats de ce travail sont le fruit des collaborations entre le CIG et divers organismes et personnalités, parmi lesquelles nous citerons, dans un ordre chronologique:

-Madame R. BONIFACE de l'INRA de Versailles, Station des Sciences du Sol. Elle nous a fourni très généreusement les données de cases lysimétriques pour valider le modèle de production des nitrates, une étape essentielle pour étayer notre travail. Nous espérons que cette collaboration se poursuivra dans le futur.

-Monsieur B. SOULARD du Service Régional de l'Aménagement des Eaux (SRAE) de Bretagne et Monsieur R. BLONDEL de la Chambre de l'Agriculture du Département des Côtes du Nord, qui ont mis à notre disposition les données nécessaires sur le bassin expérimental de la Noë-Sèche afin que nous puissions réaliser une première application de notre modèle de production des nitrates sur un système type bassin versant.

-Messieurs LAFOSSE et DOLTS du SRAE Rhône Alpes, Monsieur PERIGNAC de la Chambre de l'Agriculture de la Drôme, Monsieur SIWERTZ de la Compagnie de Prospection Géophysique Française ainsi que Monsieur BOURGUET du BURGEAP, qui nous ont donné la possibilité d'appliquer l'ensemble de la méthodologie que nous avons développée sur le système hydrologique de la Plaine de Valence.

Mes remerciements vont également aux autres personnalités qui nous ont aidé : Messieurs THIERY et SEGUIN du BRGM; Monsieur MULLER de l'INRA de Châlon sur Marne; Monsieur GERMON de l'INRA de Dijon; Monsieur LEMAIRE de l'INRA de Lusignan et Madame HEDUIT du GIDA.

Si j'ai pu achever ce travail dans des conditions très favorables, c'est aussi grâce aux encouragements et aux aides amicales de tout mes collègues du CIG. Je voudrais profiter de cette occasion pour les saluer et notamment:

-Pierre HUBERT, Maître de Recherche à l'Ecole des Mines de Paris et Responsable du DEA, grâce à qui j'ai pu prendre le premier contact avec le CIG en Chine.

-Patrick GOBLET, Docteur-Ingénieur au CIG, qui a dirigé mon stage de DEA pendant la première année de mes études en France.

-Mesdames M. COLLARD, M. GALLOIS et S. JACQUESSON, qui ont eu la patience et la gentillesse de déchiffrer les manuscrits de mes rapports et de mes courriers, une tâche pénible à cause de mon français!

-Agnès VINSOT, Catherine CERTES, Michel POULIN, Alfonso RIVERA, Pierre COMBES, André LEVASSOR et Pascal VIENNOT, qui m'ont tous aidé pendant mon séjour à Fontainebleau.

RESUME

Ce mémoire présente une méthodologie (l'utilisation conjointe de trois modèles) pour la modélisation du transfert des nitrates dans un système hydrologique à l'échelle régionale.

Un modèle de production et de lessivage des nitrates, baptisé MORELN, a été construit afin de calculer le flux de nitrates percolant vers la nappe souterraine. Ce modèle utilise le "Modèle Couplé", un modèle d'écoulements de l'eau de surface et souterrain existant déjà, comme modèle du transfert de l'eau. Un troisième modèle, NEWSAM, a été employé pour modéliser la migration des nitrates dans la nappe souterraine.

L'ensemble de cette méthodologie permet une description conceptuelle du transfert des nitrates dans un système hydrologique complet avec une discrétisation spatiale en tenant compte à la fois la biochimie de l'azote, la production des nitrates dans le sol et le déplacement de ces derniers dans la nappe souterraine.

Trois exemples d'application ont permis de tester cette méthodologie, et notamment le modèle MORELN, à trois différentes échelles: dans une parcelle de sol à l'échelle métrique, sur un petit bassin versant expérimental à l'échelle de quelques km² et dans un système hydrologique régional à l'échelle de quelques centaines de km².

MOTS-CLEFS

Modélisation mathématique; Cycle de l'azote; Lessivage des nitrates; Pollution diffuse agricole; Case lysimétrique; Aquifères; Système hydrologique; Système sol-eau-plante.

ABSTRACT

This thesis presents a methodology (joint utilization of three models) for modeling the transfer of nitrates in hydrological systems on the regional scale.

A model of production and leaching of nitrates, called MORELN, was developed in order to calculate the nitrate flux percolating into groundwater aquifer. This model uses the "Coupled Model", a surface and groundwater flow model already available, as the water transfer model. A third model, NEWSAM, was employed for modeling the nitrate migration in groundwater aquifers.

This methodology as a whole makes possible a conceptual description of nitrate transfer in a complete hydrological system with the spatial discretization taking into account the nitrogen biochemistry, the nitrate production in soil and the displacement of nitrates in groundwater aquifers.

Three examples of application allowed us to test this methodology, and especially the model MORELN, on different scales: in a soil plot on the metric scale, in a small experimental basin on the scale of several km² and in a regional hydrological system on the scale of several hundreds km².

KEYWORDS

Mathematical modeling; Nitrogen cycle; Nitrate Leaching; Non-pointed agricultural pollution; Lysimeter; Aquifer; Hydrological system; Soil-water-plant system.

TABLE DES MATIERES

AVANT-PROPOS	i
RESUME	v
ABSTRACT	v
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I ORGANISATION GENERALE DE LA MODELISATION DU TRANSFERT DES NITRATES	8
I-1 LE MODELE COUPLE	10
I-1-1 Justification du choix du modèle	10
I-1-2 Présentation succincte du Modèle Couplé	11
A) Rappel des principes	11
B) La fonction production de l'eau	13
I-2 LE MODELE NEWSAM	15
I-2-1 Description générale du programme	15
I-2-2 Les equations	16
A) Transfert de l'eau	16
B) Transfert de masse	17
I-3 ORGANISATION GENERALE DE LA MODELISATION DU TRANSFERT DES NITRATES	19
CHAPITRE II CYCLE DE L'AZOTE ET ELABORATION DU MODELE MORELN	22
II-1 LE CYCLE DE L'AZOTE	23
II-1-1 Généralités	23
II-1-2 Description des processus du cycle de l'azote dans le sol	25
A) Les processus gouvernant les entrées en azote	25
B) Les processus gouvernant les sorties en azote	27
C) Les processus gouvernant les transformations internes	28

II-2	ELABORATION DU MODELE DE LESSIVAGE LE MODELE MORELN -----	28
II-2-1	Hypothèses simplificatrices de la modélisation -----	29
II-2-2	Les approches quantitatives élémentaires -----	30
A)	Adsorption-désorption d'ammonium -----	30
B)	Autres transformations biochimiques internes -----	31
C)	Prélèvement de nitrates par les plantes -----	31
D)	Correction des paramètres biochimiques -----	35
II-2-3	Mise en oeuvre du modèle -----	37
II-2-4	Organisation du modèle par rapport à la discrétisation spatiale -----	41
CHAPITRE III	MODELISATION DU LESSIVAGE DES NITRATES SUR UNE CASE LYSIMETRIQUE VALIDATION DU MODELE DE PRODUCTION DE NITRATES DANS UN SOL AGRICOLE -----	44
III-1	DESCRIPTION DE LA CASE LYSIMETRIQUE -----	45
III-2	ANALYSES GENERALES DES RESULTATS EXPERIMENTAUX -----	46
III-2-1	Drainage de l'eau -----	46
III-2-2	Lessivage des nitrates -----	49
III-3	SIMULATION DU DRAINAGE ET DU LESSIVAGE DES NITRATES -----	54
III-3-1	Simulation du drainage de l'eau -----	54
III-3-2	Simulation du lessivage des nitrates -----	61
	CONCLUSION -----	71
CHAPITRE IV	MODELISATION DU TRANSFERT DES NITRATES SUR LE BASSIN VERSANT DE LA NOE-SECHE APPLICATION DU MODELE MORELN A UN PETIT BASSIN VERSANT EXPERIMENTAL -----	73
IV-1	DESCRIPTION DU SITE -----	75
IV-1-1	Géologie et pédologie du bassin -----	75
IV-1-2	Aspect hydrogéologique -----	78
IV-1-3	Activités agricoles et bilan de l'azote -----	81

IV-2	MODELISATION	84
IV-2-1	Mise en oeuvre du modèle	84
IV-2-2	Description des données nécessaires à la modelisation	89
A)	Données de résultats d'observations à l'exutoire	89
B)	Données météorologiques	89
C)	Données agricoles	90
D)	Quelques données complémentaires	95
IV-2-3	Calage du modèle et analyse des résultats	95
A)	Calage du débit	95
B)	Calage du transfert des NO_3^-	101
	CONCLUSION	107

CHAPITRE V MODELISATION DU TRANSFERT DES NITRATES DANS LE SYSTEME HYDROLOGIQUE DE LA PLAINE DE VALENCE--- 109

V-1	PRESENTATION DE LA PLAINE DE VALENCE	111
V-1-1	Situation géographique	111
V-1-2	Caractéristiques climatologiques	111
V-1-3	Réseau hydrographique	116
V-1-4	Géologie	118
V-1-5	Hydrogéologie	122
V-1-6	Ressources en eau	124
V-1-7	Pédologie, Végétation, Activités agricoles et Bilan de l'azote	126
A)	Pédologie et Végétation	126
B)	Activités agricoles et Bilan de l'azote	127
V-2	MISE EN OEUVRE DE LA MODELISATION	132
V-2-1	Mise en oeuvre du Modèle Couplé	132
A)	Définition de la structure du modèle GEOCOU	132
B)	Modélisation du bilan hydrique MODSUR	137
C)	Modélisation couplée des écoulements MODCOU	140
V-2-2	Mise en oeuvre du modèle MORELN	143
A)	Etablissement des zones de production de nitrates	143
B)	Etablissement des zones d'apport et d'export de l'azote (Zones Azote)	144

C)	Les données de température du sol -----	147
V-2-3	Mise en oeuvre du modèle NEWSAM -----	148
V-3	RESULTATS DES SIMULATIONS -----	150
V-3-1	Simulation des débits des cours d'eau et du bilan hydrique -----	150
V-3-2	Simulation du niveau piézométrique de la nappe -----	155
A)	Le calage en régime permanent -----	155
B)	Le calage en régime transitoire -----	158
V-3-3	Simulation du lessivage et du prélèvement de nitrates -----	160
V-3-4	Simulation de la concentration en nitrates dans la nappe -----	166
A)	Carte d'isovaleur de la concentration -----	166
B)	Variation de la concentration aux piézomètres -----	169
CONCLUSION GENERALE -----		172
BIBLIOGRAPHIE -----		177
ANNEXE 1 -----		184
ANNEXE 2 -----		191
ANNEXE 3 -----		209
ANNEXE 4 -----		222

INTRODUCTION

INTRODUCTION

L'azote (N) et plus particulièrement sous sa forme nitrique (nitrate NO_3^-) est un des principaux éléments dont les êtres vivants ont besoin pour se nourrir. Toutefois, ce besoin est limité et ce nutriment devient même un polluant lorsque sa teneur dépasse un certain seuil. Dans le cas de l'eau potable pour l'homme, par exemple, ce seuil pour les nitrates est fixé à 50 mg/l dans les pays de la Communauté Européenne par l'O.M.S.. En effet, les études médicales montrent que les nitrites (NO_2^-) pouvant être engendrés dans l'organisme à partir des nitrates ingérés et non excrétés, sont susceptibles de provoquer certaines maladies comme la méthémoglobine et ce risque devient d'autant plus grand chez les nourrissons et chez les femmes (Martin, 1979). On rapporte même que ces nitrites ont vraisemblablement une action cancérogène et les études épidémiologiques semblent confirmer la corrélation entre le taux de cancer et la concentration en nitrates dans l'eau de boisson (Martin, 1979).

Dans le sous sol, bien qu'au niveau du globe ce soit la fixation naturelle de l'azote atmosphérique qui constitue l'apport principal, c'est la fixation liée à l'activité industrielle de fabrication des engrais qui prédomine dans les zones d'occupation humaine. Ainsi, il paraît clair aujourd'hui que ce sont les activités agricoles intensives qui constituent l'origine principale de la pollution azotée des eaux.

En ce qui concerne les eaux souterraines, qui représentent en France plus des deux tiers de l'eau potable distribuée, ce sont les nappes phréatiques qui sont les plus touchées; celles-ci reçoivent en effet directement les flux de nitrates en provenance de l'azote du sol et constituent l'objet principal de cette étude.

C'est seulement dans les années 70 que les problèmes de la pollution des eaux par les nitrates ont vraiment commencé à attirer l'attention du public. Depuis cette date, des études de constat ont été menées presque simultanément dans les pays européens pour examiner l'état de cette pollution et tenter de comprendre les mécanismes mis en jeu.

Il convient de distinguer deux aspects des choses dans les études de constat de cette pollution, à savoir son état actuel et son évolution historique. Si l'état actuel de cette pollution est déjà très préoccupant, son caractère évolutif dans le temps est encore plus inquiétant. On constate en effet, parallèlement à l'utilisation des engrais industriels, une tendance générale à l'augmentation régulière de la teneur en nitrates dans les eaux depuis la deuxième guerre mondiale.

Nous allons maintenant regarder rapidement la situation à cet égard dans quelques pays européens et notamment en France.

En Grande Bretagne, l'épandage d'engrais minéraux a été multiplié par 7 environ entre les années 40 et les années 70 (CWPU, 1977). Durant la période 1974 - 1984, on a enregistré des concentrations supérieures à 50 mg/l sur 70 stations de jaugeage, soit sur près de 30% du réseau total, ce dernier chiffre pouvant atteindre 90% dans la région de l'Est de l'Angleterre (Young, 1985). Les données de l'année 1982 montrent des dépassements intermittents de la norme sur 30 points de prélèvement public d'eau de surface, représentant un débit de 600 Ml/jour (Young, 1985). Pour ce qui concerne les eaux souterraines, 140 points de prélèvement (environ 750 Ml/jour) ont parfois excédé la norme de 50 mg/l au cours de l'année 1983 - 1984.

Aux Pays-Bas, on observe un accroissement de la concentration en nitrates depuis une vingtaine d'année pour presque toutes les stations de pompage dans le Sud-Est du pays où on prélève le plus d'eau souterraine (Scheltinga, 1985). Sur 250 points de captage, dix ont déjà été fermés à cause de la trop haute concentration en nitrates et 7.5% des mesures de concentrations varient entre 50 et 440 mg/l (Ganchou, 1987).

En RFA, les données sont moins exhaustives. Mais on peut noter que les zones où la concentration en nitrates de l'eau potable dépasse le seuil de 50 mg NO_3^- /l peut atteindre 15% dans certaines régions (Ganchou, 1987).

Au Danemark, la concentration moyenne en nitrates des eaux souterraines a triplé pendant les 2-3 dernières décennies. Aujourd'hui le taux de captage d'eau souterraine ayant une concentration supérieure à 50 mg/l varie entre 2% et 16% selon les régions et touche environ 2% de la population totale (Overgaard in Schroder et al., 1985).

En Suisse, les laboratoires cantonaux en 1983 ont contrôlé 50452 échantillons d'eau, dont 1166 (2.3%) ont été contestés en raison de leur composition, la plupart ayant une teneur excessive en nitrates (Trempe, 1985).

En France, le premier inventaire de l'eau de surface date de 1971 et il a été suivi de ceux de 1976 et 1981. Les 1172 points de mesures sur l'ensemble du territoire national montre une nette dégradation globale de la qualité de l'eau de surface eu égard de la concentration en nitrates (Ballay et al., 1985 et Hénin, 1980). En ce qui concerne les eaux souterraines, on ne dispose pas d'une banque de données au plan national, mais divers fichiers montrent une croissance des concentrations en nitrates de 1 à 3 mg/l/an depuis les années 60 (Landreau, 1983). L'enquête réalisée par le Ministère de la Santé portant sur les années 1979-1981 a mis en évidence qu'environ 2% de la population française est alimentée à partir d'adductions d'eau publics, dont 92% est d'origine souterraine, qui ont une teneur en nitrates égale ou supérieure à 50 mg/l (Ballay et al., 1985). On estime qu'en l'an 2000 si aucune mesure n'était prise ce serait plus de 20 % de la population française qui recevrait une eau dont la teneur en nitrates serait supérieure à 50 mg/l (Landreau et Roux, 1984).

La situation étant de plus en plus préoccupante, la solution n'est pas pour autant entrevue. Car les nitrates, avant d'être des polluants, sont d'abord des nutriments et l'équilibre entre la productivité du sol et la qualité de l'environnement n'est pas du tout facile à mesurer et à maintenir, et cela ne signifie d'ailleurs pas la même chose pour tout le monde. Outre ces questions morales et politiques, il y a aussi les questions techniques qui peuvent rendre la solution compliquée. Par exemple, parmi les mesures préventives, on peut en envisager d'autres que celles portant sur la réduction de l'épandage d'engrais. En effet, la pratique culturale peut aussi y jouer un rôle important; citons notamment le rôle de la prairie dans la réduction de la perte de nitrates par lessivage pendant l'hiver.

Il s'agit donc d'optimiser, en vue de sa rentabilité économique en tenant compte des contraintes d'environnement, le système sol-eau- plante où sont mis en jeu un nombre important de facteurs naturels et humains que l'on peut résumer en une compétition entre le processus de prélèvement du nutriment par les plantes et celui de l'entraînement par l'eau. La modélisation doit apporter sa contribution à cet objectif.

Par rapport aux autres types de pollution, comme les pollutions industrielles issues des rejets ponctuels, une grande particularité de la pollution azotée par les engrais est qu'il s'agit d'une pollution diffuse. Ainsi les problèmes se posent la plupart du temps à l'échelle régionale, et par conséquent, le modèle que nous allons construire doit aussi être un modèle régional. Or, beaucoup de problèmes surgissent lorsque l'on travaille à cette échelle.

Notre but est de fournir un modèle qui pourra, dans un premier temps, simuler le comportement d'un système hydrogéologique et agricole et, dans un deuxième temps, fournir aux gestionnaires des informations sur l'avenir de ce système à l'égard de la pollution par les nitrates sous différents schémas d'aménagement humain. Il semble difficile d'obtenir les informations suffisamment précises et concrètes pour les gestionnaires lorsqu'ils utilisent les modèles empiriques. Ainsi on doit faire appel aux modèles phénoménologiques dont les paramètres et les variables ont des sens physiques et sont mesurables. Mais à cette échelle certaines approches phénoménologiques rigoureuses ne sont pas applicables dans la pratique, soit par manque de données, soit par introduction d'une trop grande lourdeur dans l'utilisation du modèle. On est donc conduit à un compromis et à un certain mélange entre l'approche phénoménologique et l'approche paramétrique suivant la nécessité et d'une approche pragmatique.

Les problèmes peuvent se poser différemment selon si on s'intéresse seulement à la sortie et un état moyen d'un système, ou si l'on s'intéresse également à l'hétérogénéité interne de l'état de la pollution de ce système. S'il est possible d'utiliser un modèle global dans le premier cas, on est obligé de faire appel au modèle à discrétisation spatiale dans le deuxième.

Une autre particularité de la pollution par les nitrates réside dans le fait que ces derniers sont à la fois des nutriments et des polluants. Il est donc impossible dans la pratique de traiter un seul aspect en laissant à côté l'autre. C'est la raison pour laquelle

nous avons fait un effort important pour modéliser simultanément le processus du prélèvement de nitrates par les plantes et celui du lessivage par l'eau.

Pour situer notre point de départ, nous donnons une synthèse et une critique rapide sur l'Etat de l'Art en matière de modélisation du transfert des nitrates.

Il convient de distinguer deux catégories d'études suivant les milieux: celles portant sur le cycle de l'azote et le lessivage des nitrates dans le sol, et celles portant sur le transfert des nitrates à travers un système hydrologique du type bassin versant régional.

Il existe de très nombreux travaux de recherches sur la modélisation du cycle de l'azote et du lessivage des nitrates dans le système sol-eau-plante (voir Tanji and Gupta, 1978; Frissel et al., 1981; Nielsen et al., 1982; Tanji, 1982; Willigen and Neeteson, 1985 pour une bibliographie détaillée). La plupart des modèles construits sont basés sur des concepts relativement rigoureux dégagés des études expérimentales. Les applications de ces modèles ont donné en général des résultats satisfaisants.

Notre approche est dans une large mesure inspirée de ces travaux mais s'en distingue cependant par les deux aspects suivants.

Premièrement, une bonne partie de ces modèles ont été conçus avec des objectifs particuliers tels que la simulation de l'effet de l'irrigation, du devenir d'un certain type d'engrais etc., et sous des conditions d'applications limitées, par exemple pour un sol et une culture précise. De plus, certains modèles biochimiques n'ont pas pour objectif principal la simulation du lessivage des nitrates, ou au contraire, des modèles ayant cet objectif ne tiennent pas suffisamment compte des autres processus. Ainsi, il semble qu'un effort doit être apporté pour construire des modèles qui ont une validité plus générale.

Deuxièmement, la majorité des modèles fait appel aux approches purement phénoménologiques, quelquefois à l'échelle microscopique. Si certains parmi eux ont donné de bons résultats dans l'application aux parcelles de sol, presque aucun, à notre connaissance, n'a été appliqué au système hydrologique à l'échelle du bassin versant régional. En effet, certaines données exigées par ces modèles sont rarement disponibles à une telle échelle. De plus, certains modèles se focalisent sur des problèmes agronomiques et non sur les problèmes de la pollution des eaux.

Les modèles simulant le transfert des nitrates dans un système hydrologique à l'échelle du bassin versant sont peu nombreux. Quelques modèles relativement complexes prenant en compte à la fois les processus hydrologiques et agronomiques ont été développés aux USA (Kauark Leite, 1986) mais ils traitent essentiellement le domaine de surface. En France, nous citons notamment les travaux pionniers de Prat

(1982) et ceux du BRGM (Thiery, Seguin, 1985), qui représentent deux approches différentes.

L'approche de Prat part d'abord des concepts phénoménologiques pour simuler le cycle de l'azote et le lessivage des nitrates dans le sol à l'échelle du champ. En plus d'un modèle hydraulique, l'auteur a utilisé un modèle thermique, tous les deux étant couplés avec le modèle chimique afin de tenir compte de l'influence de l'humidité et de la température. Cette approche constitue un point de départ pour notre travail.

Cependant, en ce qui concerne la modélisation du transfert des nitrates sur les bassins versants, cet auteur a utilisé un modèle conceptuel global à réservoirs se vidangeant les uns dans les autres. Ainsi, ce modèle ne permet pas de simuler la répartition de la concentration en nitrates dans la nappe souterraine qui constitue la cible de notre étude.

Le modèle BICHE du BRGM est également un modèle global conceptuel, largement inspiré de ce type de modèles hydrologiques. D'excellents résultats de simulation des concentrations en nitrates à l'exutoire ont été obtenus avec ce modèle. Nous pensons cependant que le manque d'un modèle hydrodynamique souterrain et l'insuffisance dans le niveau d'élaboration des approches utilisées pour la prise en compte des phénomènes régissant le cycle de l'azote, notamment pour ce qui concerne la consommation par les plantes et la minéralisation, ne permettent pas de prédire les conséquences d'un aménagement qui modifierait les conditions hydrogéologiques et les pratiques culturales.

Le premier chapitre de ce mémoire est destiné à donner une vue générale sur le principe et l'organisation du travail. Nous présenterons d'abord brièvement deux modèles hydrogéologiques préalablement disponibles, le "modèle couplé" et le modèle NEWSAM, dont nous aurons besoin pour modéliser le transfert de l'eau auquel est associé le transfert des nitrates. Nous aborderons finalement l'organigramme général de notre modélisation.

Le deuxième chapitre est consacré à l'élaboration d'un modèle de production et de lessivage des nitrates dans le sol afin de pouvoir simuler le flux de nitrates percolant vers les nappes phréatiques. Nous commencerons par une description du cycle de l'azote dans le sol et des diverses hypothèses envisagées ainsi que des approches que nous retiendrons pour la poursuite du travail. Nous élaborerons en suite le modèle proprement dit de lessivage des nitrates (MORELN).

Les chapitres suivants présentent l'aspect pratique de notre travail, c'est à dire les applications que nous avons entreprises.

L'étape première qui constitue le problème clef est la modélisation du lessivage des nitrates à travers le sol agricole. C'est en effet ce processus qui détermine

l'entrée de nitrates dans les nappes souterraines. Le dispositif qui nous paraît actuellement le plus efficace pour étudier ce problème et pour lequel des données sont disponibles est la case lysimétrique. Le troisième chapitre décrit le résultat de l'application du modèle MORELN sur un tel dispositif.

La cible finale de notre modélisation est le système aquifère à l'échelle régionale, une échelle très différente de celle de la case lysimétrique. Il paraît donc prudent de tester, avant de passer à l'échelle régionale, le modèle sur une échelle intermédiaire, celle du petit bassin versant expérimental par exemple. Tel est l'objectif du travail présenté dans le chapitre IV.

Nous aborderons finalement au cinquième chapitre l'étude d'une modélisation du transfert des nitrates dans un système hydrogéologique à l'échelle régionale. Bien que ce ne soit qu'à titre de démonstration faute de temps et de données suffisamment complètes et précises pour réaliser une étude plus fine et plus pragmatique, cette partie de travail nous permettra d'incorporer le modèle du lessivage des nitrates dans les modèles hydrologiques et d'atteindre notre objectif final.

Enfin, comme conclusion, nous ferons une évaluation globale du travail exécuté et surtout nous soulèverons les problèmes encore non résolus. Puis nous donnerons quelques propositions pour la poursuite de la recherche dans ce domaine.

CHAPITRE I

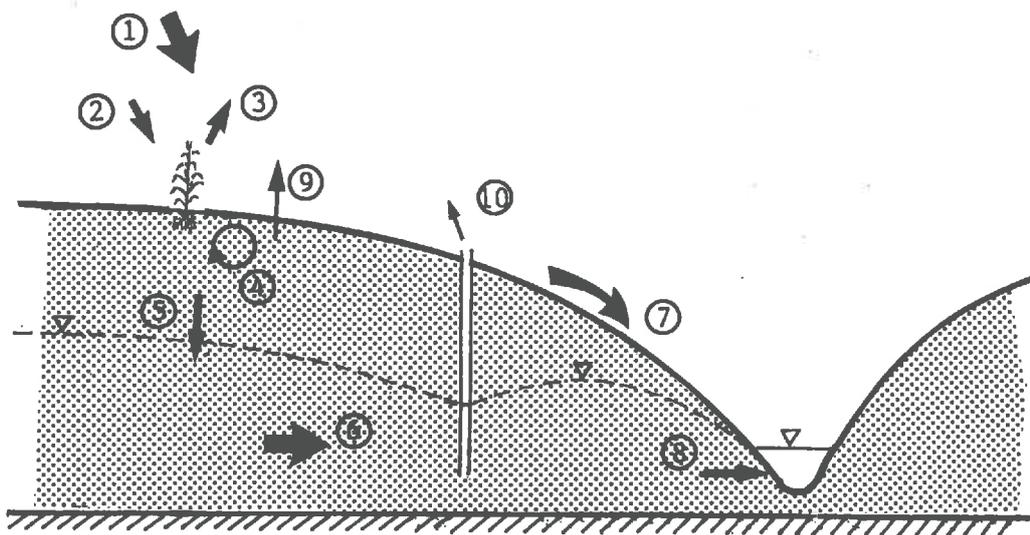
ORGANISATION GENERALE DE LA MODELISATION DU TRANSFERT DES NITRATES

CHAPITRE I ORGANISATION GENERALE DE LA MODELISATION DU TRANSFERT DES NITRATES

Avant d'exposer les organes internes, nous allons d'abord définir dans ce chapitre les articulations externes de notre étude.

A travers les problèmes soulevés dans l'introduction de ce mémoire, nous pouvons voir que la modélisation du transfert des nitrates à l'échelle régionale est une tâche qui nécessite une approche pluridisciplinaire, couvrant l'Hydrologie, l'Hydrogéologie, l'Agronomie et la Biochimie du sol. Plus concrètement, cette modélisation passe par la compréhension et la représentation des différents phénomènes couplés (Fig. I-1):

- le bilan hydrique et l'écoulement de l'eau.
- le cycle et le bilan de l'azote ainsi que le lessivage des nitrates dans le sol.
- la migration des nitrates dans le système aquifère.



- ① précipitation; ② apport en azote (épandage d'engrais);
 ③ prélèvement-exportation par les cultures; ④ transformations
 internes; ⑤ lessivage; ⑥ migration dans la nappe;
 ⑦ transfert en surface; ⑧ échange nappe-rivière; ⑨ retour
 vers l'atmosphère; ⑩ prélèvement par pompage

Figure I-1 Schéma du transfert des nitrates dans un système hydrologique et agricole à l'échelle régionale

La modélisation de l'écoulement de l'eau et de la migration d'une substance soluble conservative en aquifère ont fait l'objet de nombreuses études. Nous sommes partis pour réaliser notre travail d'une approche au moyen de modèles hydrologiques à discrétisation spatiale, matérialisés sous la forme des programmes de calcul "modèle couplé" et NEWSAM qui étaient à notre disposition. Nous avons ensuite développé, selon une approche similaire, un modèle représentant le bilan en azote et le lessivage des nitrates, baptisé MORELN, compatible avec la discrétisation spatiale.

Nous allons au cours du présent chapitre tenter de décrire l'organisation générale de notre modélisation en tenant compte des concepts adoptés pour la modélisation hydrologique. L'exposé du détail concernant le transfert des nitrates proprement dits fera l'objet du chapitre II.

I-1 LE MODELE COUPLE

I-1-1 JUSTIFICATION DU CHOIX DU MODELE

Le transfert des nitrates dans les milieux naturels est, comme celui de toutes les substances réactives, le fait de deux types de phénomènes, à savoir d'une part le déplacement physique de ces substances suivant le mouvement de l'eau et d'autre part les réactions chimiques, physico-chimiques ou encore biochimiques qu'elles subissent le long de leurs parcours. Il est donc nécessaire que nous disposions préalablement d'un modèle d'écoulement de l'eau.

Il existe actuellement en hydrologie et en hydrogéologie d'innombrables modèles d'écoulement de l'eau. Ainsi la première question qui s'est posée à nous concernait le type de modèle que nous devons choisir.

Nous allons répondre à cette question en nous référant aux caractéristiques de la pollution des eaux par les nitrates.

Premièrement, comme nous l'avons déjà dit, il s'agit d'une pollution diffuse. Ainsi les problèmes se posent la plupart du temps à l'échelle régionale. Par conséquent, le modèle que nous allons adopter doit être aussi un modèle régional.

Du fait que le modèle fonctionne à l'échelle régionale, il doit prendre en compte un maximum de phénomènes liés à cette échelle tels que l'hétérogénéité du système et les interactions entre les eaux de surface et les eaux souterraines. Ceci implique, entre autre, une discrétisation spatiale du système et une simulation conjointe des écoulements superficiels et souterrains.

Il est clair aujourd'hui que le mode principal de la contamination des nappes souterraines (phréatiques) par les nitrates est leur lessivage à travers le sol agricole et la zone non saturée où se manifestent les diverses transformations biochimiques

constituant un maillon important du cycle de l'azote. La production des nitrates dans le sol ainsi que le flux de nitrates percolant vers les nappes dépendent directement du comportement de ce sol à l'égard du cycle de l'azote et de la production de l'eau. Ainsi le modèle doit inclure une représentation suffisamment conceptuelle de la production de l'eau dans le sol.

Toutes ces réflexions nous ont conduits à choisir le "modèle couplé", qui nous était accessible.

Nous allons maintenant donner une présentation succincte de ce modèle en dégageant particulièrement les concepts qui seront extraits pour la modélisation du lessivage des nitrates. Une description plus détaillée de l'emploi du "modèle couplé" sera donnée au cours du chapitre V, consacré à une application sur un bassin hydrologique.

I-1-2 PRESENTATION SUCCINCTE DU "MODELE COUPLE"

A) Rappel des principes

Le "modèle couplé" a été conçu et mis au point dans le cadre d'une collaboration franco-québécoise entreprise par le Centre d'Informatique Géologique de l'Ecole des Mines de Paris, le Service Hydrologique de l'ORSTOM et le Département Eau de l'INRS à l'Université du Québec. Ce travail ainsi que ses applications ont fait l'objet d'une thèse de Docteur-Ingénieur (Ledoux, 1980) et de plusieurs publications (Girard et al, 1981; Villeneuve et al., 1982; Ledoux et al., 1984).

Il s'agit d'un modèle régional à discrétisation spatiale qui a pour objectif de simuler conjointement les écoulements de surface et souterrains dans un système hydrologique du type bassin versant.

Une telle approche implique une prise en compte aussi complète que possible des divers phénomènes intervenant dans les différentes étapes du cycle de l'eau à partir du moment où l'eau tombe sous forme de précipitation jusqu'à ce qu'elle sorte aux exutoires du système étudié. Or, nos connaissances sur les mécanismes de ces différents aspects ne sont pas homogènes. Ainsi, certains d'entre eux, tel que l'écoulement de l'eau dans le milieu poreux saturé (nappes souterraines) sont traités par des lois phénoménologiques (ex. la loi de Darcy) et d'autres comme la production de l'eau dans le sol et l'infiltration de celle-ci dans la zone non-saturée sont plutôt approchés de façon globale et empirique par des modèles du type paramétrique. De ce fait le modèle décompose le cycle de l'eau en différentes étapes qui seront considérées comme indépendantes et dont les mécanismes seront contrôlables séparément. Ainsi le modèle, matérialisé par la réalisation de programmes informatiques, est articulé en quatre modules à savoir :

-le programme GEOCOU qui a pour tâche de définir la structure du système à modéliser, c'est à dire sa géométrie (le maillage), la physiographie du domaine de

surface (les altitudes ainsi que le sens du drainage des mailles, l'arborescence du réseau hydrographique, etc.), l'affectation des zones météorologiques (pluie et ETP) et le classement des sols en vue d'établir les différents types de fonction production de l'eau.

-le programme **MODSUR** qui est chargé de calculer le bilan hydrique global, c'est à dire la répartition de la lame d'eau disponible entre le ruissellement, l'évapotranspiration, l'infiltration et le stockage dans le sol. Ce calcul s'effectue pour chaque pas de temps et chaque combinaison de zone météorologique-sol. Nous verrons une description plus détaillée de ce sous modèle dans la section suivante.

-le programme **NONSAT** qui traite le transfert de l'eau dans la zone non-saturée afin d'évaluer l'éventuel retard entre l'infiltration et l'alimentation de la nappe. Notons pourtant que ce programme, optionnel pour l'utilisateur selon les situations précises, n'a pas été utilisé dans nos exemples d'applications.

-le programme **MODCOU** qui réalise finalement la simulation conjointe des écoulements superficiels et souterrains en tenant compte de l'interaction entre les deux à travers le réseau hydrographique (constitué des mailles rivières). Les résultats de cette simulation sont les débits calculés aux exutoires et les niveaux piézométriques de la nappe. Cette partie de modèle est compatible, en ce qui concerne l'écoulement souterrain, avec le modèle NEWSAM que nous présenterons un peu plus loin.

De plus, le modèle est équipé d'un programme **COMPAR**, destiné à comparer d'une part les débits aux exutoires et d'autre part les niveaux piézométriques, calculés et observés.

La figure I-2 schématise l'organigramme global du "modèle couplé". Les liaisons informatiques entre les différents sous-programmes sont assurées par des fichiers magnétiques.

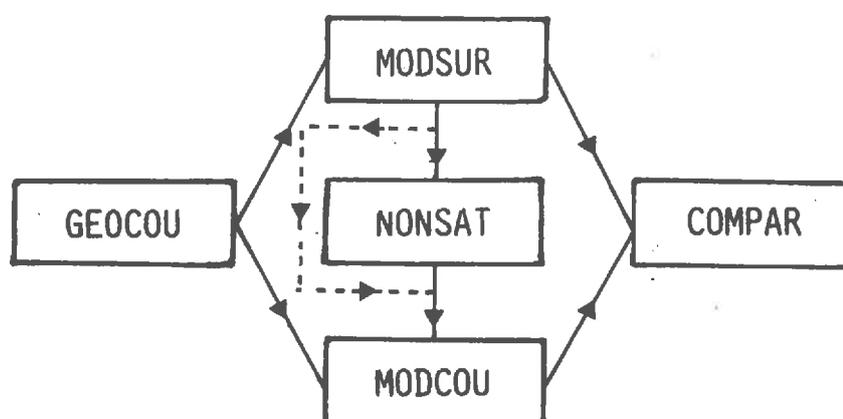


Figure I-2 Organigramme général du "modèle couplé"

Dans la suite du mémoire, nous verrons que la modélisation de la production et du lessivage des nitrates dans le sol qui constitue le noyau de notre travail dépend très étroitement de la modélisation de la production de l'eau dans le sol. Ainsi nous donnons maintenant une description détaillée de cet aspect de modélisation qui est traité par le programme MODSUR du "modèle couplé".

B) La fonction production de l'eau

Il s'agit d'une approche paramétrique simple appartenant à la famille des modèles à réservoirs. Ce choix a été basé sur le fait que les mécanismes physiques régissant le bilan hydrique dans le sol sont tellement complexes que leur prise en compte à l'échelle régionale par un modèle phénoménologique conduirait à une trop grande lourdeur d'application.

La figure I-3 illustre le principe du fonctionnement d'une fonction production de type standard proposé par le modèle couplé.

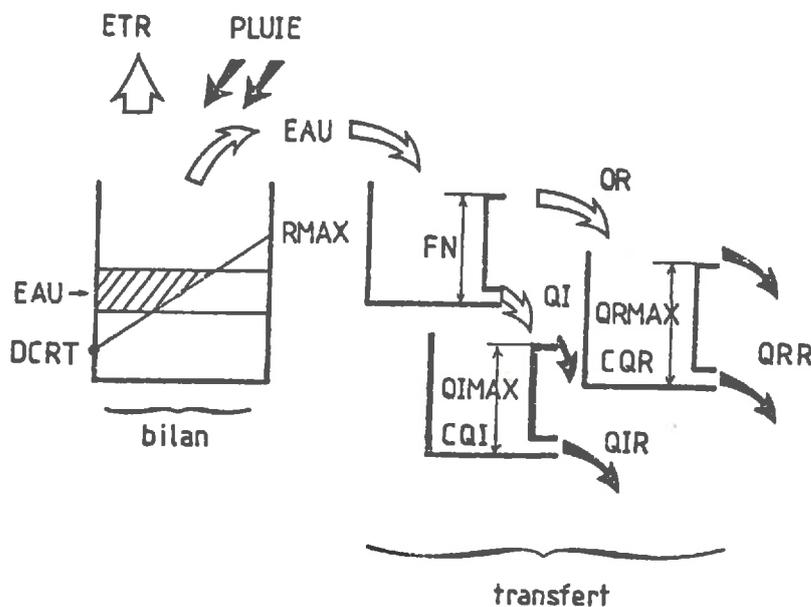


Figure I-3 Fonction production de l'eau du "modèle couplé".

Elle comprend d'abord un réservoir dit "réservoir sol" dans lequel s'effectue le bilan hydrique par répartition des précipitations entre infiltration, ruissellement, évapotranspiration et le stockage. Il est caractérisé par deux paramètres du sol compte tenu de sa couverture :

-**DCRT**: Niveau minimal (en mm) de la réserve en eau dans le sol en-deça duquel aucune quantité d'eau n'est disponible. Ce paramètre, constituant le seuil inférieur de

l'apparition de l'écoulement, règle principalement le rôle des premières pluies survenant après une période de sécheresse.

-RMAX: Niveau maximal (en mm) de la réserve en eau dans le sol au-delà duquel toute pluie précipitée contribue à l'eau disponible (l'écoulement). L'évapotranspiration réelle croît en fonction de ce paramètre qui conditionne ainsi le bilan global.

Le calcul du bilan hydrique est effectué pour chaque pas de temps météorologique à partir de la lame d'eau précipitée P, l'évapotranspiration potentielle ETP et l'état initial du stock en eau R dans le réservoir.

La réserve en eau disponible avant et après la précipitation est calculée respectivement par:

$$RBA = \text{MAX}(R, DCRT) - DCRT \quad (I-1)$$

$$RHA = \text{MIN}(\text{MAX}(R + P, DCRT), RMAX) - DCRT \quad (I-2)$$

L'augmentation de cette réserve est donc:

$$DR = RHA - RBA \quad (I-3)$$

dont la part mise en circulation EAU est réglée d'après une droite liant DCRT et RMAX, ce qui nous conduit à la relation suivante:

$$EAU = DR(RHA + RBA) / (2(RMAX - DCRT)) + \text{MAX}(R + P - RMAX, 0) \quad (I-4)$$

L'évapotranspiration réelle est ensuite prélevée dans la réserve restante après départ de l'eau disponible jusqu'à concurrence de l'évapotranspiration potentielle ETP:

$$ETR = \text{MIN}(R + P - EAU, ETP) \quad (I-5)$$

et la réserve à la fin du pas de temps devient:

$$R = R + P - EAU - ETR \quad (I-6)$$

Un deuxième réservoir a pour tâche de répartir la quantité d'eau mobile (EAU) en une lame ruisselée QR et une lame infiltrée QI au moyen d'un paramètre FN (en mm par pas de temps), la capacité maximale d'infiltration du sol :

$$QI = \text{MIN}(EAU, FN) \quad (I-7)$$

$$QR = EAU - QI \quad (I-8)$$

Ces deux termes peuvent être ensuite modulés par deux réservoirs suivant un mécanisme de vidange exponentielle pour traduire éventuellement un retard avant d'être introduits dans le système hydrologique.

Une fois que nous aurons pu mettre au point le modèle du lessivage de nitrates grâce au couplage de la modélisation de l'évolution de l'azote dans le sol avec celle de la fonction production de l'eau, la fonction d'entrée pour le modèle de transfert des nitrates en aquifère sera établie.

Le modèle couplé ne dispose pas encore de fonction de modélisation du transfert de masse. Nous ferons donc appel au modèle NEWSAM, compatible avec le transfert souterrain du modèle couplé (MODCOU), qui, lui, dispose d'une telle fonction. Nous allons présenter maintenant les traits principaux de ce modèle en nous focalisant sur l'aspect du transfert de masse.

I-2 LE MODELE NEWSAM

Le modèle NEWSAM a été conçu et mis au point au Centre d'Informatique Géologique de l'Ecole des Mines de Paris pour simuler numériquement par la méthode des différences finies les transports d'eau et de masse dans les aquifères multicouches à l'échelle régionale (Ledoux, 1975; Ledoux et Tillie, 1987).

I-2-1 DESCRIPTION GENERALE DU PROGRAMME

Ce programme est organisé en deux étapes (sous-programme):

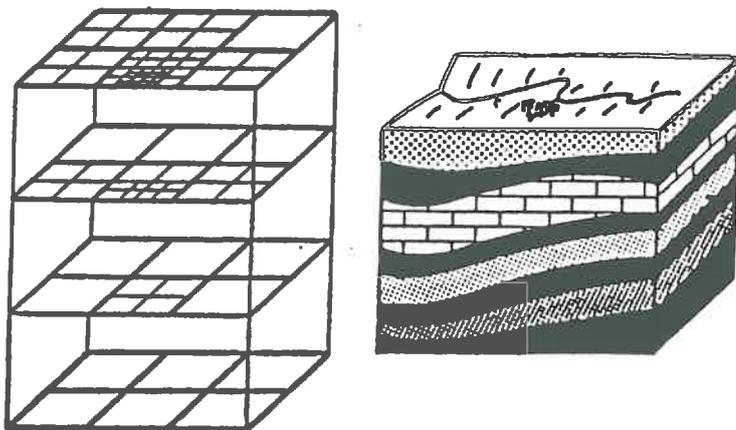


Figure I-4 Schéma de la représentation du système aquifère par le modèle NEWSAM

-ETAPE 1 (GEOSAM) : Cette étape de préparation est destinée à la caractérisation du domaine à modéliser et à la mise en oeuvre de la structure du modèle. Elle concerne,

verticalement, la division du système aquifère en une ou plusieurs couches et, horizontalement, le maillage de chacune des couches. Rappelons que le modèle utilise des mailles carrées emboîtées de dimensions variables dans l'espace, comme le "modèle couplé".

-ETAPE 2 (NEWSAM) : Cette étape assure l'introduction des paramètres régissant les phénomènes pris en compte par le modèle et l'exécution des calculs proprement dits sur la structure définie à l'étape 1. Les calculs sont conduits en intégrant, par la méthode des différences finies, les équations aux dérivées partielles caractérisant l'écoulement de l'eau (équation de diffusivité) et le transport de masse en solution (équation de dispersion réduite au terme de convection). Ces équations sont bidimensionnelles à l'intérieur d'une couche et couplées par des équations verticalement monodimensionnelles décrivant la drainance à travers les couches semi-perméables, ce qui donne une description quasi-tridimensionnelle du système aquifère (Fig. I-4).

I-2-2 LES EQUATIONS

Nous donnons maintenant une description plus détaillée des équations qui seront résolues par le modèle NEWSAM.

A) Transfert de l'eau

Basée sur la loi de Darcy et l'équation de continuité, compte tenu des échanges avec l'extérieur, l'équation de diffusivité bidimensionnelle revêt pour chacune des couches du système aquifère la forme suivante:

$$\frac{\partial}{\partial x} (T_x \frac{\partial h}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (T_y \frac{\partial h}{\partial y}) + q + q_h + q_b = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (I-9)$$

- où
- $h(x,y,t)$: potentiel hydraulique (charge ou niveau piézométrique).
 - T_x, T_y : transmissivité selon les directions Ox et Oy admises comme directions principales de l'éventuelle anisotropie.
 - S : coefficient d'emmagasinement.
 - q : débit échangé par unité de surface avec l'extérieur du système aquifère (autre que la drainance).
 - q_h, q_b : débit de drainance échangé avec la couche supérieure et inférieure à travers le semi-imperméable.

Le terme q représente, selon son signe, le débit pompé ou injecté (flux imposé) ou encore le drainage dans deux sens (flux proportionnel à la perte de charge). Tandis que les termes q_h et q_b sont calculés en négligeant la capacité de stockage du semi-perméable selon une hypothèse de drainance verticale et proportionnelle à la différence de charge entre les couches.

Le système d'équations ci-dessus sera d'abord discrétisé par la méthode des différences finies et ensuite résolu par une méthode itérative ou directe (Ledoux et Tillie, 1987).

B) Transfert de masse

Avant de donner l'équation du transfert de masse résolue par NEWSAM, nous indiquons quelques éléments de discussion sur les problèmes spécifiques liés à la modélisation à l'échelle régionale du transport de matière en aquifère.

L'approche la plus usuelle pour modéliser le transport d'un soluté conservatif en milieux poreux est celle basée sur la théorie de la dispersion. Cette dernière conception a été introduite pour décrire la déviation de la vitesse réelle du déplacement des particules (eau et soluté) par rapport à la vitesse convective moyenne déterminée sur une section par le biais de la vitesse de Darcy, cette dernière étant la seule directement accessible à l'expérience. Cette déviation, ou dispersion est essentiellement due, à part le phénomène de la diffusion moléculaire qui est généralement négligeable, à l'hétérogénéité de la conductivité hydraulique du milieu poreux à différentes échelles: à l'intérieur d'un pore; de pores à pores et d'une unité géologique à l'autre. La dispersion ne traduit donc, la diffusion moléculaire étant négligeable, rien de plus que l'hétérogénéité de la convection.

Les développements théoriques (Taylor, 1953; Scheidegger, 1961; Bear, 1972; cités par Anderson, 1984) ont abouti à une formulation du type de la loi de Fick pour la quantification de ce phénomène. Ainsi, l'équation classique du transport d'un soluté conservatif en milieux poreux saturés s'écrit :

$$\text{div} (D \text{ grad } C) - \text{div} (UC) = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (\text{I-10})$$

- avec
- C : concentration en soluté.
 - U : vitesse moyenne de pores, pouvant être liée à la vitesse de Darcy V par $U = V/n$, n étant la porosité cinématique.
 - D : tenseur de dispersion, pouvant être lié au tenseur de dispersivité α par $D = d + |U|\alpha$, d étant le coefficient de diffusion moléculaire en milieux poreux.

Si cette approche semble être bien adaptée à l'interprétation des expériences en colonne au laboratoire et, à un moindre degré, à celle des essais de traçage à l'échelle locale, elle souffre cependant de difficultés quant à son application à l'échelle régionale. On observe en effet que la valeur de la dispersivité, paramètre considéré habituellement comme intrinsèque du milieu, augmente avec la distance (ou le temps) de parcours (Lallemand-Barres et Peaudecerf, 1978; cité par Anderson, 1984; Dieulin, 1980). Ainsi les valeurs de ce paramètre obtenues avec les essais de traçage in situ sont de quelques ordres de grandeurs supérieures à celles obtenues avec les expériences en colonne au laboratoire. Les études théoriques basées sur l'analyse stochastique

indiquent que le phénomène de dispersion peut très bien ne pas obéir à la loi de Fick et que selon les conditions de l'hétérogénéité du milieu, il peut exister ou non un régime asymptotique de dispersion caractérisé par une valeur limite de la dispersivité. Cependant, même dans le cas où ce régime asymptotique existe, la distance de parcours acquise atteint plusieurs centaines de mètres, (Matheron et Marsily, 1981; Marsily, 1986), une distance sur laquelle on ne dispose presque jamais de résultats expérimentaux.

Outre cette difficulté dans l'identification du paramètre régissant la dispersion (la dispersivité), on peut aussi se poser la question suivante: Quel est le rôle de la dispersion par rapport à la convection? La réponse dépend bien sûr de conditions particulières. Cependant, si la dispersion joue un rôle important dans la propagation des polluants d'origines ponctuelles qui est caractérisée par un fort gradient en concentration au voisinage de son front, elle devient moins importante pour la propagation des polluants d'origines diffuses, ce qui est notre cas, où il n'existe pas vraiment de fronts ni de forts gradients en concentration et où l'étalement de la concentration dans l'espace est essentiellement dû à la distribution spatiale des apports.

C'est pourquoi il paraît tolérable et réaliste de prendre en compte uniquement la convection dans la modélisation à l'échelle régionale du transport de pollutions d'origine diffuse.

En ce qui concerne la physico-chimie et la biochimie des nitrates dans les nappes souterraines, ces ions ne subissent pas de rétention par la phase solide et ils sont normalement stables sauf en cas d'une dénitrification (voir II-1-2 et Gillham and Cherry, 1978; Mariotti, 1986) provoquée par une chute importante de la teneur en oxygène (au passage de la zone phréatique à la zone captive, par ex.) ou par une croissance importante de la demande en oxygène (présence de bactéries dans la nappe, par ex.). Ainsi, nous considérerons en principe les nitrates comme traceur parfait pendant leur migration dans les nappes souterraines.

Finalement, pour un écoulement bidimensionnel dans un repère Ox, Oy et en négligeant les phénomènes de dispersion, NEWSAM résout l'équation suivante:

$$e \left[\frac{\partial}{\partial x} (v_x C) + \frac{\partial}{\partial y} (v_y C) \right] + e \cdot n \cdot \frac{\partial C}{\partial t} + \phi_h + \phi_b + \phi = 0 \quad (I-11)$$

avec

- e : épaisseur de la nappe aquifère.
- ϕ_h et ϕ_b : flux de masse prélevé algébriquement par unité de surface (pompage ou injection dans la nappe).
- ϕ : flux de masse échangés avec les couches semi-perméables supérieure et inférieure par drainance.
- n , C et V : mêmes que dans l'équation (I-10).

Cette équation fait intervenir des flux d'eau entre couches et aux limites qui ont été préalablement déterminés par résolution de l'équation d'écoulement. L'équation de transfert est résolue par une méthode numérique en différences finies selon le même principe que pour l'écoulement (Ledoux et Tillie, 1987).

La mise en oeuvre du modèle NEWSAM sera explicitée sur l'exemple traité au chapitre V.

I-3 ORGANISATION GENERALE DE LA MODELISATION DU TRANSFERT DES NITRATES

Notre idée de départ était d'équiper le "modèle couplé" d'une fonction de simulation du transfert d'un polluant d'origine agricole tel que les nitrates.

Dans un système hydrologique complet tel que celui représenté par le "modèle couplé", nous pouvons distinguer, suivant les lieux de séjour, quatre catégories de transfert :

- le transfert dans le sol, essentiellement régi par le bilan en azote déterminé par les pratiques culturales, le bilan hydrique et les facteurs climatiques.
- le transfert dans la zone non-saturée, traduisant le retard entre la sortie du sol et l'entrée dans l'aquifère.
- le transfert dans le système aquifère, régissant la répartition spatiale et l'évolution dans le temps de la concentration en polluant.
- le transfert en surface notamment dans le réseau hydrographique (rivière) qui peut être interactif avec la nappe souterraine.

Le point clef réside dans le premier type de transfert où se règle la production de nitrates définissant la fonction d'entrée en polluant dans le système. L'élaboration et la validation du modèle représentant cette fonction (modèle MORELN) constitue l'essentiel de notre apport personnel.

Le transfert dans la zone non-saturée ne sera traité que de façon simpliste dans nos exemples d'études et fera un des objets de la poursuite du travail.

La modélisation du transfert des nitrates au sein du système aquifère sera assurée par le modèle NEWSAM, dont le principe vient d'être exposé.

Le modèle du transfert dans le réseau hydrographique, couplé avec celui dans la nappe souterraine, n'est, au stade actuel, pas encore achevé et mérite aussi d'être poursuivi.

La figure I-5 schématise l'organigramme global de notre modélisation.

En résumé, l'étude du transfert des nitrates à l'échelle régionale du bassin versant que nous envisageons comportera la démarche suivante :

- construction et calage d'un modèle couplé hydrologique permettant de déterminer les flux d'eau entre les différents compartiments concernés par la migration des polluants : sol, zone non-saturée, système aquifère.
- établissement du bilan en azote dans le sol et la simulation du cycle de l'azote ainsi que le calcul du lessivage des nitrates.
- simulation du transfert et calcul de la concentration dans les nappes.

Un exemple d'application de cette méthodologie sera donné dans le chapitre V de ce mémoire.

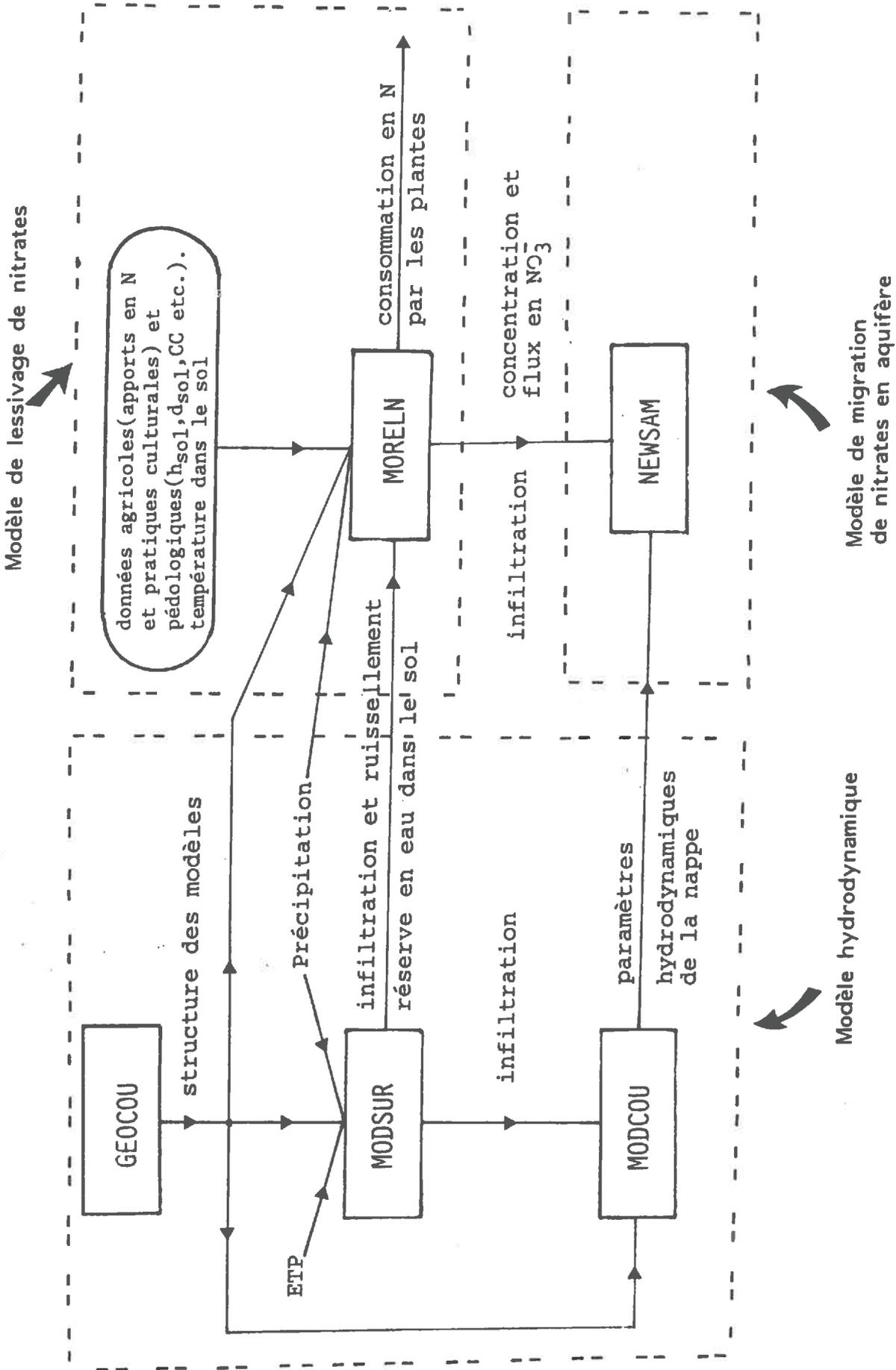


Figure 1-5 : Organigramme de la modélisation du transfert de nitrates

CHAPITRE II

CYCLE DE L'AZOTE ET ELABORATION DU MODELE MORELN

CHAPITRE II CYCLE DE L'AZOTE ET ELABORATION DU MODELE MORELN

II-1 LE CYCLE DE L'AZOTE

II-1-1 GENERALITES

L'azote existe pratiquement en tout lieu dans la nature, dans l'atmosphère, l'hydrosphère, la biosphère et la lithosphère. Notons tout particulièrement qu'il compose presque 80% de la masse atmosphérique.

D'autre part, l'azote existe sous différentes formes chimiques. On trouve alors N_2 (Valence Chimique = 0), N_2O (V.C. = +1), NO (V.C. = +2), NO_2^- (V.C. = +3), NO_3^- (V.C. = +5), NH_3 (V.C. = -3); NH_4^+ (V.C. = -3) et bien sur l'azote organique qui constitue la forme la plus importante (plus de 95%) de l'azote dans le sol que nous allons étudier plus particulièrement.

Ainsi, l'azote peut, sous des moteurs naturels ou artificiels, se transformer d'une forme à l'autre, migrer d'un endroit à l'autre avec ou sans changement de forme chimique. On appelle l'ensemble de la chaîne de ces processus le cycle de l'azote.

De très nombreux schémas, plus ou moins voisins, ont été proposés pour illustrer ce cycle de l'azote. Nous en donnons ici quelques uns à titre d'exemples (Fig. II-1). Notons que la différence essentielle entre eux dépend du degré de la complexité introduite dans la présentation de l'azote organique.

Dans un certain sens, on peut considérer que c'est la fixation biologique de l'azote atmosphérique qui initialise le cycle de l'azote. Elle constitue en effet l'origine de l'azote organique du sol qui, lui, peut subir des dégradation biochimiques au cours desquelles l'azote passe à l'état minéral (la minéralisation ou l'ammonification). Pour continuer le cycle, l'azote minéral peut être lessivé par l'eau, retourner à l'atmosphère par des voies gazeuses (la dénitrification et la volatilisation), être prélevé par les racines des plantes (l'assimilation ou l'absorption ou encore le prélèvement), ou encore, se retransformer en azote organique (l'immobilisation ou la réorganisation).

Notons de plus le rôle important dans ce cycle de l'azote de la fixation industrielle chimique liée à la fabrication des engrais et à leur épandage sur le sol. En fait, si au niveau du globe c'est la fixation biologique naturelle qui constitue l'apport principal de l'azote du sol, ce sont les apports artificiels sous forme d'engrais ou de rejets d'eaux usées qui prédominent largement dans les zones d'activités humaines et

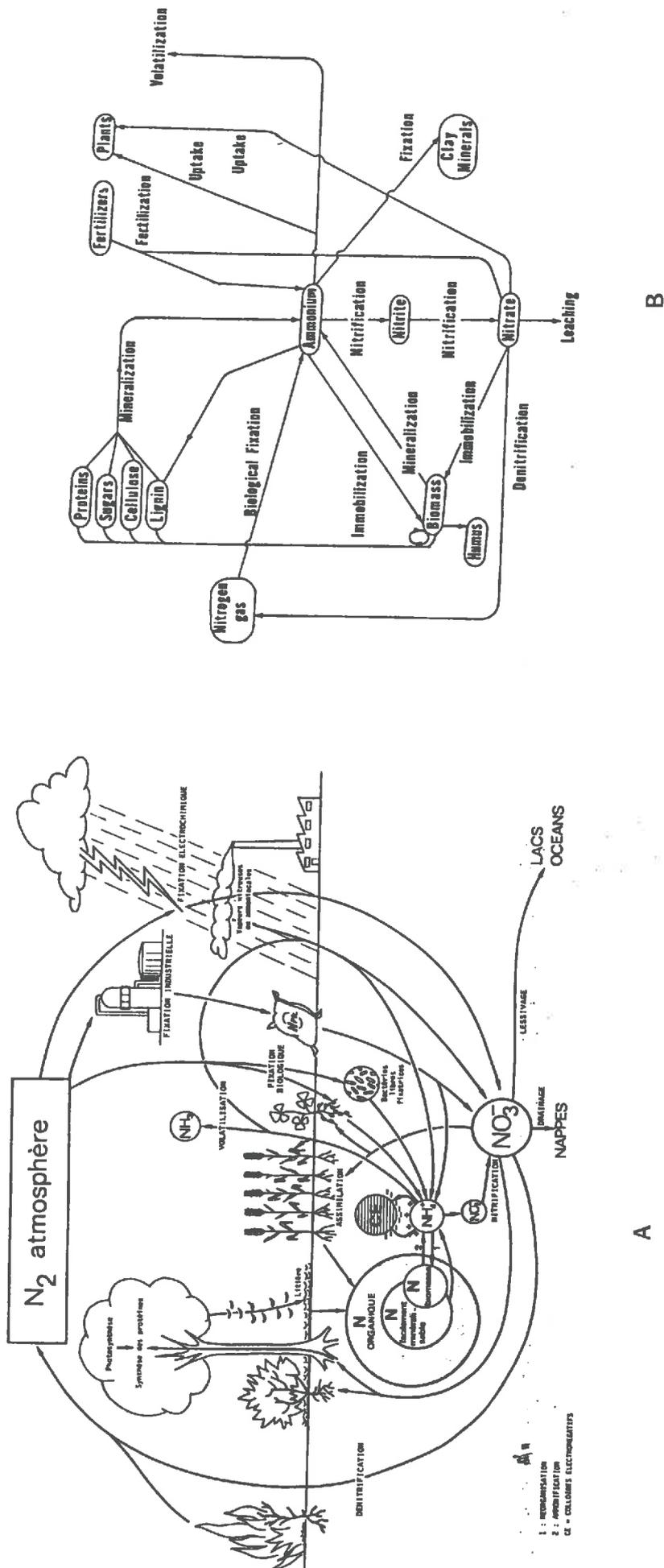


Figure 11-1 : Schéma du cycle de l'azote

A : d'après Mariotti (1982)

B : d'après Frissel and Van Veen (1978)

plus particulièrement, pour ce qui concerne notre objectif d'étude, dans les zones rurales.

Comme nous allons décrire plus en détail, à part la précipitation, le lessivage et les apports artificiels, tous les autres processus du cycle de l'azote sont le fait des activités biologiques, déterminées notamment par les micro-organismes du sol et par les plantes.

II-1-2 DESCRIPTION DES PROCESSUS DU CYCLE DE L'AZOTE DANS LE SOL

Basés sur les travaux de très nombreux auteurs, nous donnons un autre schéma (Fig. II-2) pour présenter le cycle de l'azote dans le sol, mieux adapté à l'objectif de modélisation que nous poursuivrons.

Dans ce schéma, nous classons les processus en trois catégories selon le rôle de chacun pour le système sol-eau-plante: les processus gouvernant les entrées, les sorties et les processus internes. Nous en donnons maintenant une description suivant ce classement.

A) Les processus gouvernant les entrées en azote

(1) la fixation biologique est le passage de l'azote atmosphérique (sous l'état N_2) en l'azote combiné sous l'action de certains microorganismes du sol. On parle alors de la fixation symbiotique par bactéries vivant en association avec des végétaux supérieurs (ex. *rhizobium* avec les légumineuses) et de la fixation non-symbiotique par bactéries libres (ex. *azotobacter*, *clostridium*). L'estimation de l'ampleur de ce processus, mécanisme principal de la constitution de l'azote organique du sol au niveau du globe, reste cependant toujours une tâche très difficile à cause des difficultés dans les mesures *in-situ* et de l'insuffisance de notre connaissance sur ce phénomène. Sous conditions naturelles et selon le type de culture, la quantité d'azote fixée peut varier de quelques dizaines à quelques centaines de kg/ha/an (Nutman, 1965). D'après les données observées en Angleterre (CWPU, 1977), que l'on peut sans doute considérer comme un cas supérieur à la moyenne en raison de l'importante occupation du sol par les prairies, cette quantité se situerait entre 50 à 120 kg/ha/an. En fait, on peut se demander si l'ampleur de ce processus de fixation naturelle ne sera pas diminuée en condition de fertilisation humaine.

(2) les précipitations peuvent apporter l'azote inorganique (NO_3^- et NH_3). Les quantités restent très mal connues par manque de mesures. Mais cet apport semble être relativement mineur. Toujours d'après les données recueillies en Angleterre (CWPU, 1977), il se situerait la plupart du temps entre 10 et 20 kg/ha/an avec une tendance à l'augmentation en zone urbaine.

(3) les apports artificiels sont les plus importants en zones d'occupation humaine et sont à l'origine de la pollution azotée. Pour ce qui nous concerne, c'est surtout l'épandage

Formes et transformations
d'azote dans le sol

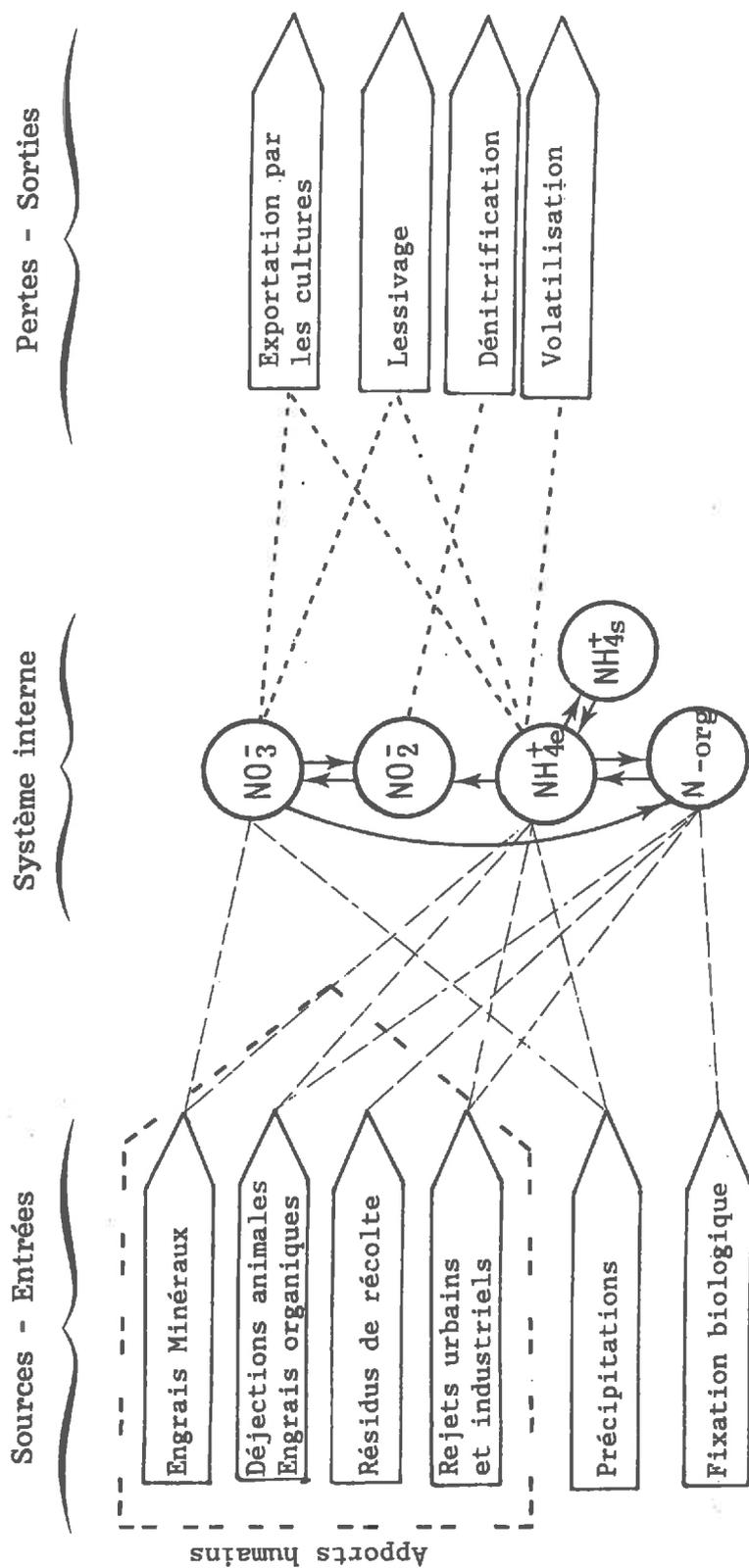


Figure II-2 : Schéma du cycle de l'azote dans le sol

d'engrais sur le champ, aussi bien d'engrais minéraux industriels (contenant NO_3^- et NH_4^+) que d'engrais organiques animaux (N organique et ammoniacal). Suivant les régions et les pratiques culturales, cet apport varie de moins de 100 à plus de 200 kg/ha par cycle de culture avec une croissance générale dans le temps depuis ces derniers 30 ans. L'apport issu des rejets ponctuels (des eaux usées), industriels ou domestiques, dans les zones urbaines ne sont pas pris en considération dans cette étude.

B) Les processus gouvernant les sorties en azote

(1) la dénitrification est une destruction (réduction) de l'azote nitrique (N-NO_3^-) par des bactéries anaérobies ou par des réactions oxydo-réductrices en milieux réducteurs. En effet, sous ces conditions, les nitrates sont utilisés comme source d'oxygène, Cette réaction ne peut donc avoir lieu que dans le cas d'un important manque en oxygène. Une caractéristique particulière de cette réaction est son instantanéité, ce qui rend difficile la mise en évidence et la mesure sur le terrain. Tandis que les quantités en jeu seraient de l'ordre de 15 à 20 kg N/ha/an dans un sol agricole (Hénin, 1980).

(2) la volatilisation est la transformation de l'azote ammoniacal du sol en l'azote atmosphérique. Une condition venteuse et une alcalinité du sol seraient favorables à cette réaction. Pourtant, on ne dispose que de très peu de mesures.

(3) le prélèvement (l'absorption, l'assimilation) par les plantes: Les végétaux extraient par leurs racines l'azote minéral du sol pour leur croissance. Cette extraction concerne de préférence l'azote nitrique du fait qu'une grande partie de l'azote ammoniacal est fixé sur la phase solide et donc non-disponible pour les plantes. Ce processus est bien évidemment influencé par de très nombreux facteurs tant naturels, comme le climat (la précipitation et la température) et les propriétés du sol, qu'humains, comme l'irrigation, le travail du sol et bien entendu la fourniture en azote associée à d'autres éléments nutritifs. En fonction des types de cultures, son ampleur peut varier de moins de 100 à 200, voire 300 (prairies) kg N/ha/an.

(4) le lessivage: Comme le prélèvement de l'azote par les plantes, ce processus concerne théoriquement tout l'azote minéral. Cependant, pour les mêmes raisons que celles indiquées ci-dessus, NH_4^+ est en fait peu lessivable par l'eau d'infiltration. Par contre les NO_3^- , ayant une grande solubilité (1500 g NO_3^-/l à 20°C) et une charge électrique négative, sont parfaitement lessivables et ne subissent pas de rétention de la part du milieu pendant leur transfert. Le flux de lessivage, un flux à minimiser tant pour l'économie des engrais que pour la protection de la qualité des nappes souterraines, dépend directement de la réserve en azote (nitrates plus particulièrement) et du régime de l'eau dans le sol qui sont, eux, influencés par des facteurs climatologiques, pédologiques et agronomiques. Ce flux subit de fortes variations régionales et saisonnières. En France, la valeur annuelle moyenne est de l'ordre de 25 à 30 kg N/ha/an (Hénin, 1980). Ce processus entre en compétition avec le prélèvement par les plantes, ce qui constitue le coeur de notre problème.

C) Les processus gouvernant les transformations internes

(1) l'ammonification (la minéralisation): C'est la transformation de l'azote organique en l'azote minéral sous l'effet des activités microbiennes (bactéries-champignons). Avec la nitrification, ce processus est d'une grande importance agronomique, car il fournit de l'azote minéral assimilable par les plantes. Il peut avoir lieu dans de très vastes conditions, mais une bonne aération (donc présence d'oxygène), une température tiède et une humidité moyenne sont favorables. D'autre part, la vitesse de cette transformation dépend aussi de la composition de l'azote organique qui est en général très hétérogène. Avec un taux de minéralisation de la matière organique de l'ordre de 2-3% par an, l'ampleur de ce phénomène peut être estimé à 150-200 kg N/ha/an dans un sol cultivé (Hémin,1980).

(2) la nitrification est l'oxydation de l'azote ammoniacal en l'azote nitrique en présence des bactéries aérobies (du genre *nitrobacter*). Elle contient en fait deux étapes: la nitritation (transformation de l'ammonium en nitrites: $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$) et la nitratisation (transformation des nitrites en nitrates: $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$). La deuxième étape est généralement beaucoup plus rapide que la première, ce qui explique la fugacité des nitrites dans la nature. Les conditions de l'avancement de ce processus sont presque les mêmes que celles de la minéralisation avec néanmoins une plus grande exigence en oxygène. L'ampleur du phénomène est sensiblement équivalente à celle de la minéralisation.

(3) la réorganisation (l'immobilisation): Contrairement à la minéralisation, c'est le passage de l'azote minéral (ammoniacal et nitrique) en l'azote organique grâce aux micro-organismes (champignons et bactéries). Notons que la forme préférentiellement assimilée par ces micro-organismes est le plus souvent la forme ammoniacale (Mariotti, 1982). Cette immobilisation peut atteindre quelques dizaines de kg N/ha/an.

(4) l'adsorption-désorption de l'ammonium: Comme pour tout d'autre cation, une partie des ions ammonium (NH_4^+) est fixée, par mécanisme d'échange d'ion, sur les grains de sol (surtout dans un sol argileux) ou/et les particules organiques (les humus) électronégatifs. Le terme adsorption-désorption est utilisé pour désigner l'échange entre la phase liquide et la phase solide. Il convient de noter que l'accessibilité de l'ammonium adsorbé à la métabolisation (nitrification, assimilation) est nettement moins grande que celle de l'ammonium libre dans l'eau.

II-2 ELABORATION DU MODELE DE LESSIVAGE LE MODELE MORELN

Sur la base de la présentation ci-dessus, nous allons élaborer un modèle qui nous permettra de simuler le lessivage de nitrate dans un sol agricole à destination des nappes aquifères. Nous commencerons par quelques remarques préliminaires pour arriver à l'élaboration du modèle proprement dit.

II-2-1 HYPOTHESES SIMPLIFICATRICES DE LA MODELISATION

Au cours de la présentation du cycle de l'azote, nous avons pu remarquer qu'il est d'une extrême complexité. Compte tenu de l'insuffisance de notre connaissance actuelle sur certains phénomènes, du manque de données pour leurs prises en compte dans une modélisation très détaillée et leurs importances les uns par rapport aux autres, nous ferons les simplifications suivantes afin de rendre possible la modélisation.

(1) En général, on ne dispose pas de données sur la composition de l'azote organique du sol. Ainsi nous la considérerons comme homogène et présente sous forme unique dont la composition moyenne reflète la partie minéralisable sur l'échelle du temps considérée par la simulation.

(2) L'état actuel des connaissances et de la disponibilité des données ne semble pas permettre une prise en compte satisfaisante des phénomènes d'échange sol-atmosphère dans la modélisation. Nous allons pour cette raison supposer que les termes d'entrée (précipitation + fixation biologique) et les termes de sortie (dénitrification + volatilisation) se compensent globalement.

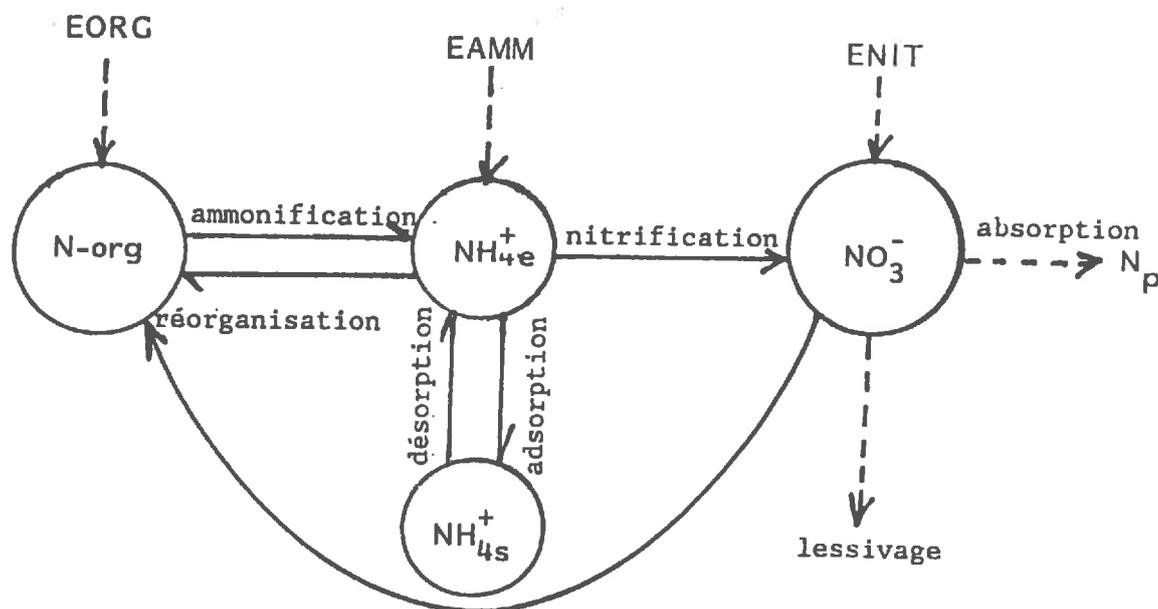


Figure II-3 Schéma du cycle de l'azote simplifié pour la modélisation

(3) Du fait de la rapidité de la nitratisation vis-à-vis de la nitrification, nous allons considérer que la nitrification se fait en une seule étape gouvernée par la vitesse la plus lente (donc celle de la nitrification). En d'autres termes, nous allons négliger la forme nitreuse (NO_2^-) dans la représentation du cycle de l'azote. Cette hypothèse,

utilisée par la plupart des auteurs, a été en fait validée par Ardacani et al. (1974) dans une étude de cinétique de l'oxydation de l'ammonium et du nitrite dans le sol.

(4) Enfin, nous ferons l'hypothèse que les processus de prélèvement par les plantes et de lessivage par l'eau ne concernent que les nitrates.

Nous pouvons remarquer en fin de compte que les deux premières hypothèses semblent être les plus discutables.

Sous ces quatre hypothèses, le schéma du cycle de l'azote pour notre modélisation se simplifie comme montré dans la figure II-3.

II-2-2 LES APPROCHES QUANTITATIVES ELEMENTAIRES

Il convient maintenant de présenter l'approche utilisée pour la quantification de chaque processus pris en compte dans le schéma du cycle de l'azote retenu ci-dessus (Fig. II-3).

A) Adsorption-désorption d'ammonium

Nous adoptons une relation d'équilibre linéaire et instantanée entre l'ammonium dissous dans la phase liquide et adsorbé dans la phase solide (Cho, 1971; Selim et Iskandar, 1981 Tillotson and Wagenet, 1982) qui est décrite par :

$$(\text{NH}_4^+)_s = K_d(\text{NH}_4^+)_e \quad (2-1)$$

avec $(\text{NH}_4^+)_s$: l'ammonium adsorbé
 $(\text{NH}_4^+)_e$: l'ammonium dissous
 K_d : le coefficient de distribution.

ou encore :

$$(\text{NH}_4^+)_e = (\text{NH}_4^+) / (1 + K_d) \quad (2-2)$$

$(\text{NH}_4^+) = (\text{NH}_4^+)_e + (\text{NH}_4^+)_s$ représente l'ammonium total dans le sol.

A l'appui de cette approche, nous pouvons citer les résultats d'expérience de Mariotti (1982) (sur un sol limoneux) où il est observé qu'au bout de 5 minutes d'expérimentation la quantité de NH_4^+ fixé a atteint 72% de la fixation totale et un quasi-équilibre s'est établi après cette première phase de fixation.

En toute rigueur, le coefficient de distribution doit dépendre de la température. A part quelques études à très hautes températures (quelques centaines de °C) sur le comportement de l'ammonium fixé (Grim, 1968), on ne dispose pratiquement pas de résultats expérimentaux sur la variation de ce coefficient en fonction de la

température (Bourg; Morel; communications personnelles), bien que ce coefficient soit très utilisé de manière générale en Physico-Chimie du milieu poreux.

B) Autres transformations biochimiques internes

Pour les transformations biochimiques internes prises en compte par le modèle (l'ammonification, la nitrification et les réorganisations), nous prenons, comme la plupart des auteurs (Cho, 1971; Misra et al., 1974; Watts et Hanks, 1978; Mehan et Tanji, 1974; Selim et Iskandar, 1981; Prat, 1982; Tillotson and Wagenent, 1982), une cinétique de réaction du premier ordre formulée par :

$$dC/dt = -kC \quad (2-3')$$

avec C : concentration en azote pour une forme chimique donnée.
k : coefficient de vitesse de réaction pour une cinétique du premier ordre.

Cette approche peut être démontrée à partir d'une cinétique enzymatique sous l'hypothèse que le sol est riche en biomasse. Nous supposons que cette hypothèse est toujours validée dans nos zones d'études, où se pose le problème de nitrates et donc où le sol doit être bien enrichie. Notons que de nombreux résultats d'études isotopiques du cycle de l'azote (Mariotti, 1982) ont montré l'adéquation satisfaisante, en cas normal, de cette approche pour ces processus.

Nous pouvons très bien transformer l'équation (2-3') en :

$$dM/dt = -kM \quad (2-3)$$

où M est la teneur en un élément azoté dans le sol (kg N/ha).

Nous utiliserons désormais cette dernière équation au cours de la mise en forme du modèle pour la commodité dans la conversion des unités, car les données d'entrée et de sortie ainsi que la réserve en azote que nous recueillerons sur le terrain sont la plupart du temps exprimées en terme de kg N/ha.

C) Prélèvement de nitrates par les plantes

Le flux de ce prélèvement est fonction d'une part du besoin de la plante en azote et d'autre part de la possibilité de satisfaire à ce besoin, c'est à dire la teneur en nitrates du sol.

Le besoin de la plante en azote pour une espèce donnée varie, quant à lui, en fonction du stade végétatif, des conditions agronomiques et des autres facteurs pédoclimatiques. Ainsi pour une même culture, l'évolution de sa consommation en

nitrate peut être différente suivant les conditions, comme cela est illustré par la figure II-4-A.

Nous donnons d'abord quelques définitions :

-la condition optimale est définie comme celle sous laquelle tous les facteurs sont optimums pour le développement d'une plante. La consommation en azote correspondant à cette condition est appelée la consommation potentielle.

-la condition pseudo-optimale: on se trouve sous certaine condition agronomique réelle, mais toujours avec une teneur en nitrates suffisante pour le besoin de la plante. La consommation sous cette condition est appelée la consommation pseudo-potentielle.

-la condition réelle est celle que l'on rencontre réellement dans la pratique et on appelle la consommation correspondante la consommation réelle.

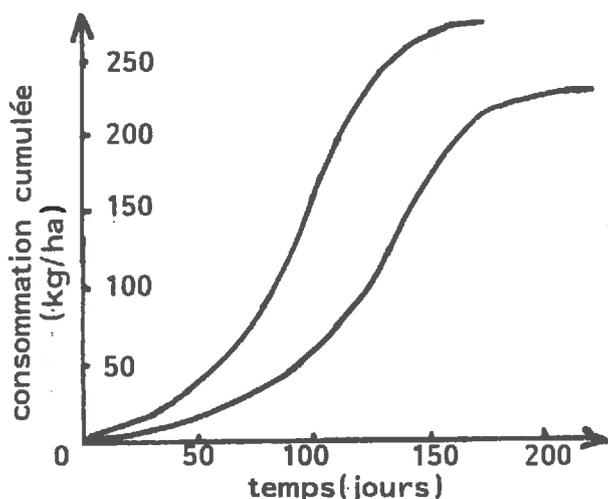


Figure II-4-A Courbes de consommation en NO_3^-
Coordonnées réelles

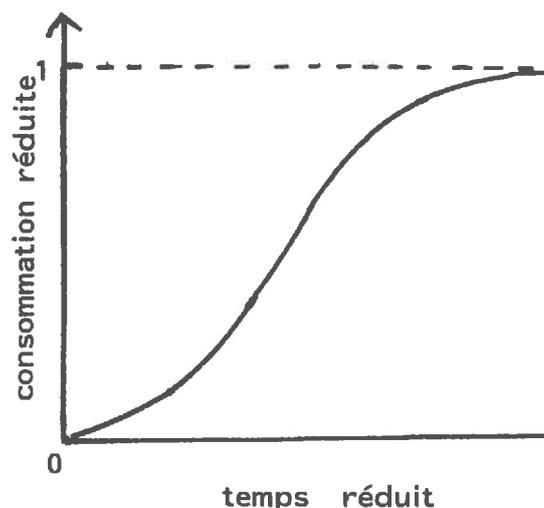


Figure II-4-B Courbe de consommation en NO_3^-
Coordonnées adimensionnelles

Nous allons traiter les problèmes progressivement.

Sous la condition optimale, la consommation ne dépend que du type de culture et on a une courbe unique pour une culture donnée. On peut donc exprimer l'évolution de la consommation comme une fonction seulement du temps.

Soit $F_p(t)$ la consommation cumulée (en kg N/ha) à l'instant t , on a :

$$F_p(t) \cdot t = T = B_0 \quad (2-4)$$

et le flux de prélèvement (kg N/ha par pas de temps) est

$$f_p(t) = dF_p(t)/dt \quad (2-5)$$

avec T : durée totale de la vie de la culture.
 B_0 : consommation totale par cycle de culture (kg N/ha).

Sous la condition pseudo-optimale, les fonctions $F_p(t)$ et $f_p(t)$ sont influencées, cette fois ci, par les facteurs de l'environnement. Il ne semble pas possible à l'heure actuelle de formuler de telles fonctions en tenant compte des variations de ces facteurs. Par contre, nous pouvons assez raisonnablement supposer qu'à un même stade végétatif, défini ici par t/T , les cultures d'une même espèce ont le même taux de consommation en azote, bien que les conditions agronomiques, et par conséquent les durées de vie des cultures et les consommations réelles soient différentes. C'est-à-dire si on passe des coordonnées réelles aux coordonnées adimensionnelles (pourcentage de la consommation en fonction de celui de la durée de vie de la culture) dans la figure II-4, les deux courbes se superposent et on a toujours une seule courbe adimensionnelle (Fig. II-4-B).

Nous pouvons donc exprimer l'évolution de la consommation réduite en fonction seulement du temps réduit et cette fonction sera donnée une fois que les dates de semis et de récolte sont fixées.

Soit $F'_{pp}(t')$ la consommation cumulée réduite (en pourcentage), on a :

$$F'_{pp}(t') \cdot t' = 1 \quad (2-6)$$

avec $t' = t/T$.

Il en vient le flux de prélèvement réduit (t'^{-1}) :

$$f'_{pp}(t') = dF'_{pp}(t')/dt' = (1/T)(dF'_{pp}(t')/dt') \quad (2-7)$$

et le flux de prélèvement est :

$$f_{pp}(t) = Bf'_{pp}(t') = Bf'_{pp}(t/T) \quad (2-8)$$

B étant la consommation totale pseudo-potentielle.

Pour simplifier la terminologie, nous appellerons B , $F'_{pp}(t/T)$, $f'_{pp}(t/T)$ et $f_{pp}(t/T)$ potentielles (et non plus pseudo-potentielles).

La consommation totale potentielle pourra être évaluée sur le terrain. Il nous reste maintenant à chercher la fonction de flux potentiel de prélèvement réduit $f'_{pp}(t/T)$.

Nous devrions peut-être disposer d'une telle fonction $f'_{pp}(t/T)$ pour chaque espèce végétale ou tout au moins faut il distinguer entre quelques groupes (ex. les cultures d'hiver, celles de printemps, les fourragères, les prairies et les arbres fruitiers etc.), Or, nous n'en disposons au stade actuel que d'une seule proposée par Watts et Hanks (1978); (sous forme intégrée $F'_{pp}(t/T)$) pour le maïs (Fig.II-5). Comme nous le verrons plus tard, cette formulation empirique a été appliquée dans nos exemples à toutes les formes de cultures sauf aux prairies. Nous espérons trouver dans le futur une telle fonction pour chaque groupe de culture.

Sous les conditions réelles, la consommation dépend, en plus de $f_{pp}(t)$, aussi de la quantité de nitrates disponible dans le sol.

Nous dissocions le processus d'absorption biochimique de nitrates par les racines des plantes en deux étapes: une étape de fixation physico-chimique de nitrates à la surface des racines et une étape d'assimilation biologique par les plantes de ces nitrates fixés.

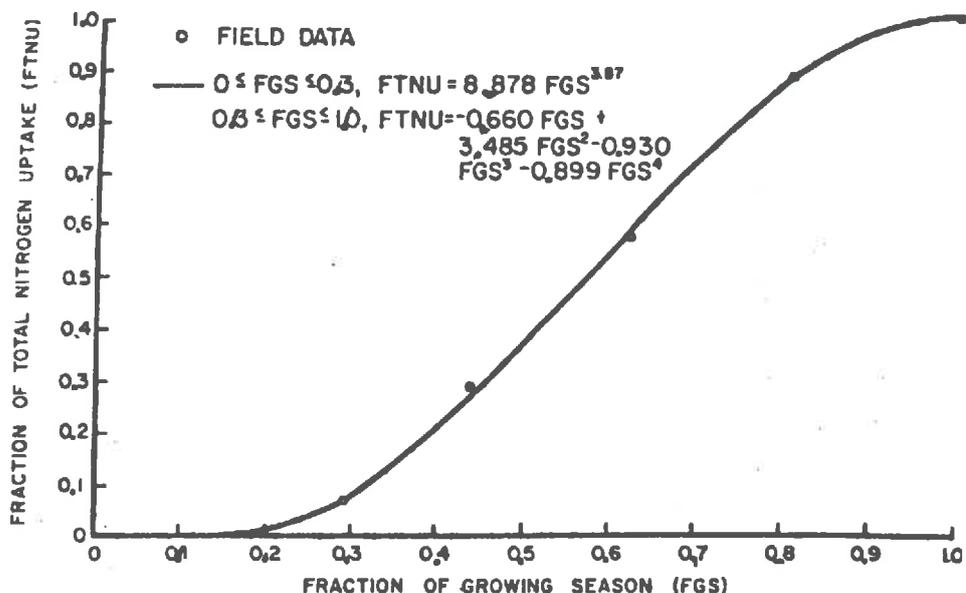


Figure II-5 Fonction réduite de la consommation potentielle cumulée $F'_{pp}(t/T)$

Supposons qu'à chaque pas de temps correspond une capacité maximale d'adsorption et s'établit un équilibre instantané entre les nitrates adsorbés et ceux dissous dans l'eau exprimé par :



et

$$K_{ab} = (\text{NO}_3^-)(X)/(\text{NO}_3^-X) \quad (2-10)$$

- où
- (NO_3^-) : quantité de nitrates dissous dans l'eau.
 - (X) : capacité libre d'adsorption des racines.
 - (NO_3^-X) : quantité de nitrates adsorbés ou la capacité saturée d'adsorption des racines.
 - K_{ab} : coefficient d'équilibre.

Soit TOTX la capacité totale d'adsorption, on a :

$$\text{TOTX} = (X) + (\text{NO}_3^-X) \quad (2-11)$$

et (2-10) devient :

$$K_{ab} = (\text{NO}_3^-)(\text{TOTX} - (\text{NO}_3^-X))/(\text{NO}_3^-X)$$

ou encore :

$$(\text{NO}_3^-X) = \text{TOTX}(\text{NO}_3^-)/((\text{NO}_3^-) + K_{ab}) \quad (2-12)$$

TOTX varie dans le temps pour traduire l'évolution de l'assimilation biologique en fonction du développement de la plante.

Compte tenu que ces calculs sont faits pour chaque pas de temps, tous les termes ci-dessus doivent prendre la dimension kg/ha par pas de temps. Ainsi (NO_3^-X) devient un flux d'absorption et TOTX correspond en fait à la fonction de flux de prélèvement potentiel $f_{pp}(t)$. On peut finalement écrire :

$$\begin{aligned} f(t) &= \frac{f_{pp}(t)(\text{NO}_3^-)}{(\text{NO}_3^-) + K_{ab}} \\ &= \frac{Bf_{pp}(t/T)(\text{NO}_3^-)}{(\text{NO}_3^-) + K_{ab}} \end{aligned} \quad (2-13)$$

$f(t)$ étant le flux de prélèvement réel.

C'est en fait une approche de type de Michaëlis-Menten, qui est très largement utilisée.

D) Correction des paramètres biochimiques

Comme nous l'avons vu au paragraphe II-1-2, la dynamique de l'azote dans le sol est influencée par certains facteurs climatologiques, pédologiques et agronomiques. Ceci se traduit dans le modèle par le fait que les valeurs des coefficients de vitesse de réaction dans l'équation (2-3) sont susceptibles de varier en fonction de ces facteurs.

Parmi ces nombreux facteurs (température, humidité, l'oxygène dissous, PH, matière organique, carbone disponible, etc.), certains, plutôt liés aux événements climatiques, sont très variables dans le temps; les autres, plutôt liés aux conditions édaphiques, sont stables ou relativement stables à l'échelle de temps des simulations. Les facteurs de la deuxième catégorie jouent donc un rôle sur le choix de la valeur initiale des paramètres qui sera cependant retouchée par calage du modèle. Ceux de la première catégorie sont dans la mesure du possible utilisés pour faire évoluer les paramètres au cours du temps au fur et à mesure du déroulement de la simulation.

Parmi les facteurs variables dans le temps, la température et l'humidité du sol semblent avoir des rôles primordiaux et, de plus, être les seules que l'on puisse vraiment prendre en considération dans une étude pratique. C'est donc en fonction de ces deux variables que nous allons effectuer la correction des valeurs de nos paramètres biochimiques.

La température optimum pour les activités de la masse microbienne se situe le plus souvent à 35°C et les coefficients de vitesse de réaction prennent donc leurs valeurs maximales à cette température (Stanford et al., 1973). En ce qui concerne la correction, nous adoptons une formule du type $k = k_0 Q_0^{(T-35)}$ (Prat, 1981). D'après les résultats d'études de Stanford et al. (1973), on peut utiliser une loi $Q_0^{10} = 2$ pour la minéralisation ($Q_0 = 1.071$). De plus, Prat (1981) a proposé la même valeur de Q_0 pour la nitrification et une valeur $Q_0 = 1.05$ pour les réorganisations.

Stanford et Epstein (1974) montrent que l'humidité (Θ) optimum pour la minéralisation est proche de la capacité au champ (CC) et que le coefficient de vitesse de la réaction croît linéairement avec Θ/CC ($k = k_0 \Theta/CC$) lorsque Θ est inférieure à C. Pour l'intervalle $\Theta > CC$, nous prenons une correction de diminution en proportion inverse ($k = k_0 CC/\Theta$) (Prat, 1981). Nous supposons de plus que cette approche est aussi valable pour les autres réactions (la nitrification et les réorganisations).

Nous arrivons finalement aux formules suivantes :

$$k = k_0 Q_0^{(T-35)} \Theta/CC \quad \text{si } \Theta < CC \quad (2-14)$$

et

$$k = k_0 Q_0^{(T-35)} CC/\Theta \quad \text{si } \Theta > CC \quad (2-15)$$

avec k_0 : coefficient de vitesse de la réaction à l'optimum.
 CC : capacité au champ du sol.
 Q_0 : coefficient de correction en fonction de la température (T).
 Θ : humidité du sol (poids de l'eau sur celui du sol sec)
 T : température du sol (°C).

La température du sol sera introduite dans le modèle comme données d'entrée. Tandis que l'humidité du sol sera calculée par le modèle lui-même avec la réserve en eau du sol fournie par MODSUR :

$$\Theta = (Rd_{\text{eau}})/(h_{\text{sol}}d_{\text{sol}}) \quad (2-16)$$

R : réserve en eau du sol (mm).
 d_{eau} : densité de l'eau.
 h_{sol} : épaisseur du sol (mm).
 d_{sol} : densité apparente du sol sec.

Les coefficients K_d et K_{ab} (voir les équations (2-1) et (2-13)) devraient aussi être pris comme variables dans le temps, car ils sont influencés par certains facteurs tels que la température. Mais faute de données expérimentales pour ce faire, nous supposons qu'il existe une valeur constante équivalente pour un sol et une culture donnée.

II-2-3 MISE EN OEUVRE DU MODELE

La mise en oeuvre du modèle pose une question fondamentale qui est de réaliser un compromis entre une approche phénoménologique et une approche empirique.

Il a été montré que le lessivage des nitrates fait intervenir un grand nombre de phénomènes qu'il ne paraît pas possible dans l'état actuel des connaissances de traduire par quelques concepts simples, comme cela peut être fait pour le flux de l'eau dans le sol. En revanche, la prise en compte de l'ensemble des phénomènes physiques de façon trop détaillée entraîneraient, en plus d'une grande complexité mathématique, la nécessité d'acquérir une foule de paramètres qu'il est illusoire d'obtenir à l'échelle d'un bassin versant.

L'approche que nous proposons procède d'une représentation empirique du cycle de l'eau auquel s'ajoutent un certain nombre de compartiments phénoménologiques pour ce qui concerne le cycle de l'azote. La fonction production "nitrates" sera donc construite à partir de réservoirs de bilan et de réservoirs de transfert comme l'est la fonction production "eau" du modèle couplé, ce qui assure du même coup la compatibilité de structure entre les deux modèles.

Plus particulièrement, en ce qui concerne la modélisation du lessivage proprement dit (le transport de masse dans la zone non-saturée, y compris le sol), nous avons utilisé un mécanisme de "mélange parfait" et de vidange exponentielle avec un coefficient de vidange égal au rapport flux d'eau/réserve en eau :

$$F = (Q/R)RNIT \quad (2-17)$$

avec F : flux de nitrates traversant le réservoir (kg N/ha par pas de temps).
 Q : flux d'eau (mm par pas de temps)
 R : réserve en eau (mm)
 R_{NIT} : réserve en nitrates (kg N/ha)

Remarquons qu'un tel modèle ne permettra pas de simuler le profil en azote dans le sol, mais se contentera de pouvoir évaluer la sortie à partir de l'entrée (approche de boîte noire ou plutôt grise). Toutefois, le contenu en azote sous ses différentes formes chimiques reste accessible au modèle et pourra être confronté à la réalité.

La figure suivante (d'après Fig II-3) schématise le fonctionnement du modèle.

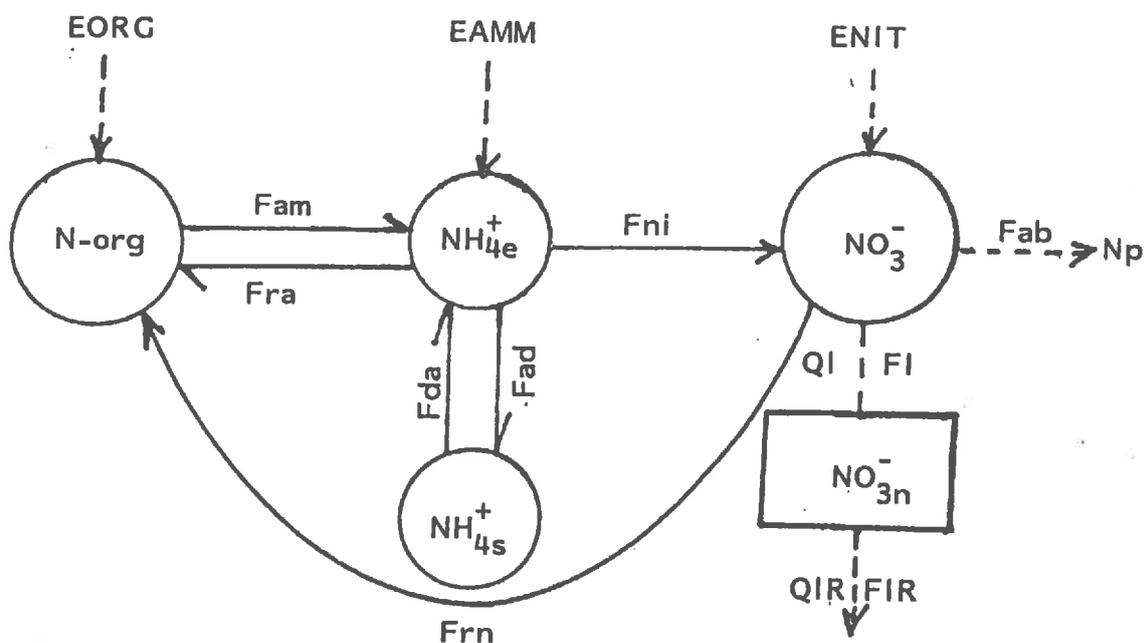


Figure II-6 Schéma du fonctionnement du modèle de lessivage des nitrates

Le calcul de la production de nitrate se fait dans le réservoir sol correspondant à la zone racinaire. Le flux d'eau QI qui traverse ce réservoir entraîne un flux de nitrate FI. Ces deux flux rentrent ensuite dans un deuxième réservoir correspondant à la couche plus profonde qui a pour tâche de les moduler avant de les introduire dans la nappe aquifère. Les nitrates dans le deuxième réservoir, caractérisé par un coefficient de vidange CQI et une capacité maximale de la réserve en eau QIMAX, sont considérés comme chimiquement conservatifs.

Le système d'équations décrivant le bilan des différents éléments azotés dans le réservoir sol s'écrit :

$$\begin{aligned} d(\text{NO}_3^-)/dt &= \text{ENIT} - \text{FI} + \text{Fni} - \text{Frn} - \text{Fab} & (2-18) & \text{bilan en NO}_3^- \\ d(\text{NH}_4^+)_e/dt &= \text{EAMM} + \text{Fam} - \text{Fni} - \text{Fra} + \text{Fda} - \text{Fad} & (2-19) & \text{bilan en NH}_4^+ \text{ libre} \\ d(\text{NH}_4^+)_s/dt &= \text{Fad} - \text{Fda} & (2-20) & \text{bilan en NH}_4^+ \text{ fixé} \\ d(\text{N}_{\text{-org}})/dt &= \text{EORG} + \text{Frn} + \text{Fra} - \text{Fam} & (2-21) & \text{bilan en N organique} \end{aligned}$$

(2-19) + (2-20) nous donne :

$$d(\text{NH}_4^+)/dt = \text{EAMM} + \text{Fam} - \text{Fni} - \text{Fra} \quad (2-22) \quad \text{bilan en NH}_4^+ \text{ total}$$

Le bilan en NO_3^- dans la zone non-saturée s'écrit :

$$d(\text{NO}_3^-)_n/dt = \text{FI} - \text{FIR} \quad (2-23)$$

En introduisant les relations de transformations biochimiques, on obtient :

$$\text{Fam} = k_{\text{am}}(\text{N}_{\text{-org}}) \quad (2-24)$$

$$\text{Fni} = k_{\text{ni}}(\text{NH}_4^+)_e = [k_{\text{ni}}/(1+K_d)](\text{NH}_4^+) \quad (2-25)$$

$$\text{Fra} = k_{\text{ra}}(\text{NH}_4^+)_e = [k_{\text{ra}}/(1+K_d)](\text{NH}_4^+) \quad (2-26)$$

$$\text{Frn} = k_{\text{rn}}(\text{NO}_3^-) \quad (2-27)$$

$$\text{Fab} = \text{Bf}_{\text{pp}}(t/T)(\text{NO}_3^-)/[(\text{NO}_3^-) + K_{\text{ab}}] \quad (2-28)$$

ENIT est le flux d'entrée de NO_3^- dans le sol; il est égal à l'apport de $\text{N}_{\text{NO}_3^-}$ au champ (ANIT) diminué la partie ruisselée QR calculée par le modèle hydrodynamique. En appliquant une répartition de NO_3^- proportionnelle au flux d'eau, on peut écrire:

$$\text{ENIT} = (1 - \text{QR}/\text{P})\text{ANIT} \quad (2-29)$$

où P représente la précipitation au sol

Les entrées en N ammoniacal (EAMM) et en N organique (EORG) sont considérées comme égales à leurs apports au champ (AAMM et AORG) du fait qu'ils sont en général peu lessivables par le ruissellement.

De plus, on a :

$$\text{FI} = (\text{QI}/\text{RSOL})(\text{NO}_3^-) \quad (2-30)$$

$$\text{FIR} = (\text{QIR}/\text{RNON})(\text{NO}_3^-)_n \quad (2-31)$$

RSOL et RNON étant respectivement la réserve en eau dans le sol et dans la zone non-saturée.

On obtient finalement le système d'équations suivant :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{d(\text{NO}_3^-)}{dt} = (1-\text{QR}/\text{P}) \cdot \text{ANIT} - \frac{\text{QI}}{\text{RSOL}} (\text{NO}_3^-) + \tilde{k}_{\text{ni}} (\text{NH}_4^+) - \tilde{k}_{\text{rn}} (\text{NO}_3^-) - \text{B} \frac{(\text{NO}_3^-)}{(\text{NO}_3^-)+k_{\text{ab}}} \cdot f_{\text{PP}}' \\ \frac{d(\text{NH}_4^+)}{dt} = \text{AHMM} + k_{\text{am}} (\text{N-org}) - \tilde{k}_{\text{ni}} (\text{NH}_4^+) - \tilde{k}_{\text{ra}} (\text{NH}_4^+) \\ \frac{d(\text{N-org})}{dt} = \text{AORG} + k_{\text{rn}} \cdot (\text{NO}_3^-) + \tilde{k}_{\text{ra}} \cdot (\text{NH}_4^+) - k_{\text{am}} \cdot (\text{N-org}) \\ \frac{d(\text{NO}_{3\text{n}}^-)}{dt} = \frac{\text{QI}}{\text{RSOL}} (\text{NO}_3^-) - \frac{\text{QIR}}{\text{RNON}} \cdot (\text{NO}_{3\text{n}}^-) \end{array} \right. \quad (2-32) \text{ à } (2-35)$$

avec $k'_{\text{ni}} = k_{\text{ni}}/(1+K_{\text{d}})$; $k'_{\text{ra}} = k_{\text{ra}}/(1+K_{\text{d}})$

Nous appellerons k'_{ni} et k'_{ra} respectivement coefficients fictifs de vitesse de la nitrification et de la réorganisation à partir de NH_4^+ . En substituant k_{ni} et k_{ra} par k'_{ni} et k'_{ra} , on peut regrouper les deux formes d'ammonium en une seule (NH_4^+) et ainsi le paramètre K_{d} disparaît.

Pour résoudre numériquement le système d'équations (2-32) à (2-35), on peut le transformer en un système d'équations algébriques en remplaçant les dérivées par les différences finies. Selon le pas de temps de calcul, la méthode des différences centrées ou celle des différences arrières peut être préférentiellement choisie. Nous avons donné une description détaillée concernant cette partie du développement dans l'Annexe 1.

Une fois résolu ce système d'équations, nous pourrions calculer les flux de nitrates (FI et FIR) percolant vers la nappe.

Jusqu'ici, nous avons présenté les mécanismes et le fonctionnement du modèle MORELN. Vu le nombre important des types de données, des paramètres et des résultats intervenant dans le modèle, il convient maintenant d'en faire une synthèse.

Deux catégories de données d'entrée sont introduites dans le modèle MORELN à savoir :

-les données issues du "modèle couplé", y compris les précipitations, le ruissellement, l'infiltration et la réserve en eau dans le sol.

-les données du type agricole et pédologique propres au modèle MORELN. Ce sont les apports en éléments azotés par l'épandage d'engrais, la pratique culturale, l'épaisseur, la densité et la capacité au champ du sol racinaire.

Les paramètres sont de trois catégories :

-la consommation potentielle en azote par les cultures (B) et le coefficient d'absorption K_{ab} . Si nous pouvons tenter d'évaluer sur terrain le premier paramètre, le deuxième est plutôt à déterminer par calage du modèle.

-les coefficients de vitesse à l'optimum des 4 transformations biochimiques internes. Ils jouent des rôles indirectes dans le calcul des flux de lessivage et de prélèvement des nitrates. Leurs déterminations par calage du modèle sont moins rigoureuses du fait que les ampleurs de ces 4 processus ne sont en général pas connues de façon précise

-les coefficients de correction des coefficients précédents en fonction de la température du sol. On empruntera généralement les valeurs rapportées dans les littératures.

Les résultats de sortie du modèle sont principalement le flux de lessivage des nitrates et la consommation en azote nitrique par les cultures. Ces deux résultats sont les plus importants pour caractériser le comportement du système sol-eau-plante et également les mieux contrôlables. De plus, le modèle calcule aussi la réserve en éléments azotés des différents compartiments et les flux des 4 transformations biochimiques internes, qui pourront éventuellement être confrontés aux observations sur le terrain.

II-2-4 ORGANISATION DU MODELE PAR RAPPORT A LA DISCRETISATION SPATIALE

Nous allons discuter des problèmes liés à l'utilisation de la fonction production "nitrates" sur la discrétisation spatiale. Tout naturellement, ce modèle adopte le schéma de maillage de la surface du "modèle couplé" (créé par GEOCOU).

En suite, comme dans MODSUR, il faut diviser le domaine étudié en des zones homogènes vis-à-vis des paramètres et des données d'entrée. En effet, pour donner le maximum de souplesse au modèle, nous distribuons d'abord ces dernières informations à chacune des zones considérée comme homogène et l'affectation de ces informations aux mailles se fera d'après le tableau de correspondance maille-zone.

La zonation du domaine s'effectue pour trois catégories de données respectivement :

(1) La zonation vis-à-vis des apports: Elle consiste à diviser le domaine en des zones dont chacune reçoit un épandage homogène sur toute la superficie. Il s'agit donc d'une contrainte très stricte d'autant plus nous distinguons trois formes d'azote dans le modèle. En effet, la seule unité de superficie qui puisse être considérée comme homogène serait la parcelle de champ. Or, on ne peut, au stade actuel, pratiquement jamais acquérir les données d'épandage à une telle précision sur une région. Nous serons presque toujours obligés de dégrossir les choses d'après la disponibilité des données. Nous verrons plus loin (Chapitres IV et V) les difficultés dans l'acquisition de ces données sur le terrain faute de leurs saisies de manière précise.

(2) La zonation vis-à-vis des exports: C'est la division du domaine en des zones dont chacune peut être considérée comme homogène vis-à-vis de l'exportation (consommation) de l'azote par les plantes. Cette zonation est donc essentiellement déterminée par la répartition des cultures dans l'espace et très étroitement liée à la zonation précédente. Ainsi les mêmes remarques peuvent être faits ici en ce qui concerne les données de terrain.

(3) La zonation vis-à-vis des propriétés biochimiques du sol: Ceci est en vue d'établir des zones dont on peut attribuer à chacune les mêmes valeurs pour les paramètres biochimiques régissant le cycle de l'azote dans le sol. Du fait que les propriétés biochimiques du sol dépendent beaucoup de ses propriétés physiques d'autant plus que les conditions climatiques sont relativement homogènes dans une région, on peut largement se référer, pour cette opération, aux résultats du classement du sol au moment de l'établissement des fonctions production de l'eau dans le programme GEOCOU.

modèles	MODSUR	MORELN
apports	précipitation	épandage d'engrais
exports	évapotranspiration potentielle	consommation potentielle en azote par les plantes
paramètres	physiques régissant la production de l'eau	biochimiques régissant la production des NO_3^-

Tableau II-1 Comparaison entre les données et les paramètres de MODSUR et de MORELN

Nous pouvons remarquer que cette approche de zonation est tout à fait comparable avec celle prise par le modèle couplé en vue de l'organisation des données climat-pédologiques pour le calcul de la fonction production de l'eau (Ledoux, 1980). Il existe en effet, entre les données utilisées par le modèle couplé (MODSUR) et celles

utilisées par le modèle MORELN, une similitude comme nous la résumons par le tableau II-1.

Notons néanmoins que la variabilité spatiale des deux premières catégories de données est nettement plus grande dans MORELN que dans MODSUR. De plus, si les données de précipitation ainsi que celles d'ETP sont souvent significativement corrélées dans l'espace, ce qui nous permettra de les interpoler (ou extrapoler) avec des méthodes telles que celle du krigeage (Delhomme, 1976), les données de pratiques culturales déterminant les apports et les exports en azote présentent des variations spatiales plutôt irrégulières, ce qui rend pratiquement impossible leurs inter(extra)polations dans l'espace.

Ainsi, pour terminer ce chapitre, nous soulignons **l'importance de disposer d'une carte de culture** afin d'évaluer le bilan de l'azote (épandage et exportation par les cultures) et cela avec une discrétisation dans l'espace.

CHAPITRE III

MODELISATION DU LESSIVAGE DES NITRATES SUR UNE CASE LYSIMETRIQUE

VALIDATION DU MODELE DE PRODUCTION DE NITRATES DANS UN SOL AGRICOLE

**CHAPITRE III MODELISATION DU LESSIVAGE DES NITRATES
SUR UNE CASE LYSIMETRIQUE
VALIDATION DU MODELE DE PRODUCTION DE
NITRATES DANS UN SOL AGRICOLE**

Le travail présenté dans ce chapitre, qui consiste en la simulation du lessivage des nitrates sur une case lysimétrique, a pour objectif de tester le module de production de nitrates du modèle MORELN. Ce travail constitue en fait une étape préliminaire et primordiale dans notre étude.

Les simulations ont été exécutées sur les données de la case lysimétrique N° 11 expérimentée par l'Institut National de Recherche Agronomique (INRA) à Versailles qui ont été mises à notre disposition par Mme. BONIFACE (Station des Sciences du Sol).

III-1 DESCRIPTION DE LA CASE LYSIMETRIQUE

La case est un parallélépipède de 2 m² de surface sur 1.5 m de profondeur. Les matériaux de remplissage, homogènes sur toute la profondeur, sont constitués d'un sol limoneux prélevé dans l'horizon B de la région de Versailles. Le tableau suivant présente les données granulométriques de ce sol (en pourcentage).

	Argile (<2 µm)	Limon fin (2-20 µm)	Limon grossier (20-50 µm)	Sable fin (50-200 µm)	Sable grossier (>200 µm)
%	28.8	24.0	44.3	0.5	2.4

Tableau III-1 Composition granulométrique du sol de la case lysimétrique N° 11.

On peut remarquer que le sol est d'une texture très fine. L'humidité à sa capacité au champ est de 26%.

Le tableau III-2 présente les teneurs en azote du sol lors de sa mise en place dans la case.

profondeur (cm)	N (g/kg)	N (kg/ha)
0-15	0.97	2037
15-25	0.72	1008
25-45	0.54	1512
tot. 0-45		4557

Tableau III-2 Teneur en azote du sol de la case

La case fonctionne en drainage libre, l'eau drainée étant recueillie au fond. Le relevé de la quantité d'eau drainée (Annexe 2-A) a été fait avec un pas de temps journalier (sauf pendant le week-end et les jours fériés, où les résultats ont été cumulés), tandis que l'analyse chimique de l'eau a été effectuée avec un pas de temps irrégulier variant de quelques jours jusqu'à deux semaines (Annexe 2-B).

La rotation de culture sur cette case est blé-maïs. La période d'occupation par le blé s'étend de Novembre à Août entre la date de semis et la date de récolte. Celle par le maïs se déroule de fin Avril à Octobre (Annexe 2-C).

La case reçoit des engrais essentiellement au printemps (en deux ou une seule fois), ce qui représente un apport en azote équivalent à une dose comprise entre 130 et 160 kg N/ha par cycle de culture. De plus, il y a souvent un apport d'azote en automne par réincorporation des résidus après la récolte, accompagné quelquefois d'un apport complémentaire d'azote ammoniacal évalué à quelques dizaines de kg N/ha (Annexe 2-C).

III-2 ANALYSES GENERALES DES RESULTATS EXPERIMENTAUX

Pour une meilleure compréhension du comportement de la case à l'égard du drainage de l'eau et du lessivage des nitrates, nous donnons d'abord une analyse générale des données d'observations avant d'aborder les simulations.

La période d'observation sur laquelle nous allons travailler se situe entre le 1er Septembre 1973 et le 31 Août 1983, soit pendant 10 ans.

III-2-1 DRAINAGE DE L'EAU

Les graphiques chronologiques du drainage montrent son évolution dans le temps en relation avec la précipitation (Annexe 2-A). Elle nous permet de constater les points suivants :

(1) En moyenne, le drainage commence au mois de Janvier et se termine au mois de Mai, les précipitations d'automne et du début de l'hiver ayant pour rôle de reconstituer l'humidité du sol.

(2) Pendant la période de drainage, la réponse de la case vis-à-vis de la pluie est très rapide. Les pics du drainage suivent ceux de la pluie soit avec seulement un jour de retard soit dans la même journée. La figure III-1 donne un exemple observé pendant un épisode de drainage.

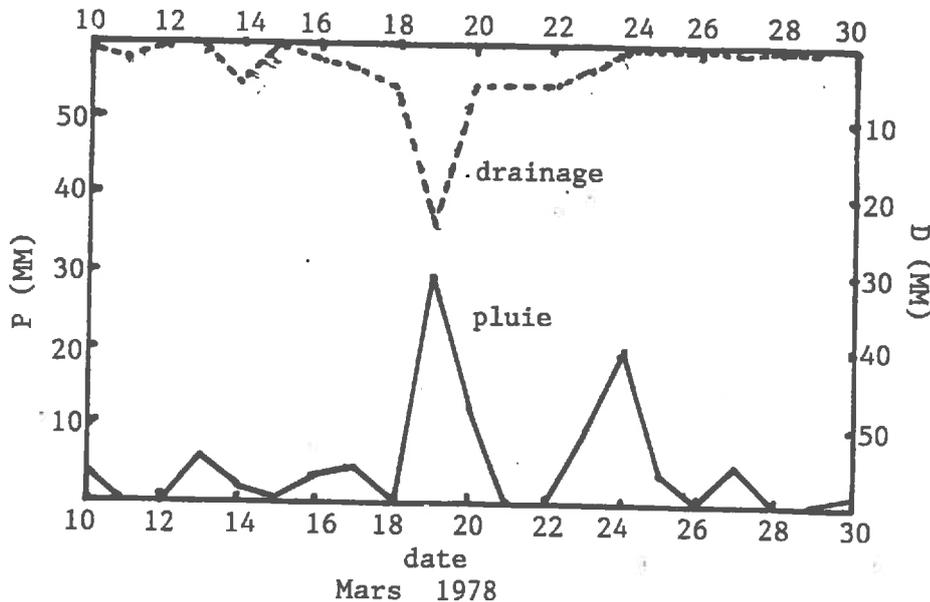


Figure III-1 Réponse du drainage à la pluie

(3) La précipitation est le facteur prédominant qui influe sur le drainage. Les figures III-2 et III-3 illustrent la relation et la corrélation entre les deux pour des valeurs moyennes annuelles.

(4) L'occupation du sol a aussi une influence très nette sur le drainage. En fait, le rapport entre la saison climatique et la saison culturale fait que, pendant la phase de drainage, le sol est soit couvert par le blé, soit nu, et pratiquement jamais occupé par le maïs. On peut donc penser que le comportement du "sol maïs" sera très semblable à celui d'un sol nu. Le tableau III-3 montrent que les "indices de drainage" (rapport du drainage D à la précipitation P) du "sol maïs" sont le plus souvent supérieurs à ceux du "sol blé".

La figure III-4 présente l'évolution de l'indice de drainage avec la précipitation pour les deux types de cultures.

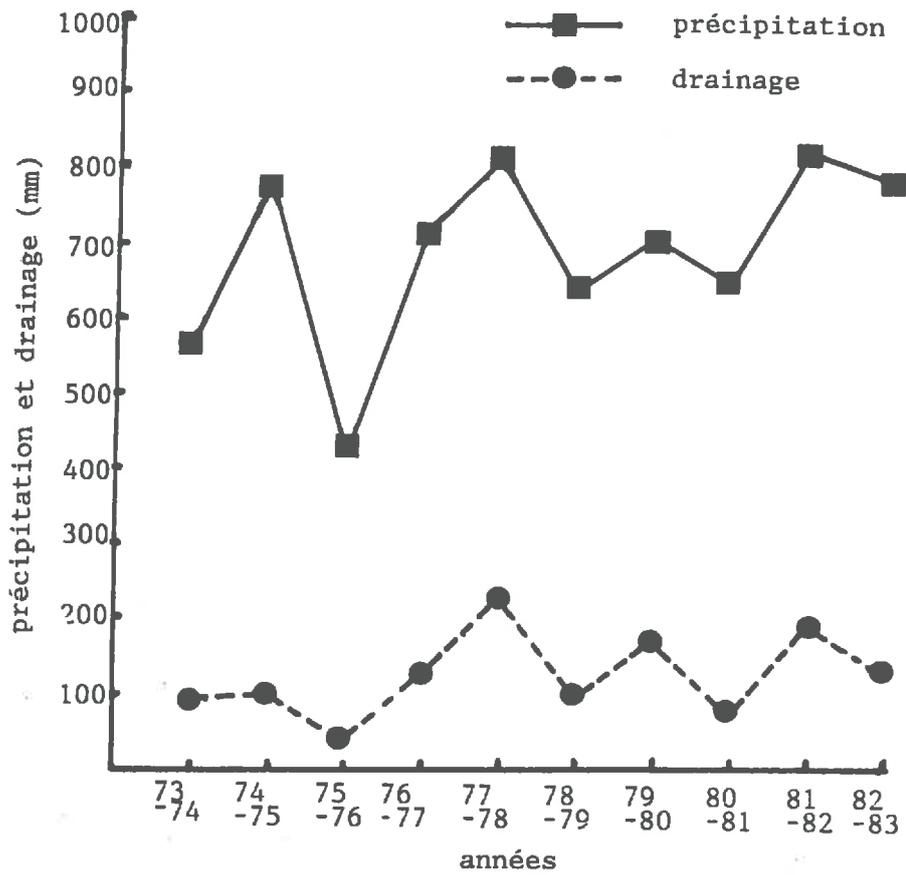


Figure III-2 Evolution annuelle du drainage en relation avec la précipitation

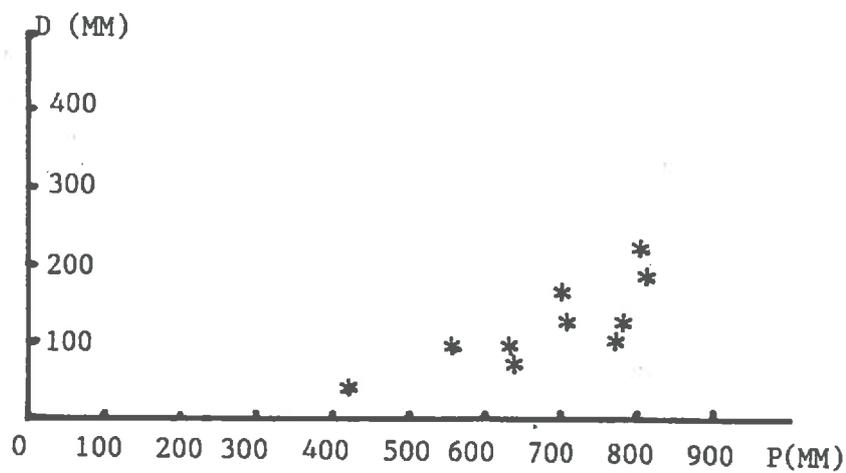


Figure III-3 Diagramme de la corrélation entre le drainage et la précipitation

année	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	moyen	
	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	M	B
sol	M	B	M	B	M	B	M	B	M	B	M	B
D/P	.17	.13	.09	.18	.28	.15	.24	.11	.23	.16	.20	.14

M = Maïs; B = Blé; D = Drainage; P = Précipitation

Tableau III-3 Influence de l'occupation du sol sur le drainage

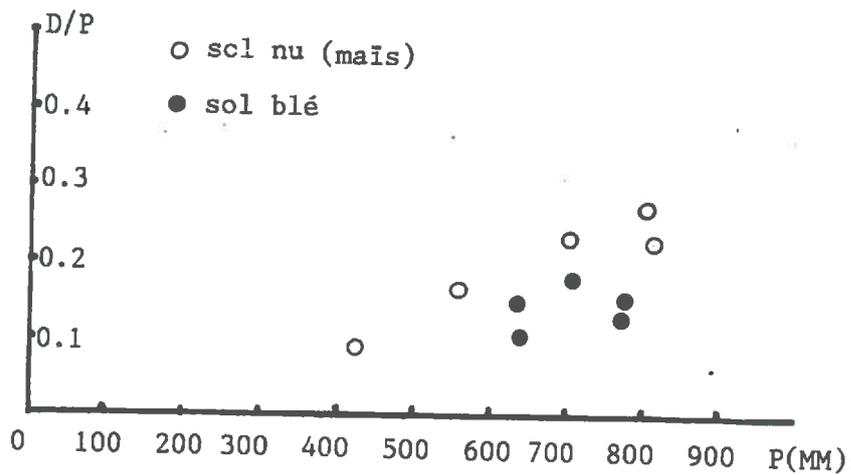


Figure III-4 Influence de la précipitation et de l'occupation du sol sur le drainage

Bien évidemment, d'autres facteurs tels que la température (par son influence sur l'ETP) et l'intensité de la pluie peuvent aussi influencer sur le drainage.

III-2-2 LESSIVAGE DES NITRATES

Comme pour la section précédente, nous allons essayer de mettre en évidence les facteurs qui conditionnent le lessivage des nitrates.

Si les choses apparaissent normales et nettes pour le drainage de l'eau, elles le sont beaucoup moins pour le lessivage des nitrates.

La figure III-5 montre l'évolution annuelle de la quantité de NO_3^- lessivée avec celle des apports en N sous différentes formes chimiques. On peut voir qu'il n'y a pas de concordance entre le lessivage et les apports en N, quelle que soit la forme d'apport. Ceci se voit encore mieux sur la figure III-6.

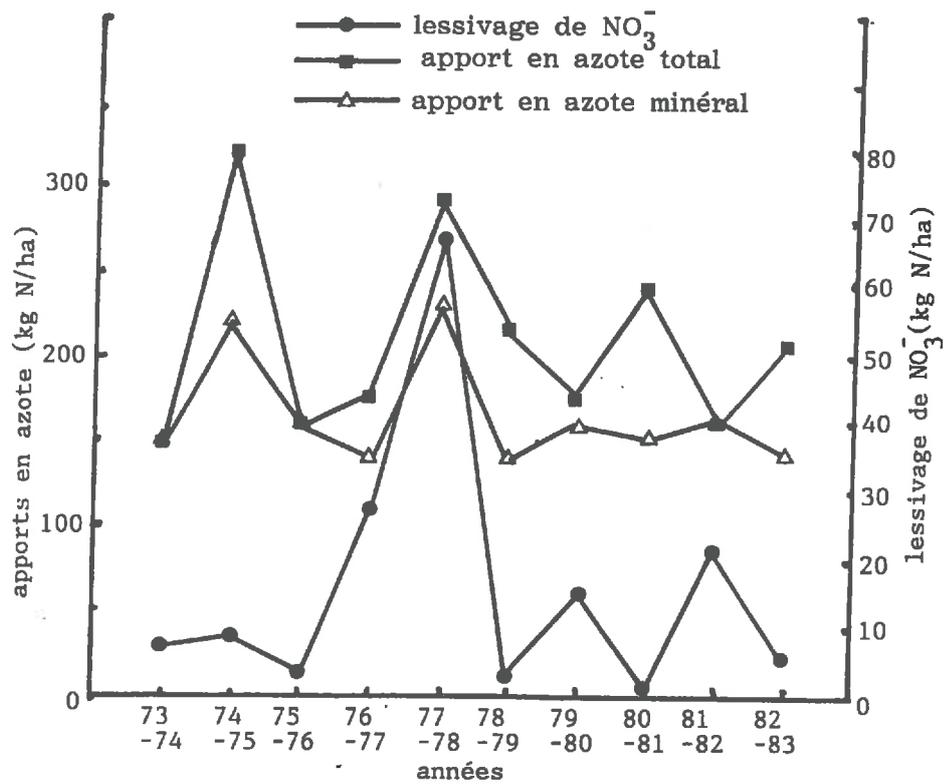


Figure III-7 Evolution du lessivage de NO_3^- avec les apports en N total et minéral

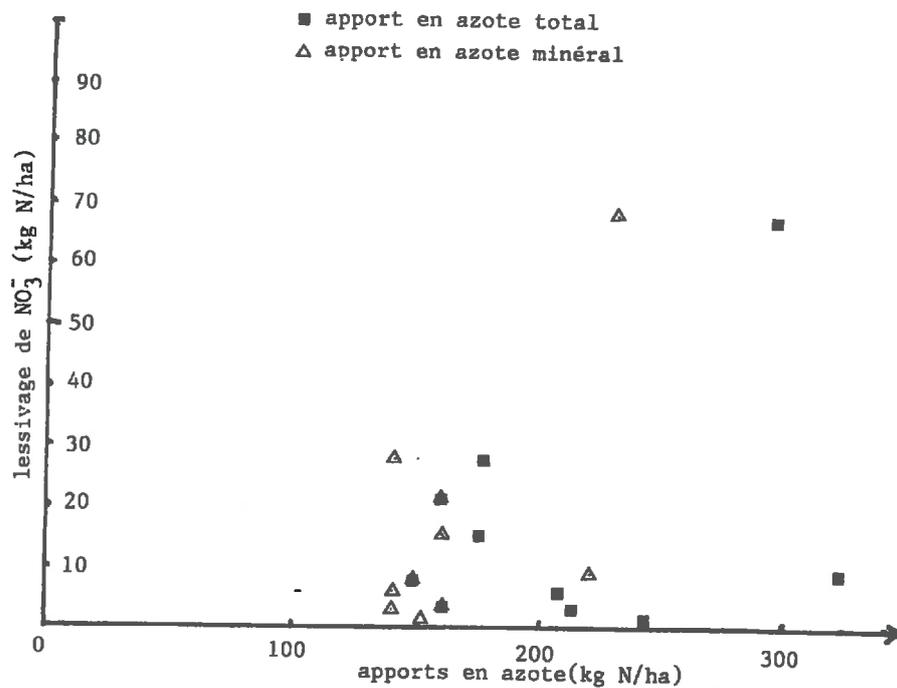


Figure III-8 Diagramme lessivage de NO_3^- - apports en N total et minéral

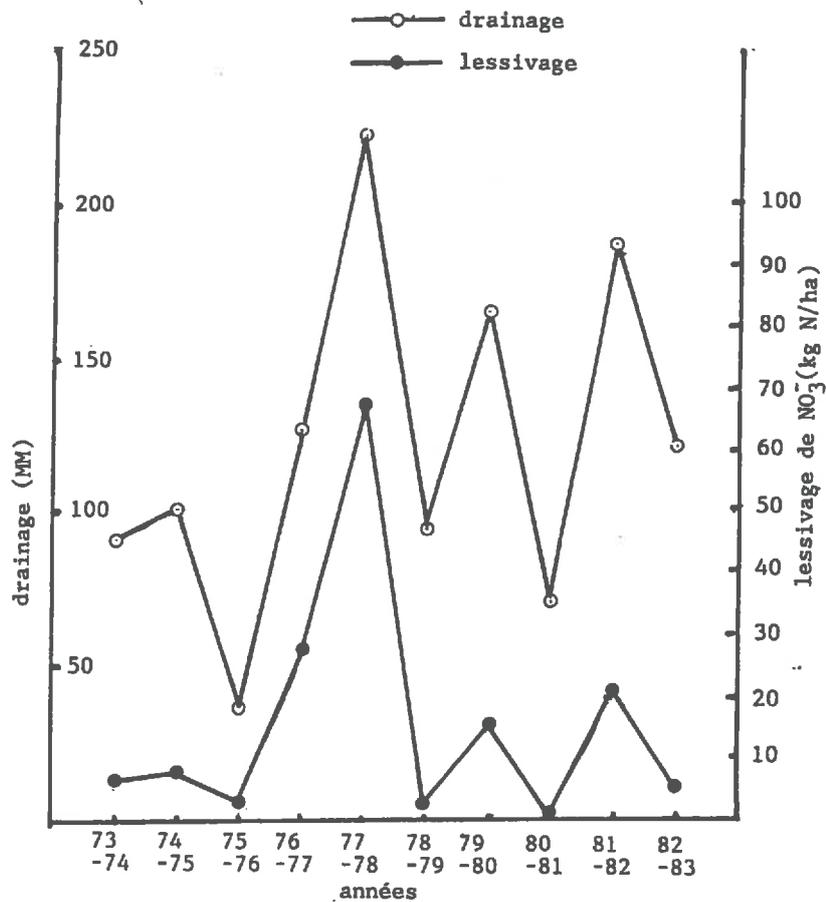


Figure III-9 Evolution annuelle du lessivage de NO₃⁻ en relation avec celle du drainage

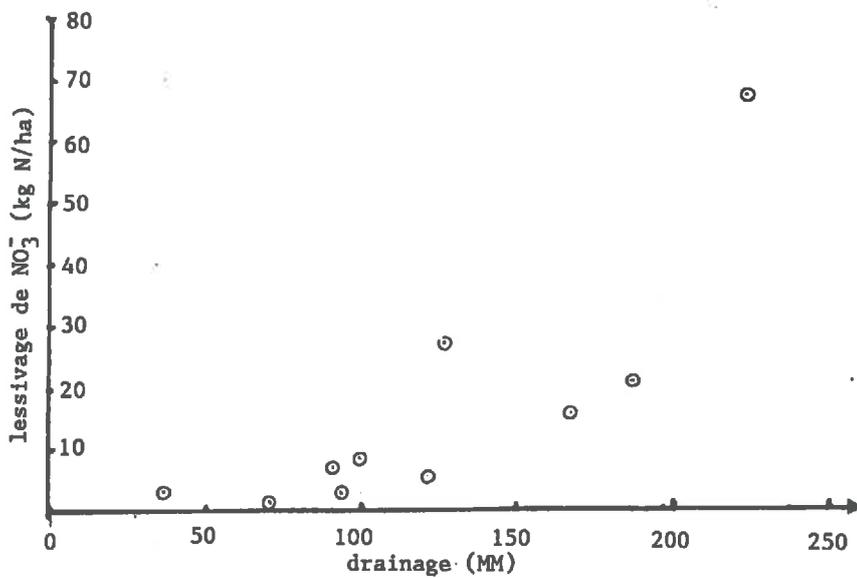


Figure III-10 Diagramme de la corrélation entre le lessivage de NO₃⁻ et le drainage de l'eau

Les figures III-7 et III-8 montrent qu'il y a vraisemblablement une corrélation entre le lessivage de NO_3^- et les apports en N total et notamment en N minéral, mais cela semble peu significatif.

En fait, le facteur qui se corrèle le mieux avec le lessivage de NO_3^- est le drainage de l'eau. On voit sur la figure III-9 que l'évolution annuelle du lessivage de NO_3^- suit la même allure que celle du drainage de l'eau et la figure III-10 montre une bonne corrélation entre les deux.

Pour apprécier l'influence des cultures sur le lessivage de NO_3^- , nous avons comparé l'"indice de lessivage" (rapport du lessivage à l'apport total en N) et la concentration moyenne en NO_3^- de l'eau drainée pour chaque année (Tableau III-4). On constate que les "années blé" donnent des valeurs de l'indice de lessivage nettement inférieures à celles des "années maïs". En effet, les cultures influent sur le lessivage de NO_3^- à la fois par la consommation en N, ce qui tend à diminuer la concentration en NO_3^- dans l'eau, et par la consommation en eau, ce qui diminue le drainage et donc le lessivage.

année	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	moyen	
	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83		
sol	M	B	M	B	M	B	M	B	M	B	M	B
L/A	.05	.03	.02	.16	.23	.01	.09	.01	.13	.03	.10	.05
C	7.7	8.3	8.3	22.	30.	3.0	9.1	1.7	11.	4.9	13.3	7.9

M = Maïs; B = Blé; L = lessivage; A = apport; C = concentration

Tableau III-4 Influence des cultures sur le lessivage de NO_3^-

Comme résultats de ces analyses, nous pouvons conclure que les facteurs influant sur le lessivage de NO_3^- sont nombreux. Certains (comme l'apport en N) ont sûrement une influence, mais ne conduisent pas à une corrélation significative. Ainsi il semble peu promettant d'approcher le problème par de simples analyses de corrélation et une modélisation conceptuelle mérite d'être employée.

III-3 SIMULATION DU DRAINAGE ET DU LESSIVAGE DES NITRATES

Les simulations ont été réalisées en appliquant la fonction production "nitrates" du modèle MORELN, la case lysimétrique étant considérée comme une cellule homogène.

Les données d'entrée sont les précipitation (Annexe 2-A), l'évapotranspiration potentielle et la température du sol à 10 cm de profondeur (Annexe 2-D) et les données agricoles (calendriers des mises en cultures, apport d'engrais) (Annexe 2-C). Les résultats d'observations du drainage (Annexe 2-A) et du lessivage (Annexe 2-B) ainsi que celles de la consommation en azote par les cultures (Annexe 2-C) servent à caler les paramètres du modèle.

Le modèle a fonctionné au pas de temps journalier. Mais la comparaison entre le calcul et l'observation sera faite au pas de temps mensuel compte tenu de l'irrégularité du pas de temps d'observation de la concentration en NO_3^- dans l'eau drainée.

III-3-1 SIMULATION DU DRAINAGE DE L'EAU

Elle consiste à ajuster les paramètres du modèle de façon à reproduire le mieux possible le drainage observé (Geng et al. 1986).

Nous ferons tout d'abord une remarque importante concernant ces paramètres.

D'après la description de la fonction production de l'eau (I-1-3), nous pouvons voir que les paramètres DCRT et RMAX sont ceux qui déterminent le bilan hydrique. Ils dépendent des caractéristiques physiques et de l'occupation du sol. Dans les applications aux bassins versants, la valeur de chacun de ces paramètres est habituellement invariante dans le temps, car à une telle échelle on raisonne sur un comportement moyen annuel du sol, considérant que son état est globalement stable dans le temps bien que chaque parcelle prise isolément ne le soit pas. Il y a donc une compensation des variations dans le temps de chaque parcelle par l'hétérogénéité dans l'espace de l'ensemble du système. Or sur une petite parcelle bien homogène comme celle étudiée ici, les choses sont différentes. D'abord, la rotation des cultures, faisant varier l'occupation du sol, change considérablement le bilan hydrique par son influence sur l'évapotranspiration. Deuxièmement, l'état de la parcelle est très sensible aux perturbations par le travail du sol, ainsi on peut même imaginer que la préparation du sol pour le semis de la culture peut modifier de façon considérable le comportement hydrique.

Il paraît donc tout à fait normal que l'on doive faire varier les valeurs des paramètres du bilan hydrique au cours de la simulation.

La figure III-11 montre la comparaison entre le drainage mesuré et celui calculé exprimé en hauteur d'eau (mm) avec un pas de temps mensuel.

Dans l'ensemble, le modèle simule bien l'observation. Les évolutions mensuelles sont bien reproduites et surtout les bilans annuels sont très satisfaisants (Tableau III-5).

année	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	total
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	
culture	M	B	M	B	M	B	M	B	M	B	
D (MM) observé	91	101	37	127	224	94	168	71	187	122	1227
D (MM) calculé	86	103	31	126	222	101	115	62	180	107	1161

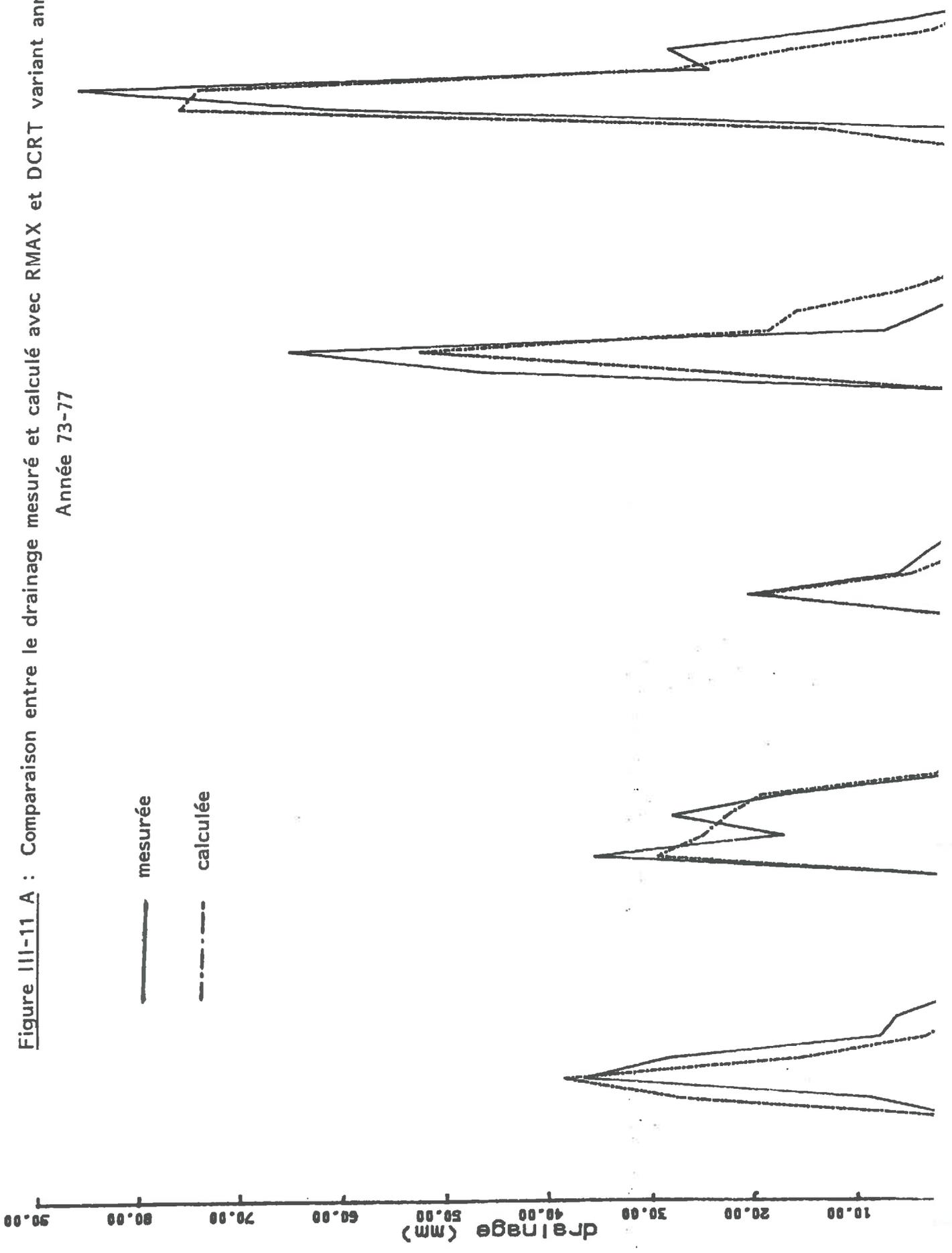
M = Maïs; B = Blé

Tableau III-5 Comparaison entre le drainage annuel calculé et observé

Pour certaines années, surtout les années 79-80 et 81-82, le modèle n'arrive pas à reproduire la queue de la courbe du drainage observé, marquée par des pics secondaires. Si l'on considère les pratiques culturales de ces années, on peut remarquer qu'il s'agit des années à maïs, pendant lesquelles le sol est resté nu depuis l'automne jusqu'à la fin du printemps au moment du semis du maïs au mois de mai. Or, c'est justement après le semis qu'apparaissent les pics secondaires en relation avec de fortes pluies. Comme nous venons de l'évoquer plus haut, il est tout à fait possible que sur une petite parcelle de 2 M², le travail du sol pour le semis perturbe considérablement la structure du sol et augmente sa perméabilité de manière à laisser l'eau s'infiltrer plus facilement, d'autant plus que le maïs n'a pas encore commencé à consommer l'eau de façon importante pour diminuer le drainage. Ainsi nous aurions dû faire varier les valeurs des paramètres DCRT et RMAX au cours d'une année pour tenir compte de ce phénomène. Or ces valeurs étaient fixées et calées sur la période principale du drainage, c'est à dire pendant l'hiver.

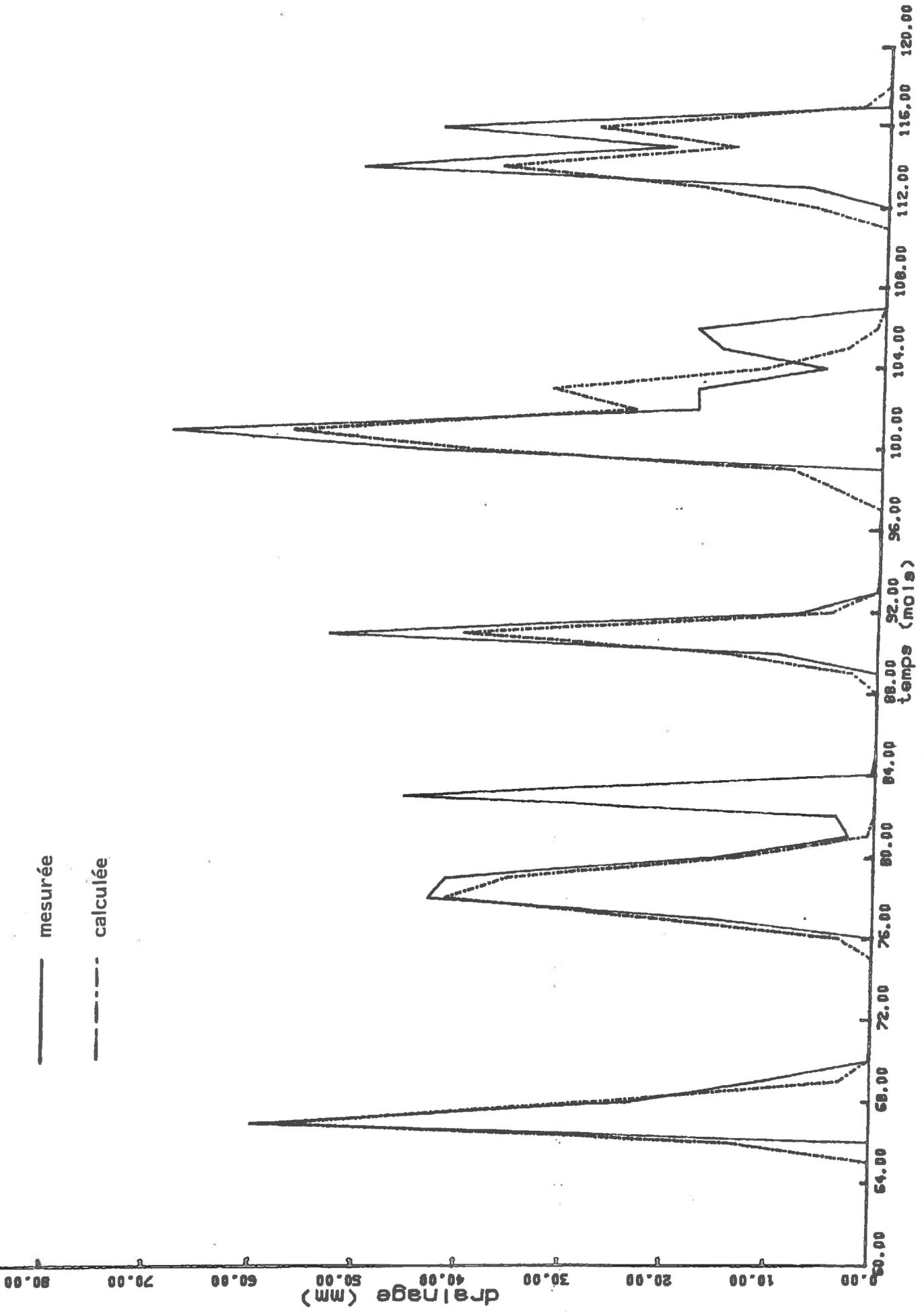
Cette constatation est en fait systématique pour toutes les années à maïs car les courbes calculées sont toujours en dessous des courbes observées pour la période de la fin du printemps jusqu'au début de l'été. Simplement l'écart est accentué lorsque les

Figure III-11 A : Comparaison entre le drainage mesuré et calculé avec RMAX et DCRT variant annuellement
Année 73-77



7211111 10-82

— mesurée
- - - calculée



pluies qui suivent le semis sont importantes (cas des années 77-78, 81-82 et surtout l'année 79-80) et tend à disparaître si ces pluies sont faibles (les années 73-74 et 75-76).

Pour les années à blé, le sol reste couvert par le blé pendant toute la période du drainage et le modèle simule mieux l'observation avec DCRT et RMAX constants.

Le tableau suivant donne les valeurs des trois principaux paramètres DCRT, RMAX et CQI déterminées par le calage.

année	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	moyen
	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	
culture	M	B	M	B	M	B	M	B	M	B	
DCRT (MM)	150	232	223	138	180	262	197	198	110	220	191
RMAX (MM)	156	240	227	142	186	268	203	202	250	230	211
CQI (1/j)	0.1										

M = Maïs; B = Blé

Tableau III-6 Valeurs des DCRT, RMAX et CQI déterminées par calage du modèle

Ce tableau nous fait remarquer les points suivants:

-Les valeurs de DCRT et de RMAX sont très proches l'une de l'autre comparées aux valeurs régionales déterminées habituellement sur les bassins. Ce résultat signifie que la capacité du réservoir sol pour l'eau mobile est très limitée. En effet, nous avons vu au début de ce chapitre que le sol est limono-argileux. D'autre part, la petite taille de la case lysimétrique par rapport à celle du bassin versant fait qu'elle doit être plus sensible aux impulsions (pluies) et réagir plus rapidement. Tout cela engendre une réponse rapide de la case vis-à-vis de la pluie pendant la période du drainage (voir III-2). Or, plus les valeurs de DCRT et de RMAX s'approchent, plus le modèle donne une réponse rapide.

Cette situation pourrait également être due à l'influence de la case lysimétrique elle-même qui introduit une condition aux limites particulière à sa base.

-Les valeurs moyennes de DCRT et de RMAX des années à blé (DCRT = 210 mm, RMAX = 216 mm) sont supérieures à celles des années à maïs (DCRT = 172 mm, RMAX = 204 mm). On constate donc que le modèle s'adapte bien aux deux types

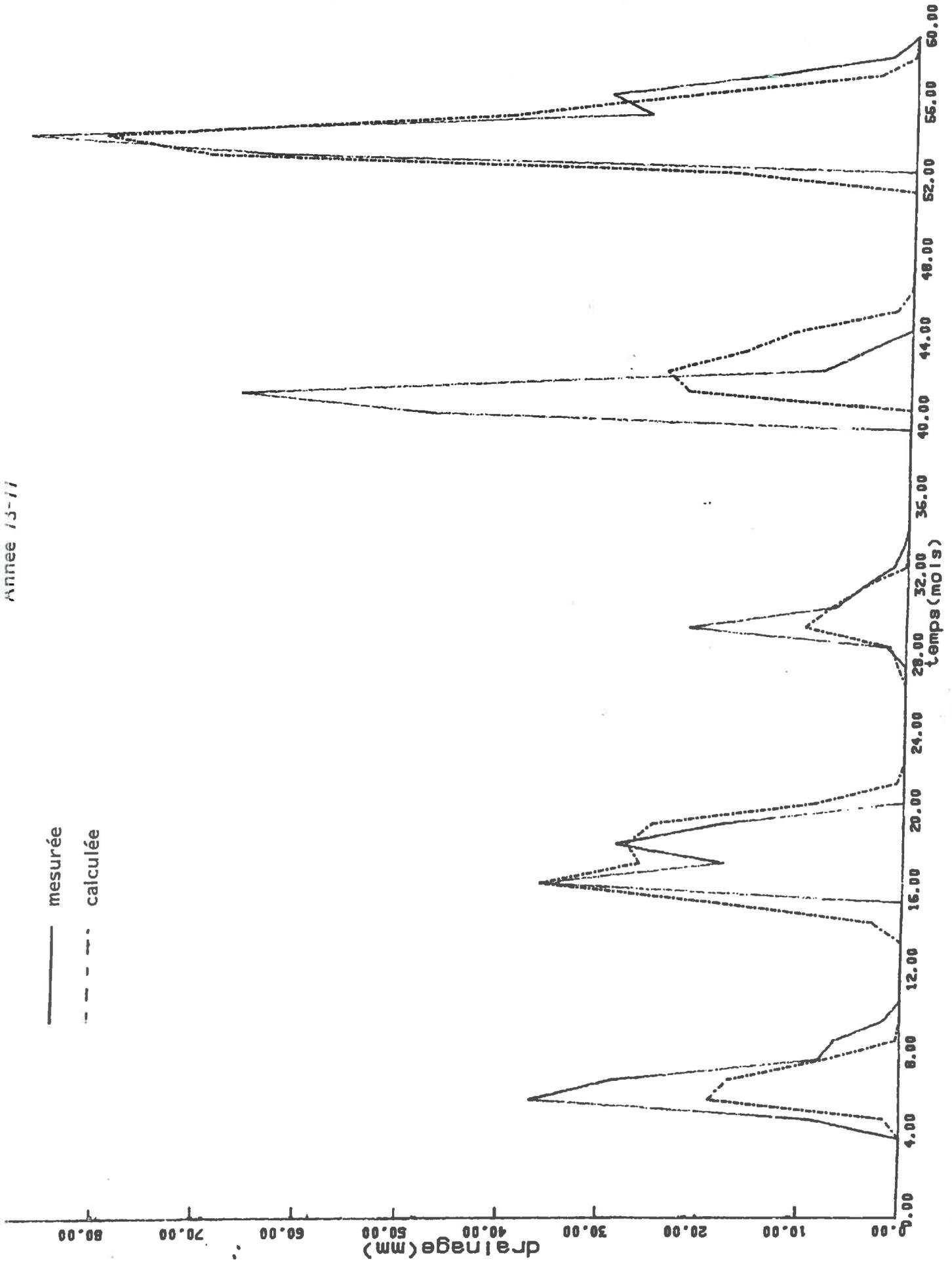
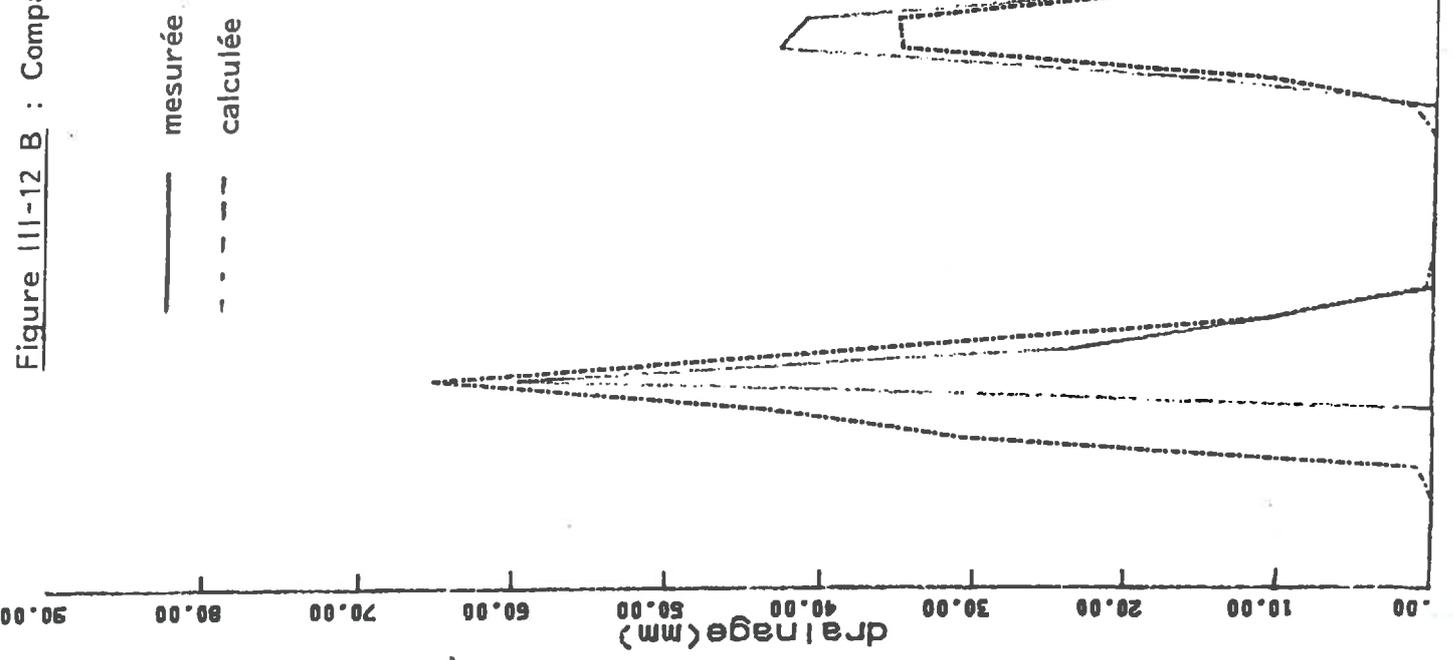


Figure III-12 B : Comparaison entre le drainage mesuré et calculé avec RMAX et DCRT constant

Année 78-82



de cultures. De là on peut voir que le modèle traduit bien l'influence des cultures sur le drainage.

Faute d'observations de ruissellement à la surface de la case, nous ne pouvons pas caler le paramètre FN ainsi que les autres paramètres du réservoir de surface. Nous lui avons seulement attribué une valeur suffisamment grande pour que le ruissellement ne se produise pas (FN = 20 mm/j).

Enfin, nous donnons également le résultat d'un essai de simulation avec les paramètres constants sur toute la période de 10 ans (figure III-12) : DCRT = 175 (mm); RMAX = 225 (mm); CQI = 0.1 (1/j); QIMAX = 200 (mm/j) et FN = 20 (mm/j).

Nous voyons que le modèle reproduit assez correctement l'observation sauf pour les années 75-76 et 76-77 où les drainages calculés sont inférieurs à ceux observés. En fait, ces années correspondent à une grande sécheresse exceptionnelle et nous pouvons peut-être interpréter ce résultat par le fait que cette sécheresse est susceptible d'avoir créé des fissures supplémentaires dans ce sol limono-argileux par le mécanisme de la restriction de ce dernier. Ces fissures, ayant une perméabilité plus grande que la matrice poreuse, constituent des cheminements préférentiels de l'eau.

III-3-2 SIMULATION DU LESSIVAGE DES NITRATES

Nous donnons d'abord quelques explications complémentaires concernant les données d'entrée.

1) A la récolte, une partie des résidus (racines) est incorporée au sol sous forme d'azote organique. Il convient donc de la prendre en compte au moment de l'établissement du fichier d'entrée en azote. On estime que les racines contiennent 15% de l'azote total contenu dans la plante. Nous avons donc la relation suivante :

$$N_{\text{rac}}/N_{\text{tot}} = N_{\text{rac}}/(N_{\text{rac}} + N_{\text{air}}) = 15\% \quad (\text{III-1})$$

et donc

$$N_{\text{rac}} = (0.15/0.85)N_{\text{air}} = 0.176N_{\text{air}} \quad (\text{III-1}')$$

N_{rac} , N_{air} et N_{tot} représentent respectivement l'azote contenu dans la partie racinaire, la partie aérienne et en totalité dans la plante.

A partir des mesures de N_{air} , on peut calculer N_{rac} et l'ajouter à l'azote organique introduit comme entrée.

2) Pour certaines années, les apports d'engrais (ammonitrates) au printemps sont effectués en deux fois. Faute de données plus précises sur la répartition des

dosages, nous estimons que le premier apport est de 55 kg N/ha et que le deuxième apporte le complément.

3) Nous n'avons pas d'informations sur les dates d'apports en automne. Nous supposons en général qu'ils ont été effectués un mois après la récolte, sauf si la date ainsi déterminée se place après celle du semis qui suit. Dans ce dernier cas, nous imposerons une date quelques jours avant le semis.

4) L'estimation de la consommation potentielle. Cette valeur, étant donné un site et un type de culture et étant supposé que le travail du sol est le même d'une année à l'autre, n'est déterminée que par les conditions climatiques. Vu la disponibilité des données, nous allons essayer de l'estimer à partir des observations de température et de pluviométrie par une analyse de corrélation.

Le tableau III-7 résume ces deux données climatiques en relation avec la consommation en azote réelle mesurée sur la case lysimétrique pour les 10 années étudiées. En ce qui concerne le calcul de la température moyenne, nous avons utilisé seulement les données de la période de la culture tandis que pour les précipitations nous avons pris les données de toute l'année agricole (01/10 - 30/09) car les pluies précédant le semis servent à reconstituer la réserve hydrique du sol et peuvent ainsi influencer sur le développement de la culture et donc sur sa consommation en azote.

PERIODE	CULTURE	TEMPERATURE MOYENNE (°C)	PRECIPITATION (mm)	CONSOMMATION EN AZOTE MESUREE (kgN/ha)	CONSOMMATION PSEUDO-POTENTIELLE CALCULEE (kgN/ha)
08/05/74 ~ 30/10/74	Maïs	15.07	554.7	157.1	200
05/12/74 ~ 29/07/75	Blé	9.48	774.7	158.6	235
23/04/76 ~ 16/09/76	Maïs	19.27	421.6	107.3	161
26/10/76 ~ 16/08/77	Blé	9.83	713.0	214.7	228
12/05/78 ~ 31/10/78	Maïs	15.11	808.8	243.2	274
22/11/78 ~ 14/08/79	Blé	9.18	633.6	129.7	218
29/04/80 ~ 20/10/80	Maïs	14.8	702.8	209.2	243
29/10/80 ~ 12/08/81	Blé	9.34	641.6	136.3	219
21/04/82 ~ 18/10/82	Maïs	16.97	815.6	201.1	276
23/11/82 ~ 03/08/83	Blé	10.3	783.1	138.8	236

Tableau III-7 Données agricoles et climatiques en relation avec la consommation en azote

Comme à chaque espèce de culture correspond une période saisonnière plus ou moins déterminée, la température moyenne correspondant à une culture donnée est

donc presque constante. Nous pouvons ainsi négliger ce facteur dans la mesure où l'analyse sera faite séparément pour les deux types de cultures. Il ne nous reste alors que le facteur précipitation à prendre en compte. Nous avons entrepris la démarche suivante:

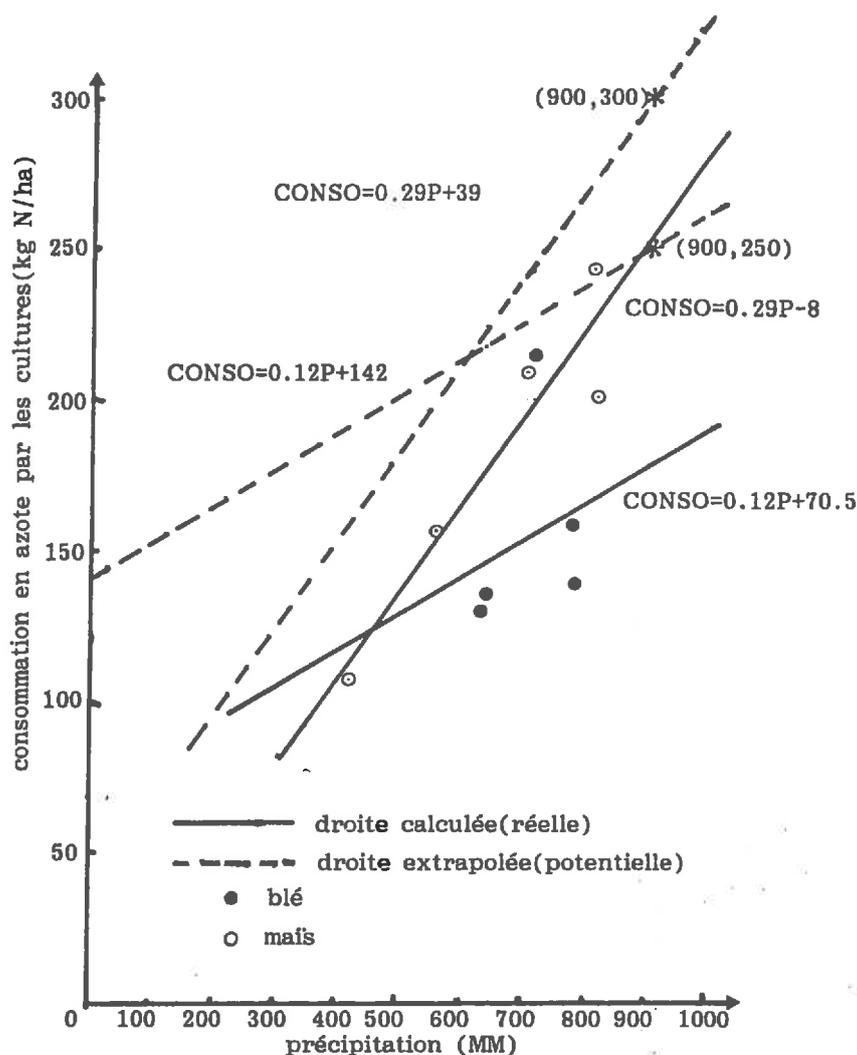


Figure III-13 Corrélation entre la consommation en azote par les cultures et la précipitation

-Nous avons reporté la consommation réelle en azote par les cultures, maïs et blé respectivement, en relation avec la précipitation (figure III-13). Nous voyons qu'il existe une certaine corrélation entre la consommation et la précipitation et que celle-ci est plus nette pour les années maïs que pour les années blé. Dans l'hypothèse d'une corrélation linéaire, nous avons obtenu les deux droites de régression suivantes :

$$CONSO = 0.29P - 8$$

pour le maïs

(III-2)

$$CONSO = 0.12P + 70.5$$

pour le blé

(III-3)

-Nous admettons que la disponibilité en azote nitrique assimilable par la plante est indépendante des précipitations et reste donc la même d'une année à l'autre, c'est à dire que l'écart entre la droite calculée et la droite de la consommation potentielle que nous cherchons est le même en tout point, ou en d'autre terme, que la droite potentielle est parallèle à la droite réelle calculée. En estimant que la consommation potentielle est de 300 kg N/ha pour le maïs et 250 kg N/ha pour le blé lorsque la précipitation annuelle est de 900 mm, c'est à dire que les deux droites potentielles passent respectivement par les points (900, 300) et (900, 250); nous trouvons les équations suivantes pour les droites de consommation potentielle :

$$\text{CONSO} = 0.29P + 39 \quad \text{pour le maïs} \quad (\text{III-4})$$

$$\text{CONSO} = 0.12P + 142 \quad \text{pour le blé} \quad (\text{III-5})$$

-A partir de ces deux dernières équations, nous avons calculé la consommation potentielle pour chaque année agricole qui se trouve dans la dernière colonne du tableau III-7.

Nous présentons maintenant les résultats de la simulation, qui concernent d'une part le lessivage de NO_3^- et d'autre part la consommation par les cultures.

La figure III-14 présente le résultat de la simulation du lessivage des NO_3^- au pas de temps mensuel. Nous pouvons constater que pour la plupart des années le modèle simule relativement bien les mesures comme cela est montré par les termes annuels dans le tableau suivant.

année	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83
culture	M	B	M	B	M	B	M	B	M	B
D (MM) observé	91	101	37	127	224	94	168	71	187	122
D (MM) calculé	86	103	31	126	222	101	115	62	180	107
lessivage mesuré(kg N/ha)	7.0	8.4	3.1	28.	67.	2.8	15.	1.2	21.	5.7
lessivage calculé(kg N/ha)	9.1	7.8	3.0	6.6	30.	3.7	11.	2.3	20.	5.6

M = Maïs; B = Blé

Tableau III-8 Comparaison entre les lessivages annuels calculé et observé

Figure 11-14 A : Comparaison entre le lessivage observé et calculé (RMAX et DCRT variant)
Année 73-77

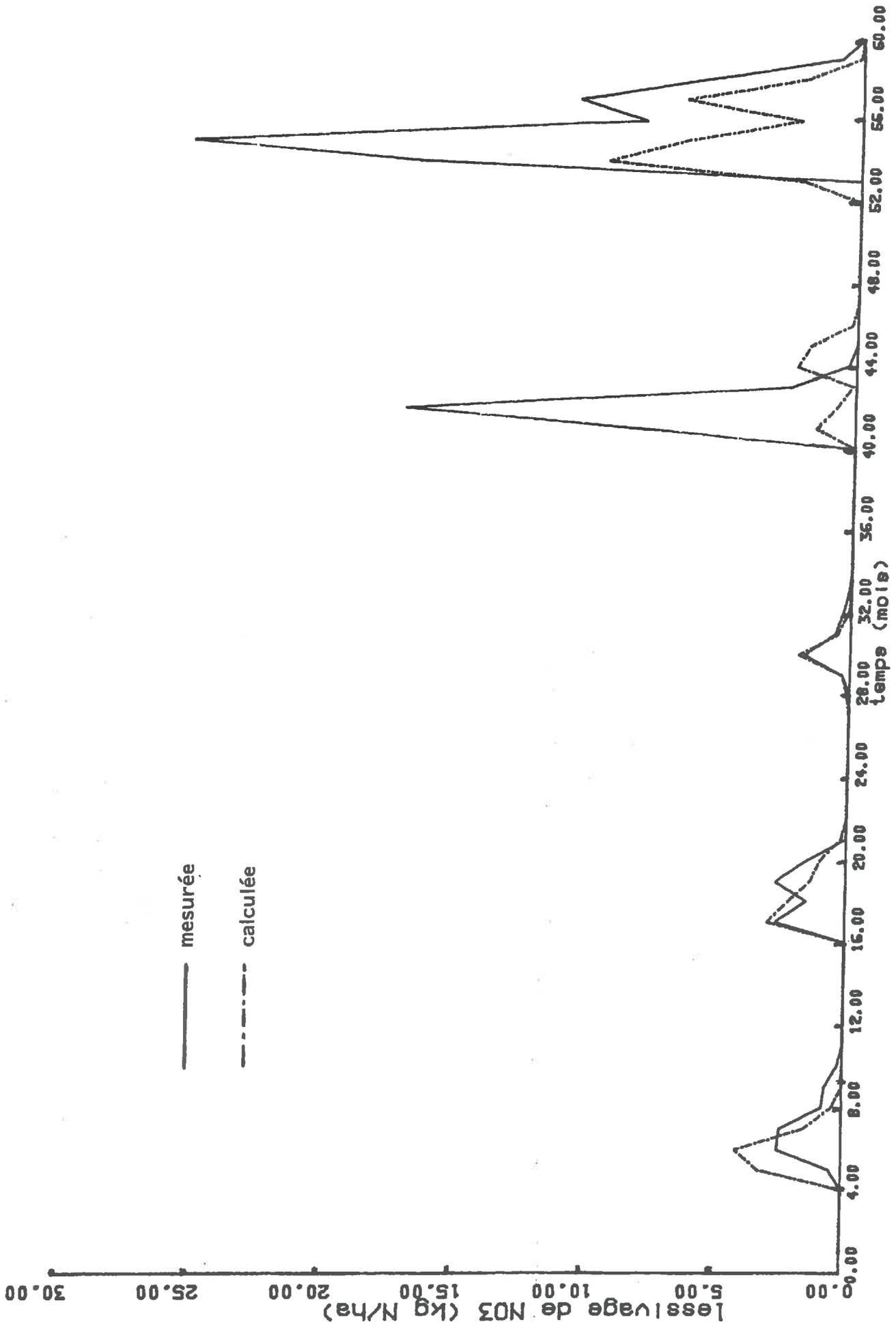
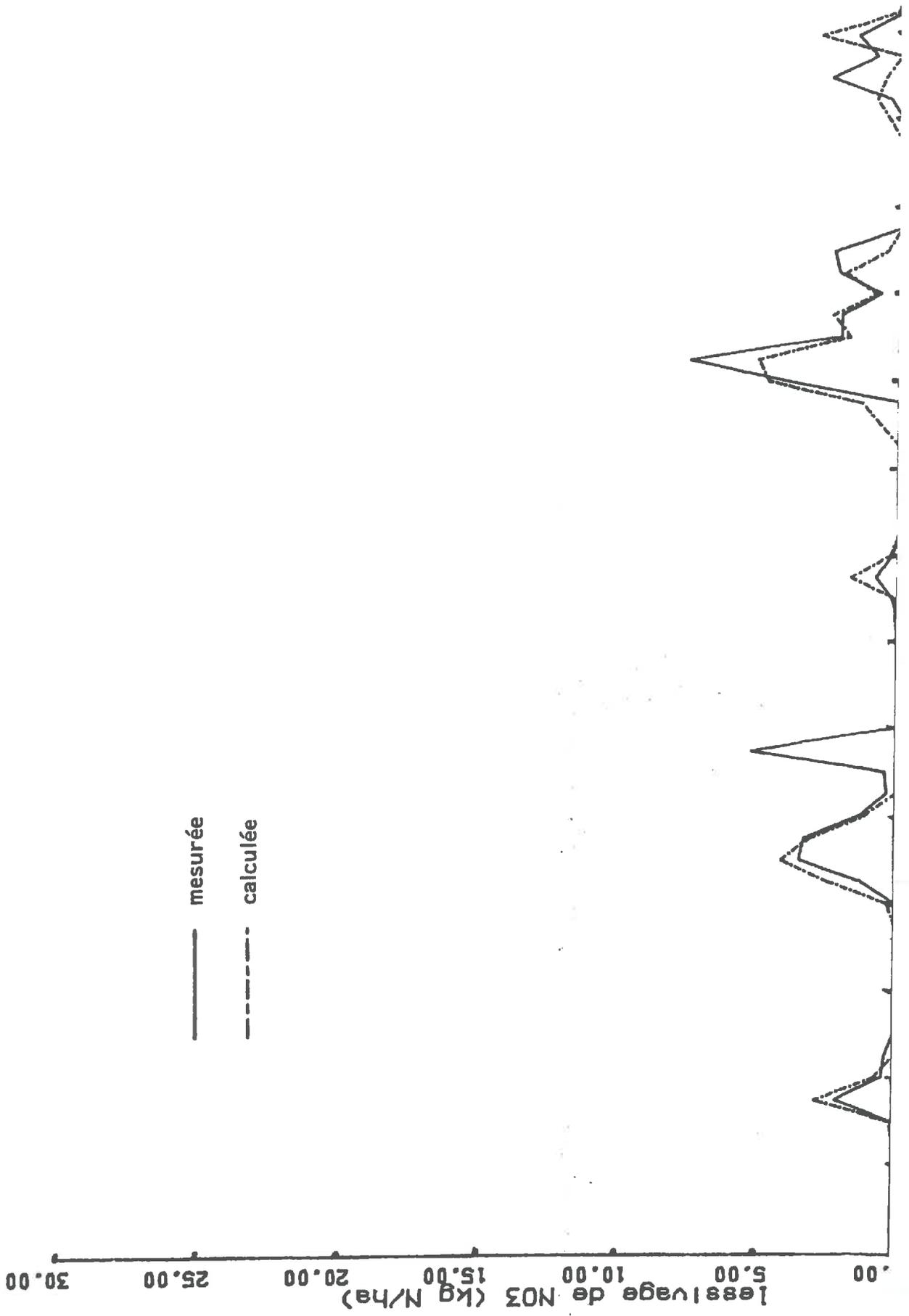


Figure III-14 B : Comparaison entre le lessivage observé et calculé (RMAX et DCRT variant)
Année 78-82



Le lessivage des NO_3^- étant fortement influencé par le drainage de l'eau, l'allure de la courbe du lessivage suit très sensiblement celle de la courbe du drainage. Ainsi on observe encore une fois que pour les années de maïs les courbes calculées sont systématiquement en-dessous des courbes mesurées à la fin du printemps comme cela était le cas pour le drainage où le modèle simule mal pour cette période. Rappelons que nous avons attribué cette anomalie à une perméabilisation du sol provoquée par le labourage avant le semis du maïs.

Toujours pour les deux années (76-77 et 77-78) qui suivent la grande sécheresse (75-76), l'écart entre le calcul et l'observation est important, à savoir le lessivage calculé est nettement inférieur au lessivage observé. Ceci peut s'expliquer par une minéralisation accrue de l'azote organique comme semble le montrer des expériences réalisées en laboratoire (Mariotti, 1982) où la vitesse de la minéralisation des échantillons de sol préséchés à l'air est accélérée par rapport au cas d'échantillons normaux. Ce phénomène, appelé "flush effect", est expliqué par une destruction de la biomasse du sol entraînée par la dessiccation qui constitue ainsi une réserve de matière organique fraîche très labile, donc plus facilement minéralisable (Mariotti, 1982). Nous pensons qu'un phénomène de ce type a pu se produire au sein de la case lysimétrique à la suite de la période de la grande sécheresse de 1976. Ceci n'est pas pris en compte par le modèle qui considère que la cinétique de la minéralisation est invariante.

années agricoles	culture	consommation mesurée(kg N/ha)	consommation calculée(kg N/ha)
08/05/74-30/10/74	Maïs	157.1	124.6
05/12/74-29/07/75	Blé	158.6	163.8
23/04/76-16/09/76	Maïs	107.3	128.9
26/10/76-16/08/77	Blé	214.7	147.9
12/05/78-31/10/78	Maïs	243.2	186.4
22/11/78-14/08/79	Blé	129.7	133.6
29/04/80-20/10/80	Maïs	209.2	157.4
29/10/80-12/08/81	Blé	136.3	152.1
21/04/82-18/10/82	Maïs	201.1	202.6
23/11/82-03/08/83	Blé	138.8	155.7

Tableau III-9 Comparaison entre la consommation calculée et la consommation mesurée

A part le lessivage, un autre résultat important du modèle est le calcul de la consommation d'azote par les cultures. Le tableau III-9 donne la comparaison entre la

consommation calculée et celle mesurée. Nous pouvons voir que les valeurs calculées sont en général assez proches de celles mesurées. Tout comme pour le lessivage, le modèle donne des valeurs inférieures à celles observées pour les deux années discutées ci-dessus et pour l'année 80. Comme cela vient d'être dit, les sous-estimations de la consommation et du lessivage par le modèle peuvent s'expliquer par le fait que la mobilisation en azote nitrique a été sous-estimée pour ces deux années par le modèle.

Par contre, l'année 80 présente une anomalie inexplicée. Si le lessivage calculé inférieur au lessivage mesuré est dû au fait que le drainage calculé de cette année a été inférieur à celui mesuré (voir III-3-1), nous ne comprenons alors pas très bien pourquoi cela est aussi le cas pour la consommation, d'autant plus qu'une sous-estimation du lessivage devrait plutôt provoquer une sur-estimation de la consommation d'azote. En tout cas, il ne s'agit plus d'une influence de la grande sécheresse car l'année précédente (1979) est déjà revenue à l'état normal.

Les valeurs des paramètres biochimiques retenues après le calage du modèle sont indiquées dans le tableau III-10. Les paramètres Q_{am} , Q_{ni} , Q_{ra} et Q_{rn} qui sont les coefficients de correction de K_{am} , K_{ni} , K_{ra} et K_{rn} en fonction de la température ont été pris respectivement égales à 1.071, 1.071, 1.05 et 1.05, valeurs adoptées par Prat (1982). On constate que les paramètres ajustés sont très proches (K_{ra} et K_{rn}) ou à l'intérieur des fourchettes (K_{am} et K_{ni}) des valeurs rapportées dans les littératures (Mehan et Tanji, 1974; Prat, 1982).

$K_{am}(1/j)$	$K_{ni}(1/j)$	$K_{ra}(1/j)$	$K_{rn}(1/j)$
0.002	0.2	0.1	0.1

Tableau III-10 Valeurs des paramètres biochimiques calées

Pour ce qui concerne le coefficient d'absorption de NO_3^- par les racines des plantes (K_{ab}), nous lui avons imposé une valeur unique pour chaque culture. Le calage nous donne le résultat suivant :

$$K_{ab} = \begin{array}{ll} 0.4 \text{ (kg/ha)} & \text{pour le maïs} \\ 3.0 \text{ (kg/ha)} & \text{pour le blé} \end{array}$$

Ce coefficient traduit en fait l'efficacité de l'utilisation de l'azote par les cultures: plus il est petit, plus l'efficacité est grande. On peut donc dire que le maïs prélève plus efficacement l'azote que le blé.

Figure III-15 A : Comparaison entre le lessivage observé et calculé (RMAX et DCRT constants)
Année 73-77

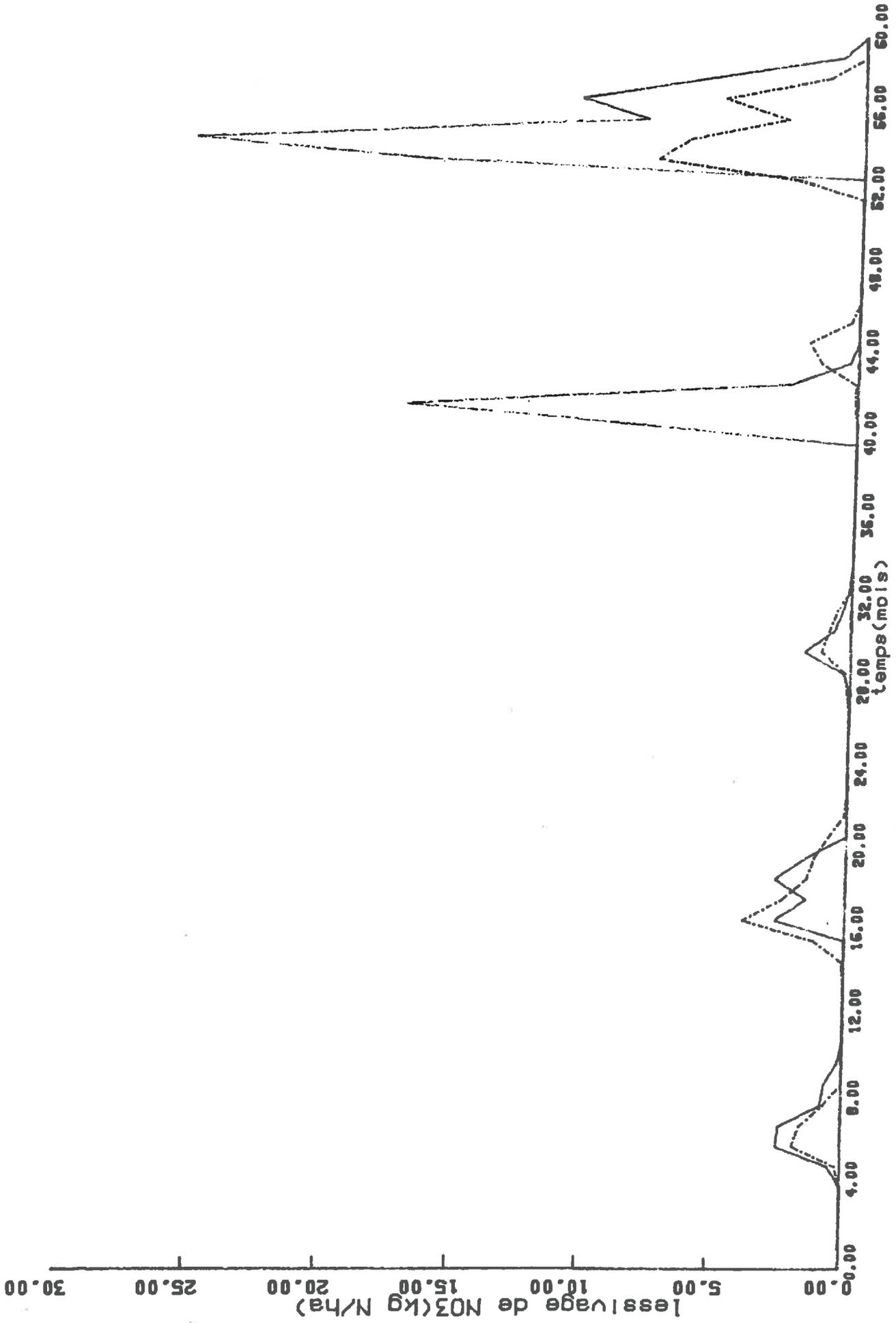
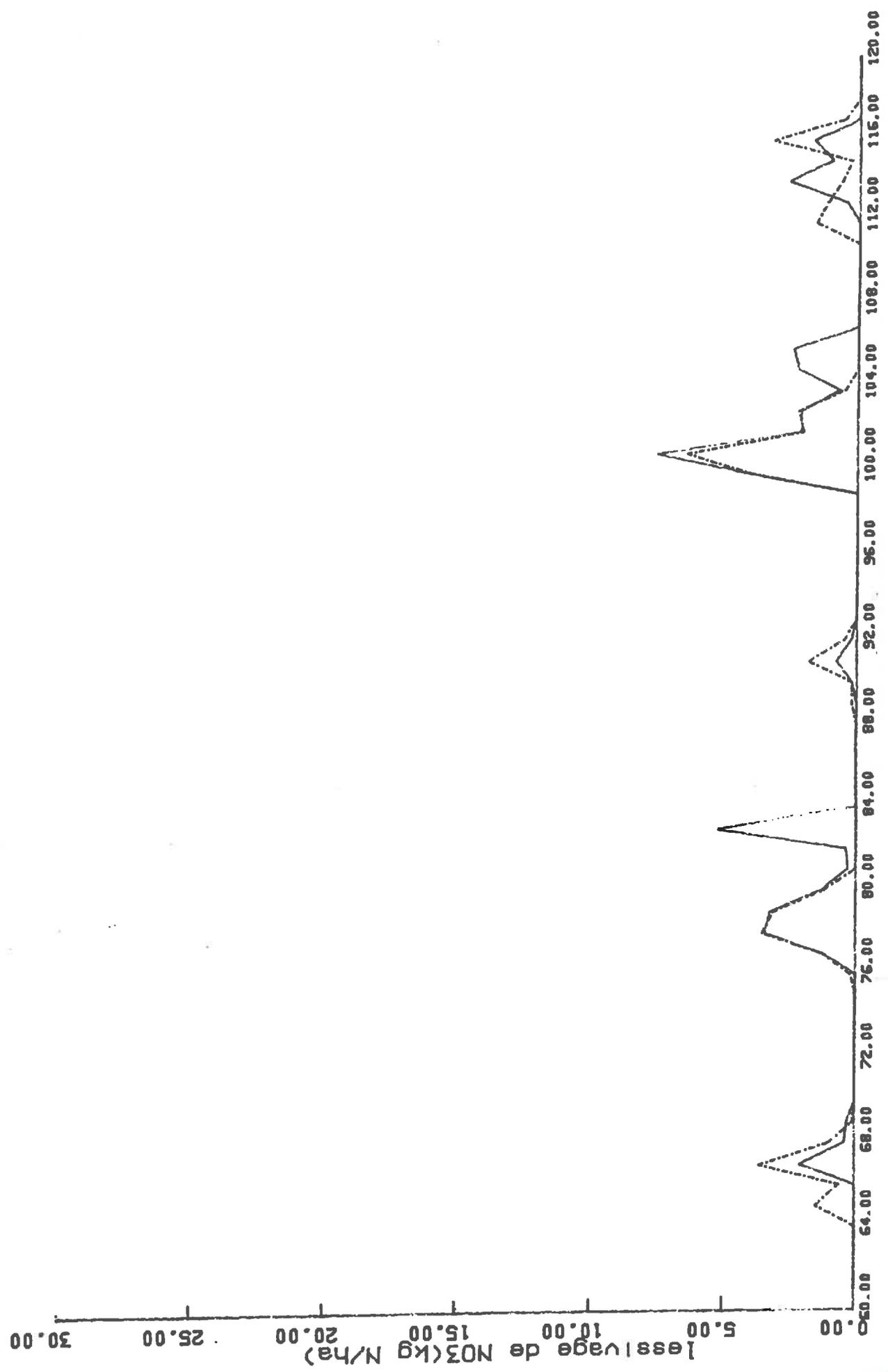


Figure III-15 B : Comparaison entre le lessivage observé et calculé (RMAX et DCRT constants)
Année 78-82



Nous avons fait également une simulation en utilisant le résultat du drainage calculé avec les paramètres DCRT et RMAX constants (Fig. III-15). Nous en tirons à peu près les mêmes constatations que pour la simulation précédente mais les écarts entre le calcul et l'observation sont plus importants.

CONCLUSION

Cet exemple d'application du modèle MORELN nous permet de conclure de la manière suivante:

Nous pouvons dire qu'en général, le modèle a correctement simulé le flux de l'eau et des NO_3^- traversant le sol ainsi que la consommation d'azote par les cultures. Les valeurs des paramètres DCRT et RMAX déterminant le bilan hydrique retenues par le calage du modèle sont très proches l'une de l'autre, mais cela est explicable dans le cas d'une case lysimétrique. Les valeurs des paramètres concernant la cinétique des transformations biochimiques de l'azote dans le sol sont tout à fait cohérentes avec celles citées dans la littérature. Une conclusion de notre approche est d'avoir proposé des valeurs pour le paramètre K_{ab} caractérisant l'absorption d'azote par les racines qui doivent être critiquées sur d'autres applications.

Les événements climatiques extraordinaires peuvent perturber considérablement le cycle de l'azote dans le sol. La grande sécheresse de l'année 1976 a amplifié fortement la minéralisation et la nitrification dans le sol pendant les deux années qui suivent. Le modèle aurait besoin d'être adapté pour être capable de prendre en compte ces perturbations dont les mécanismes ne sont pas encore quantifiés.

A l'échelle de la case lysimétrique, le comportement du sol à l'égard du drainage et du lessivage est très sensible au changement de l'occupation du sol (la rotation de culture) et au labourage. Les résultats des simulations obtenus avec les valeurs constantes des paramètres traduisant les propriétés physiques du sol (DCRT et RMAX) sont donc moins satisfaisants que ceux obtenus avec les valeurs de ces paramètres variant d'une année à l'autre. Notons qu'une variation saisonnière de ces paramètres aurait pu être envisagée.

Les meilleurs résultats d'applications de cette fonction production de l'eau avec DCRT et RMAX constants aux bassins versant de grandes extensions peuvent peut-être être expliqués par le fait que la variation individuelle dans le temps de chacune des parcelles de sol peut se compenser mutuellement de sorte que le comportement de l'ensemble du système reste constant. On peut donc évoquer une compensation de la variation temporelle par l'hétérogénéité spatiale. De plus, du point de vue probabiliste et statistique, on peut peut-être même imaginer que plus l'extension et l'hétérogénéité spatiale est grande, plus l'échelle du temps sur laquelle l'ensemble du système reste constant est grande. Il y a donc une relation entre l'échelle du temps et l'échelle de l'espace en ce qui concerne la constance du milieu.

En conclusion, ces résultats nous encouragent d'appliquer le modèle MORELN aux systèmes bassin versant.

CHAPITRE IV

MODELISATION DU TRANSFERT DES NITRATES SUR LE BASSIN VERSANT DE LA NOE-SECHE

**APPLICATION DU MODELE MORELN A UN
PETIT BASSIN VERSANT EXPERIMENTAL**

CHAPITRE IV MODELISATION DU TRANSFERT DES NITRATES SUR LE BASSIN VERSANT DE LA NOË-SECHE APPLICATION DU MODELE MORELN A UN PETIT BASSIN VERSANT EXPERIMENTAL

Au cours du chapitre précédent, nous avons tenté de valider un modèle de lessivage de nitrates (MORELN) à partir des données sur case lysimétrique. Notre objectif final est d'utiliser ce modèle pour simuler le transfert des nitrates dans un système hydrologique à l'échelle du bassin versant régional. Or, un tel système est d'une grande complexité comparée à la case lysimétrique. Ainsi nous ne pouvons pas, a priori, garantir que ce qui a été validé sur une case lysimétrique puisse s'appliquer également à l'échelle régionale. Il paraît donc prudent de poursuivre le test du modèle sur une échelle intermédiaire, par exemple, celle d'un petit bassin versant expérimental comme celui de la Noë-Sèche dans le département des Côtes du Nord.

Sur le plan pragmatique, l'intensification des activités agricoles en Bretagne fait connaître à cette région des problèmes de dégradation de la qualité des milieux aquatiques, parmi lesquels la pollution des eaux par les nitrates devient de plus en plus préoccupante. Ainsi, depuis l'année 1980, la Direction Départementale de l'Agriculture (DDA) des Côtes-du-Nord et le Service Régional de l'Aménagement des Eaux (SRAE) de Bretagne poursuivent une série d'études pluridisciplinaires sur la commune de Foeil, choisie comme site expérimental. Ces études ont pour but de connaître l'ampleur, les origines et les caractéristiques de la pollution diffuse par les nitrates et par les phosphates pouvant émaner des activités agricoles et de définir et tester des solutions possibles de réduction de cette pollution. Des études d'inventaire (descriptions, observations, analyses et enquêtes) ont été entreprises et elles prouvent que le domaine rural apporte la majeure partie des nitrates et un pourcentage non négligeable de phosphates (SRAE, 1985). Notre tâche est d'apporter des éléments complémentaires à ces études par une approche quantitative qui est celle de la modélisation.

En ce qui concerne le bassin versant de la Noë-Sèche plus concrètement, il se situe à l'amont du barrage de la Méaugon sur le Gouët, qui constitue une retenue pour l'alimentation en eau potable de la ville de Saint-Brieuc et de sa région. Depuis certaines années, cette retenue subit des problèmes d'eutrophisation dont l'origine est l'apport des éléments nutritifs du domaine rural situé en amont (SRAE, 1985). Nous nous proposons de contribuer à l'étude de l'impact des activités agricoles de la Noë-Sèche sur l'eutrophisation de son domaine aval et notamment du réservoir de la Méaugon sur le Gouët.

IV-1 DESCRIPTION DU SITE

La Noë-Sèche est un affluent du Gouët situé sur la commune du Foeil (à 3 km de Quintin, à 20 km au Sud de Saint-Brieuc; Fig. IV-1). La superficie du bassin est évaluée à environ 600 ha (576 ha exactement qui seront pris en compte par notre modélisation).

Le climat est de type océanique breton avec une température moyenne annuelle de 11°C, le mois de Février étant le plus froid (5°C) et celui d'Août le plus chaud (18°C). Les stations météorologiques du voisinage (Tableau IV-1) donnent comme valeurs moyennes annuelles une pluviométrie de 850 mm et une ETP de 618 mm.

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	TOT
Précipita. à Plaintel 1951-1975	93	76	64	60	60	52	43	58	74	75	107	85	845
ETP à Rostrenen 1956-1972	14	20	41	62	87	97	103	82	55	29	15	13	618

Tableau IV-1 Données pluviométriques et évaporimétriques (mm)

Le relief est accusé: l'altitude passe de 260 m à 173 m et les pentes sont fortes, dépassant 7% sur 40% de la superficie du bassin.

IV-1-1 GEOLOGIE ET PEDOLOGIE DU BASSIN

La géologie est marquée par deux faciès de granite constituant le substratum rocheux: granite à grain moyen dans le Nord du bassin et granite à biotite porphyroïde dans le Sud.

Sur ces deux granites existent des couvertures de diverses origines et caractéristiques qui présentent une toposéquence régulière (Fig. IV-2):

-les substrats durs, correspondant à différentes altérations des roches de base, sur les parties hautes du bassin: "granite peu altéré" sur le plateau et les buttes; "arène de granite" (altération sableuse) et un peu d'"altérite de granite" (altération aboutissant à une masse plastique argilo-sableuse) en début des pentes.

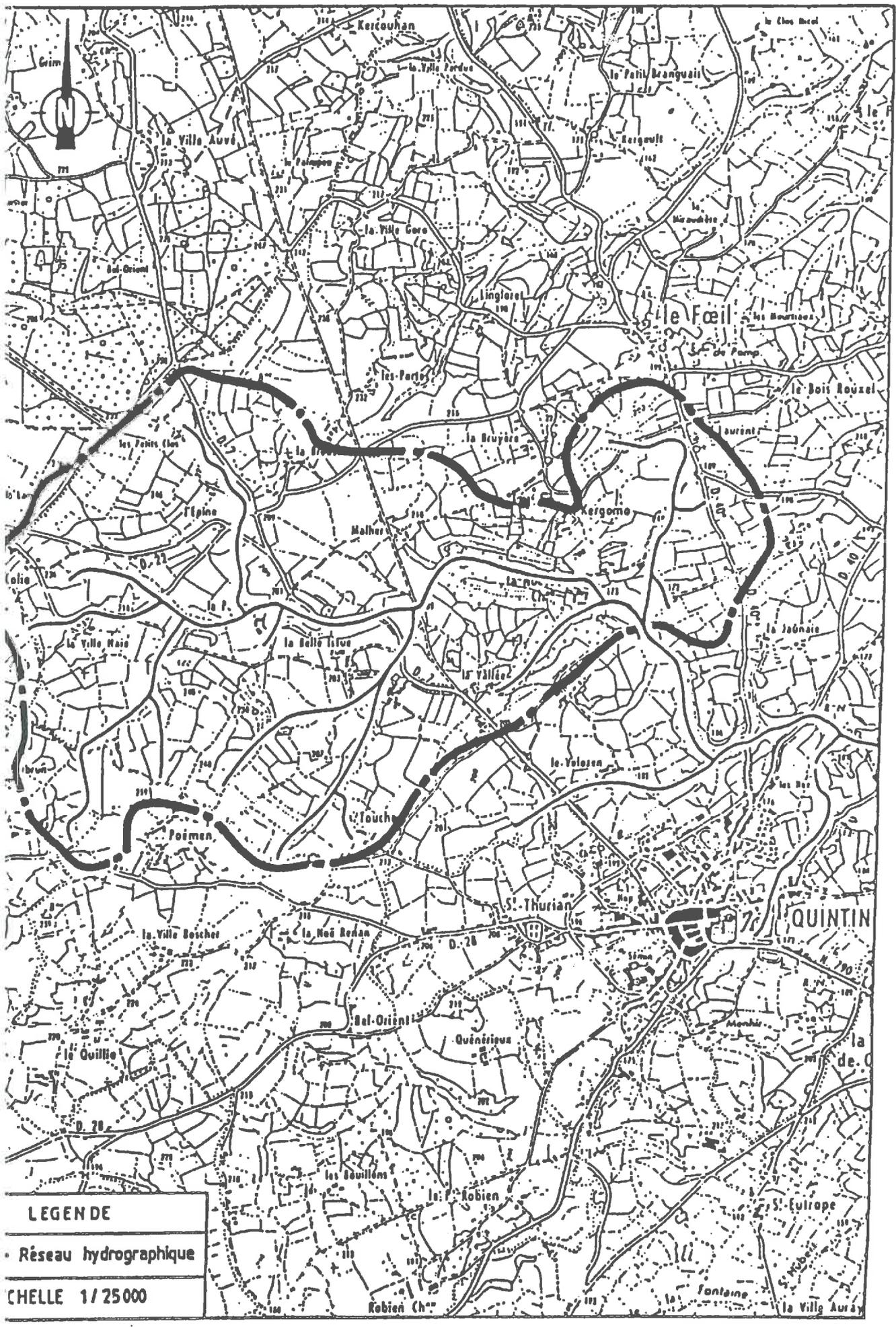
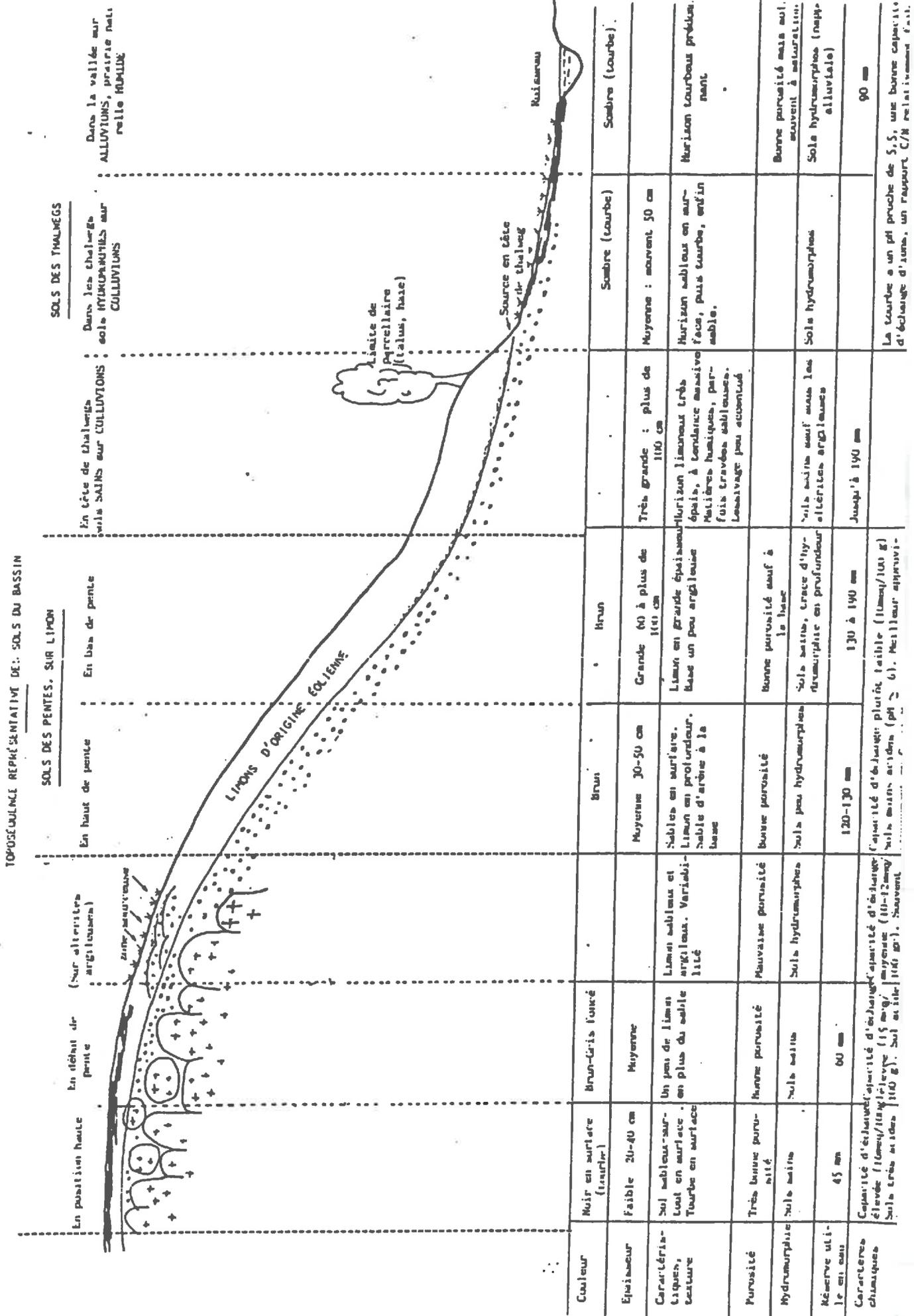


Figure IV-1 : Bassin versant de la Noë-Sèche

Figure IV-2 : Toposéquence représentative des sols du bassin



-**les substrats meubles**, provenant de divers dépôts récents, sur les parties basses du bassin: "dépôts limoneux" (d'origine vraisemblablement éolienne) sur les pentes; "colluvions" (formées par l'accumulation des matériaux transportés sur les pentes à l'état solide ou boueux) dans les thalwegs et "alluvions" (formées par l'accumulation des sédiments de la Noë-Sèche) dans la vallée alluviale de la rivière.

Au-dessus de ces substrats se sont développés des sols d'une grande diversité. Les études pédologiques (Buson, 1982) ont permis d'établir une carte des sols précise du bassin et d'effectuer un classement multifactoriel (d'après leurs substrats, succession d'horizons, épaisseur et hydromorphie).

Nous pouvons regrouper les sols en trois grandes catégories:

(1) **Les sols du plateau granitique**: ils occupent 40% de la superficie totale du bassin, en position haute dans le relief, ils sont peu profonds, de texture sableuse, très poreux et sans hydromorphie.

(2) **Les sols des pentes sur limon éolien**: ils sont caractérisés par un horizon limoneux, de plus en plus épais vers le bas de la pente. En surface, des sables grossiers érodés venus des amonts forment des plages. En profondeur, à proximité de l'arène, ces sols sont à nouveau plus sableux.

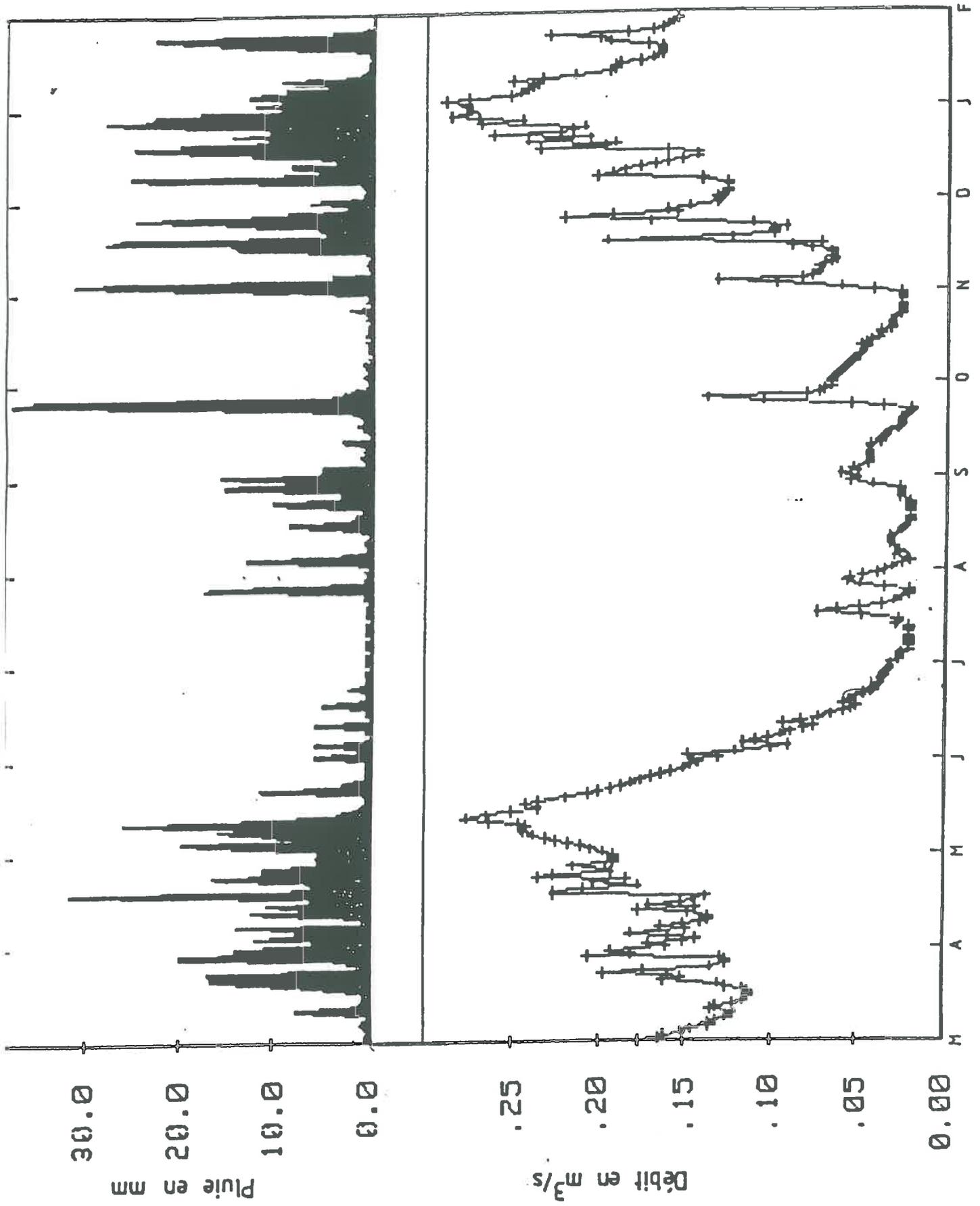
(3) **Les sols de thalwegs**: ils regroupent les sols développés sur les colluvions et sur les alluvions. Ils sont caractérisés par une texture fine limono-argileuse, une forte hydromorphie, une abondance en matière organique et une épaisseur importante.

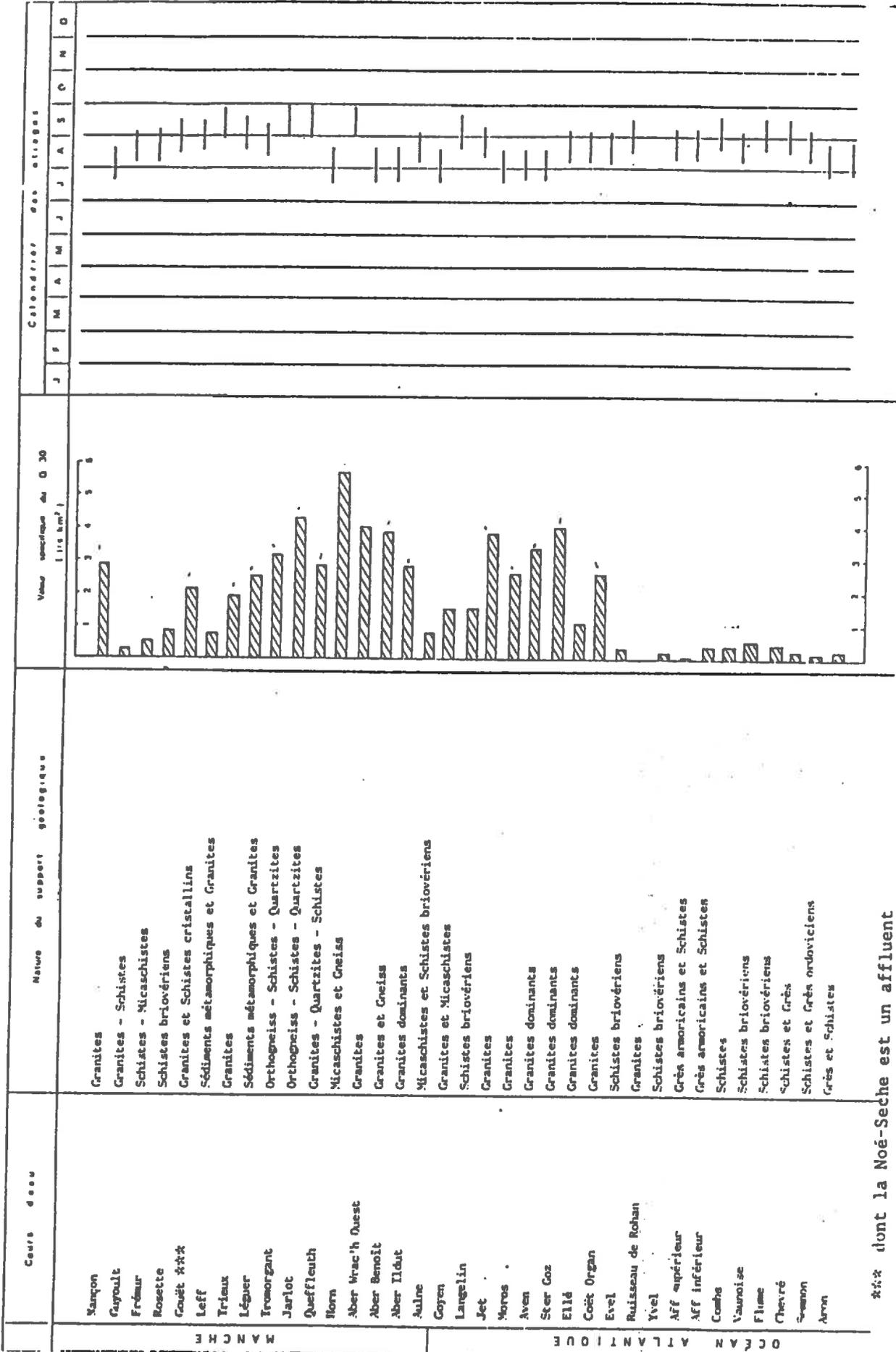
Donc, en résumé, au fur et à mesure que nous nous déplaçons de haut en bas du bassin, nous passons progressivement des sols de texture sableuse, peu profonds, peu riches en matière organique, peu hydromorphes et de bonne perméabilité, aux sols de texture limono-argileuse, profonds, riches en matière organique, hydromorphes et de mauvaise perméabilité.

IV-1-2 ASPECT HYDROGEOLOGIQUE

Faute de forages sur le terrain, nous ne disposons pas de données hydrogéologiques précises concernant le développement de la nappe souterraine. Néanmoins, les études pédologiques nous permettent de dégager les points suivants concernant la circulation de l'eau dans le sous-sol :

-la majorité des unités de sol (surtout lorsqu'elles concernent les deux premières catégories de sols) ont une grande porosité et une bonne perméabilité permettant une infiltration profonde. L'écoulement vertical est nettement prédominant.





*** dont la Noé-Seche est un affluent

-dans certaines zones relativement peu perméables comme celle des altérites du granite et celle des sols hydromorphes, la circulation des eaux tend à devenir horizontale, formant ainsi des zones de sources.

-l'infiltration importante provoque une accumulation d'eau en profondeur dans l'arène de granite, pouvant donner naissance à une nappe souterraine. Mais cela semble rester local et sans doute temporaire.

D'autre part, un pluviographe et une station de jaugeage ont été installés pendant la période Mars 1983 à Février 1984 (Fig. IV-3). La courbe débitmétrique montre que la réponse du bassin vis-à-vis de la pluie est très rapide et que les crues représentent une part prédominante du volume écoulé. Toutefois, si nous comparons la Noë-Sèche avec d'autres bassins bretons (Fig. IV-4), notamment avec ceux qui ont une roche de base schisteuse, nous pouvons voir que son débit d'étiage est relativement bien soutenu, ce qui suggère une nappe souterraine relativement bien développée.

IV-1-3 ACTIVITES AGRICOLES ET BILAN DE L'AZOTE

En ce qui concerne les productions végétales, une carte de culture a été établie pour l'année 1981 (Saunier, 1982). Elle nous permet de connaître l'occupation du sol sur le bassin. Un calcul des surfaces à partir d'une discrétisation par mailles carrées (Geng, 1986) nous donne le résultat suivant (Tableau IV-2) :

forêts et friches	prairie permanente	prairie temporaire	têtes d'assolement	céréales
9.8%	13.4%	36.8%	16.1%	23.9%

Tableau IV-2 Occupation du sol sur le bassin de la Noë-Sèche

	la Noë-Sèche	Canton	Département
Vaches Laitières	1.05	0.82	0.71
Ensemble Bovin	1.44	1.48	1.45
Truies mères	0.63	0.33	0.36
Porcs Engrais	4.10	3.09	3.51
Poules et Poulettes	10.20	28.13	27.32
Poulets de chair	54.70	32.63	13.44
Dindes et Dindons	5.43	5.53	4.78
Brebis	0.13	1.48	0.07

Tableau IV-3 Comparaison de l'intensité des élevages animaux à celle du canton et du département (UGB/ha de SAU) (d'après le SRAE)

La Surface Agricole Utile (S.A.U.) est évaluée à 487 ha.

Les productions animales sont intensives (Tableau IV-3). La principale activité est l'élevage bovin qui intéresse neuf agriculteurs sur dix. La densité (1,4 U.G.B. par hectare de S.A.U.) correspond à la moyenne départementale, avec toutefois une densité de vaches laitières un peu supérieure.

A partir d'une enquête réalisée entre Oct. 1982 et Oct. 1983, moyennant un certain nombre d'hypothèses sur le volume et la composition des déjections animales ainsi que sur le rendement et la composition des récoltes de céréales, le bilan agronomique de l'azote, c'est à dire le bilan sur la S.A.U., a été établi sous forme globale et partielle (Tableau IV-4 et IV-5).

Apports		total	Exportation par culture	Bilan
Organiques	minéraux			
128	112	240	-200	+40

Tableau IV-4 Bilan agronomique global de l'azote sur le bassin de la Noë-Sèche (kg N/ha de SAU) (d'après le SRAE)

	Apports			Exportation par culture	Bilan
	Org.	minéraux	total		
Maïs (74.8 ha)	260	100	360	137	223
Betteraves (12.8 ")	374	79	453	148	305
Choux (49.5 ")	149	38	187	150	37
Blé (26.3 ha)		97	97	139	-42
Orge d'hiver (39.5 ")		72	72	91	-19
Orge de printemps (38.5 ")		50	50	84	-34
Avoine d'hiver (7.5 ")		42	42	102	-60
Avoine de printemps (1.5 ")		120	120	111	9
Chanvre (5.5 ")	218		218	100	118
Pommes de terre (2 ")		60	60	120	-60
Prairie temporaire(225 ")	110	157	267	256	11
Prairie permanente(43 ")	125	22	147	183	-36

Tableau IV-5 Bilans agronomiques partiels de l'azote sur le bassin de la Noë-Sèche (kg N/ha) (d'après la Chambre de l'Agriculture)

Nous pouvons constater que le bilan global traduit un excédent de 40 unités d'azote par hectare de S.A.U.. Tandis que les bilans partiels sont très variés, allant d'un bilan quasiment équilibré (le cas pour la prairie temporaire par ex.) ou même légèrement déficitaire (pour la prairie permanente et le blé par ex.) jusqu'à des bilans largement excédentaires (pour le maïs et les betteraves).

Enfin, nous donnons le bilan total en azote sur l'ensemble du bassin dans le tableau IV-6. Il diffère du bilan agronomique puisque l'on y a inclus toutes les quantités d'azote mises en jeu, y compris celles perdues pour les cultures (apports non valorisés aux champs, pertes lors des déplacements d'animaux, fuites directes aux sièges d'exploitations etc.) sur la superficie totale. Enfin, nous donnons le bilan total en azote sur l'ensemble du bassin dans le tableau IV-6. Il diffère du bilan agronomique puisque l'on y a inclus toutes les quantités d'azote mises en jeu, y compris celles perdues pour les cultures (apports non valorisés aux champs, pertes lors des déplacements d'animaux, fuites directes aux sièges d'exploitations etc.) sur la superficie totale du bassin (576 ha) et non seulement la S.A.U.

	total (kg N/an)	par hectare (kg N/ha/an)
<u>Apports</u>		
Engrais minéraux	54480	95
Engrais organiques valorisables (épandage + 50% des déjections animales au champ)	66575	116
déjections au champ non valorisables	11936	21
Pertes directes (sur routes, exploitations)	3345	6
Total	136336	237
<u>Exports</u>		
par les cultures	-97165	-169
par la Noë-Sèche	-34019	-59
Total	-131184	-228
Bilan	5152	5

Tableau IV-6 Bilan total de l'azote sur la Noë-Sèche
(d'après le SRAE)

IV-2 MODELISATION

IV-2-1 MISE EN OEUVRE DU MODELE

Après une tentative de modélisation incluant une discrétisation spatiale (Geng, 1986), nous avons finalement décidé d'adopter un modèle global et cela pour plusieurs raisons.

Le site est un petit bassin versant dont la superficie ne fait que 576 ha. De plus, bien qu'il semble exister une nappe souterraine relativement développée par rapport aux autres bassins bretons, son importance reste malgré tout limitée vis-à-vis du transfert des nitrates par rapport aux autres processus de transfert rapide qui se manifestent pendant les crues. Cette hypothèse semble corroborée par les mesures de flux de nitrates dans la rivière dont les fortes valeurs coïncident avec les forts débits (Fig. IV-5) devant celle des autres lieux de stock et de transfert. De plus, nous ne disposons d'aucune donnée pour caractériser cette nappe. Nous admettrons donc que le phénomène dominant, à l'échelle du bassin, est la production et non le déplacement, de telle sorte que nous considérerons pour la modélisation le bassin comme une grande case lysimétrique à polyculture.

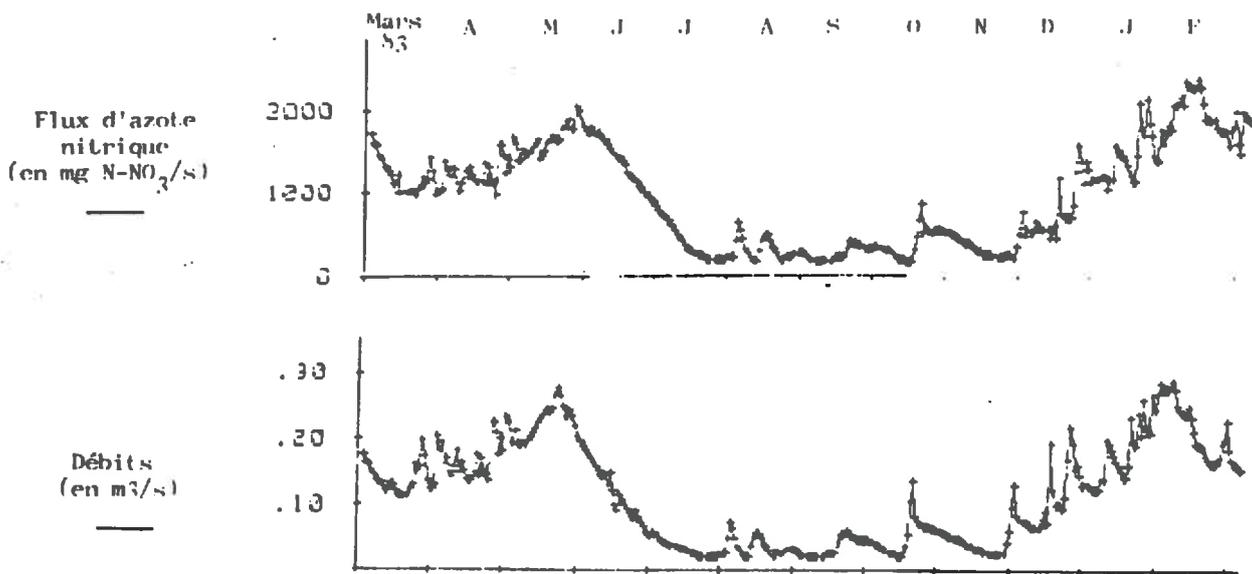


Figure IV-5 Débit et flux en NO₃⁻ mesurés à l'exutoire de la Noë-Sèche

D'autre part, comme nous l'avons indiqué au début de ce chapitre, nous nous intéressons surtout à l'impact des activités agricoles du bassin sur son domaine aval, c'est à dire à la quantité de produits nutritifs (nitrates en ce qui concerne cette étude) exportée par la rivière. Tandis que l'état interne de la pollution du bassin ne nous intéresse qu'en termes moyens. Ainsi nous nous contenterons d'évaluer la sortie à partir de l'entrée en assimilant le bassin à une "boîte grise" qui modifie le régime et la quantité de l'eau.

Notre modèle sera donc un modèle global à réservoirs qui se vidangent l'un dans l'autre et dont chacun représente une zone ayant un rôle spécifique dans le transfert des NO_3^- .

Selon les hypothèses précédentes, nous schématiserons le fonctionnement du bassin comme suit.

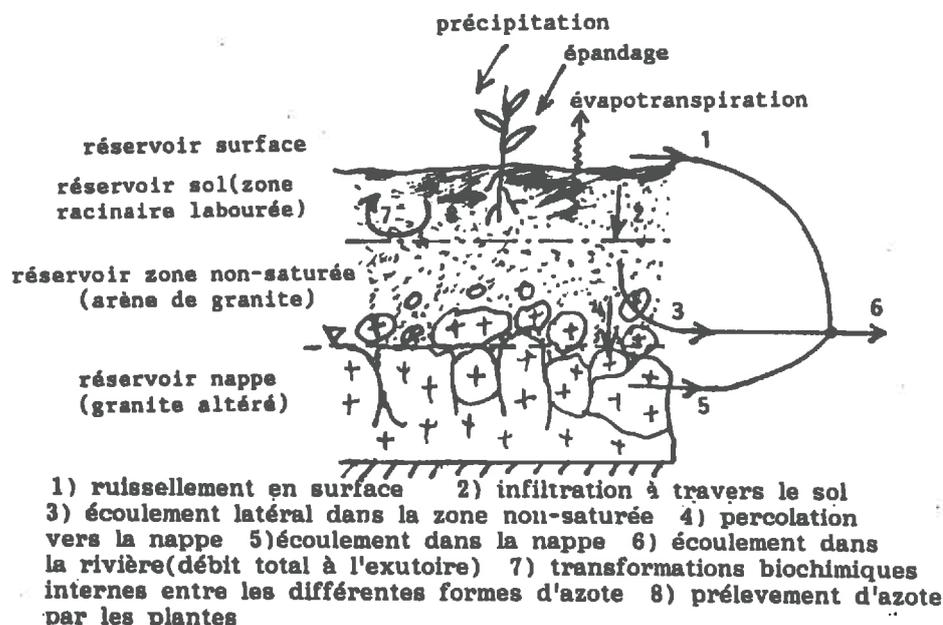


Figure IV-6 Schéma du fonctionnement du bassin

Ainsi le domaine est divisé verticalement en quatre zones, chacune d'elles constituant un réservoir. Les engrais épandus sur le champ sont dissous par l'eau de précipitation. Selon la répartition entre le ruissellement et l'infiltration, une partie de l'azote dissous est ruisselée pour arriver directement à l'exutoire et l'autre infiltrée dans le sol. Le cycle de l'azote dans le sol produit un flux de NO_3^- dont une partie est prélevé

par les racines des cultures et une seconde percole vers la zone non-saturée. Là encore les NO_3^- peuvent être entraînés soit par un écoulement latéral rapide pour se joindre à l'écoulement de surface soit par une percolation plus profonde vers la nappe souterraine où ils subissent un transfert plus lent avant de parvenir finalement à l'exutoire.

La figure IV-7, basée sur le schéma ci-dessus, représente le fonctionnement du modèle. Les réservoirs de production, de répartition et de transfert en surface sont pratiquement identiques à ceux utilisés pour étudier la case lysimétrique sauf en ce qui concerne la modélisation du prélèvement des nitrates par les racines des plantes puisqu'il s'agit d'un système à polyculture. De plus, nous devons traiter autrement le réservoir de la zone non-saturée et prendre en compte plus le réservoir nappe.

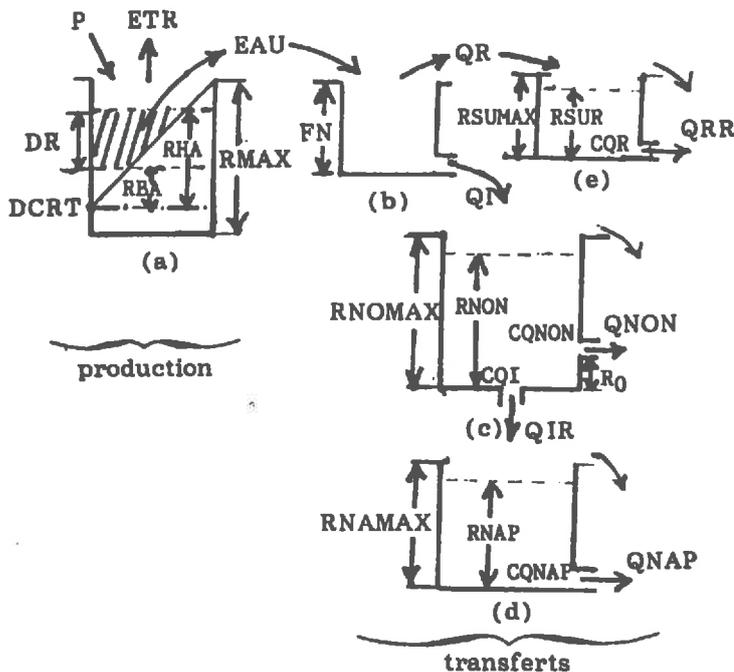


Figure IV-7 Schéma du fonctionnement du modèle

Modélisation du prélèvement des NO_3^- par les cultures :

L'approche phénoménologique utilisée reste toujours la même (celle de Michaëlis-Menten). Seulement nous traitons ici un système à polyculture dont nous considérerons que le comportement moyen peut-être traduit par un système unique

homogène de réservoirs. Nous calculerons d'abord le prélèvement pour chaque culture individuelle et nous les pondérerons en suite par leur surface pour avoir une consommation moyenne :

$$F_{ab} = \sum \{S_i * B_i * f_{ppi}(t_i/T_i) * (NO_3^-) / [K_{abi} + (NO_3^-)]\} / S \quad (IV-1)$$

avec F_{ab} : flux pondéré de prélèvement effectif de NO_3^- par les cultures
 S_i : surface cultivée de la culture i.
 B_i : consommation potentielle annuelle de la culture i.
 f_{ppi} : la fonction f_{pp} (voir II-1-2) pour la culture i.
 t_i : temps écoulé depuis le semis de la culture i.
 T_i : durée de vie de la culture i.
 K_{abi} : coefficient d'absorption de la culture i.
 S : surface totale du bassin ($S > \sum S_i$).
 (NO_3^-) : teneur en NO_3^- du réservoir sol supposé unique et homogène pour toutes les cultures.

Transfert dans les réservoirs représentant la zone non-saturée et la nappe :

Nous utiliserons toujours une loi de vidange exponentielle pour modéliser le transfert de l'eau dans ces deux réservoirs.

Le réservoir de la zone non-saturée reçoit comme entrée l'eau infiltrée QI et produit comme sorties une percolation verticale (QIR) vers le réservoir nappe et un écoulement latéral ($QNON$) vers l'exutoire lorsque le niveau dépasse un certain seuil R_0 . Ce réservoir, ayant un contenu $RNON$, est donc caractérisé par 4 paramètres: la capacité maximale du réservoir $RNOMAX$, le seuil minimal à dépasser pour produire un écoulement latéral R_0 et les deux coefficients de vidange CQI et $CQNON$ correspondant aux deux sorties. L'équation du bilan de l'eau dans ce réservoir s'écrit donc :

$$dRNON/dt = QI - CQI * RNON - MAX(CQNON(RNON - R_0), 0) \quad (IV-2)$$

Le deuxième et le troisième terme du second membre de cette équation représente respectivement le débit QIR et le débit $QNON$. Si $RNON$ ainsi calculé est supérieur à $RNOMAX$, on aura une "survidange" $RNON - RNOMAX$ et nous l'attribuerons à l'écoulement latéral $QNON$. Dans ce cas, $RNON$ calculé à la fin du pas de temps sera bien évidemment égal à $RNOMAX$.

Le réservoir nappe ayant un contenu $RNAP$, dont l'entrée et la sortie sont respectivement QIR et $QNAP$, est caractérisé par deux paramètres: une capacité maximale $RNOMAX$ et un coefficient de vidange $CQNAP$. L'équation de bilan est donc:

$$dRNAP/dt = QIR - CQNAP * RNAP \quad (IV-3)$$

L'éventuelle "survidange" RNAP-RNAMAX sera traité de la même façon que dans le réservoir zone non-saturée.

Une fois les trois composantes du débit calculés, leur somme donne le débit total :

$$QT = QRR + QNON + QNAP \quad (IV-4)$$

Les paramètres du modèle, sans être strictement mesurables in situ, ont un rapport avec les grandeurs physiques représentatives du système. Toutefois, la détermination finale de leurs valeurs sera effectuée par calage du modèle (Geng, et al. 1987).

Les transferts de NO_3^- dépendent directement des écoulements de l'eau. En supposant un mécanisme de mélange parfait et que les NO_3^- sont conservatifs pendant leurs transferts, nous pouvons écrire les équations suivantes :

Dans le réservoir zone non-saturée :

$$d(NO_3^-_{non})/dt = FI - FIR - FNON \quad (IV-5)$$

$(NO_3^-_{non})$ représente la teneur en NO_3^- dans ce réservoir (kg N/ha); FI, FIR et FNON sont les flux de NO_3^- entraînés respectivement par QI, QIR et QNON

On a donc :

$$FIR = (QIR/RNON)(NO_3^-_{non}) \quad (IV-6)$$

et

$$FNON = (QNON/RNON)(NO_3^-_{non}) \quad (IV-7)$$

(IV-5) devient :

$$d(NO_3^-_{non})/dt = FI - [(QIR + QNON)/RNON](NO_3^-_{non}) \quad (IV-8)$$

De même, dans le réservoir nappe on a :

$$d(NO_3^-_{nap})/dt = FIR - (QNAP/RNAP)(NO_3^-_{nap}) \quad (IV-9)$$

Enfin, le flux total de NO_3^- à l'exutoire est la somme des trois composantes :

$$FT = FRR + FNON + FNAP \quad (IV-10)$$

où FRR, FNON et FNAP représentent les flux de nitrates transportés par ruissellement, à travers la zone non-saturée et par l'intermédiaire de la nappe.

IV-2-2 DESCRIPTION DES DONNEES NECESSAIRES POUR LA MODELISATION

Nous présentons ici les données que nous avons acquises pour faire fonctionner le modèle.

A) Données de résultats d'observations à l'exutoire(Annexe 3-1)

Nous disposons des débits journaliers pour la période Mars 1983 - Février 1984, mesurés à la station de jaugeage à l'exutoire de la Noë-Sèche.

L'analyse chimique de l'eau nous donne la concentration en NO_3^- . Cette analyse a été effectuée en moyenne une fois tous les trois jours et nous attribuerons lors de la simulation aux jours où manquent les analyses (marqués par des valeurs négatives) les valeurs des jours précédents.

Avec ces deux séries de données, nous pouvons calculer un flux de NO_3^- qui nous servira pour le calage.

Ainsi notre simulation porte sur la période de Mars 1983 à Février 1984 et toutes les autres données seront réunies pour cette même période.

B) Données météorologiques(Annexe 3-2)

(1) Précipitation

Un pluviomètre installé sur le site a enregistré pour cette période une précipitation de 967 mm.

(2) Evapotranspiration potentielle

Nous avons utilisé les valeurs mensuelles de l'évapotranspiration PENMAN calculées avec les données de la station météorologique de ROSTRENEN située à 40 km de notre zone d'étude.

(3) Températures du sol

Mesurées à -20 cm de profondeur dans le sol et sous forme décadaire, ces données proviennent également de la station de ROSTRENEN.

C) Données agricoles

(1) Apports en azote sur le bassin

En premier lieu, nous disposons d'un calendrier journalier d'épandage d'engrais sous forme d'engrais minéral (ammonitrate), de fumier, de purin et de lisier respectivement sous des sites non localisés spatialement (Annexe 3-3).

Comme nous distinguons trois formes chimiques d'azote dans le modèle (N organique, N ammoniacal et N nitrique), il faut convertir les apports sous ces trois formes. Le tableau suivant donne les hypothèses de ce calcul.

formes d'engrais	compositions chimiques		
	N-NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	N-org
engrais minéral(ammonitrate)	50%	50%	
fumier		10%	90%
purin		100%	
lisier		75%	25%

Tableau IV-7 Compositions chimiques des différentes formes d'engrais

En second lieu, à part ces apports valorisés à 100% pour les cultures, il existe des quantités d'azote de diverses provenances telles que les déjections sur routes, la part des déjections au pâturage non valorisable pour les prairies et les différentes fuites d'effluents. Ces quantités d'azote sont considérées comme des "pertes directes" pour les cultures, mais elles doivent être considérées comme des entrées pour notre système hydrogéologique modélisé, il convient donc de les prendre en compte dans le bilan total.

Ces quantités d'azote n'ont été estimées qu'annuellement (Tableau IV-8). Pour les répartir dans le temps (sous forme journalière), nous avons supposé que la quantité apportée est proportionnelle au nombre d'animaux pâturés (exprimé en U.G.B.) par la simple raison que ces apports proviennent essentiellement des animaux mis aux champs.

Les nombres d'U.G.B. ont été enregistrés mensuellement pour la période 15.10.82-15.10.83 (Tableau IV-9), le calcul est donc également effectué mensuellement avec la formule suivante :

modes de pertes	quantité de perte (kg N)	compositions chimiques		
		N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N-org
déjections sur routes	590		95%	5%
déjections au pâturage non recyclable	11936		95%	5%
fuites en production bovine	1922		100%	
fuites en production porcine	833		90%	10%
total-moyen	15281		95%	5%

Tableau IV-8 Données concernant les "pertes directes"
sur le bassin de la Noë-Sèche

périodes	nombre de jour (1)	nombre d'UGB (2)	(1)*(2)	% sur total	apport (kg N)	apport par jour (kg N/j)
Oct. 82	17	854	14518	6.74	1030	61
Nov. 82	30	618	18540	8.60	1314	44
Déc. 82	31	523	16213	7.52	1149	37
Jan. 83	31	507	15717	7.29	1114	36
Fév. 83	28	83	2324	1.08	165	6
Mars 83	31	569	17639	8.18	1250	40
Avr. 83	30	629	18870	8.76	1339	45
Mai 83	31	648	20088	9.32	1425	46
Juin 83	30	648	20088	9.02	1378	46
Juil. 83	31	648	20088	9.32	1425	46
Août 83	31	648	20088	9.32	1425	46
Sept. 83	30	648	19440	9.02	1378	46
Oct. 83	15	836	12540	5.82	889	59
Total	366	7859	215505	100.	15281	

Tableau IV-9 Répartition des "pertes directes" dans le temps
en fonction de l'intensité du pâturage

$$q_i = Q_t \text{NUGB}_i / (\text{NUGB}_i \text{N}_i) \quad (\text{IV-11})$$

avec NUGB_i : nombre d'U.G.B. pour la période i
 N_i : nombre de jours de la période i
 Q_t : "pertes directes" totales (kg N)
 q_i : quantité de "pertes directes" attribuée
à chaque jour du mois i (kg N/j)

Le résultat du calcul est présenté dans le tableau IV-9.

Enfin, comme dans le chapitre III, nous avons également tenu compte de l'azote contenu dans les racines de cultures, réincorporé dans le sol sous forme d'N organique après la récolte. Le traitement a été le même que dans le chapitre III.

(2) Données concernant les pratiques culturales

Ces données servent pour estimer les consommations potentielles de l'azote par les cultures. Le tableau IV-10 fournit cet aspect de données pour les cultures proprement dites (céréales et tête d'assolement).

Pour ce qui concerne les prairies, les choses deviennent plus difficiles, car, d'abord, il n'est pas question d'utiliser la même formule que pour les cultures pour établir la fonction $f_{pp}(t/T)$ et, de plus, nous ne connaissons pas le rythme et l'intensité des pâturages, par effet de fauches, qui perturbent la croissance des prairies et donc leurs consommations en azote.

Il existe des travaux de recherche sur l'estimation de la consommation potentielle des prairies, la méthode de degré-jour par exemple (Lemaire et al., 1984; Salette et al., 1982). Mais les résultats de ces études ne concernent que la période de printemps et en absence de perturbations par les fauches. Nous ne pouvons donc pas nous en servir.

Nous sommes ainsi amenés à utiliser le résultat d'un essai de "simulation de pâturage" réalisée sur une prairie temporaire de Ray Grass Anglais par R. Blondel. Nous admettons que ces résultats représentent bien l'évolution de la production (et donc de la consommation en N) des prairies sur le bassin.

Le résultat de cet essai est présenté dans le tableau IV-11.

Cet essai s'est déroulé du 1er Janvier jusqu'au 7 Octobre. Pour former une année complète, nous avons estimé la consommation pendant la période 08.10 - 31.12

Tableau IV-10 : Données concernant la pratique culturale sur le bassin versant de la Noë-Sèche

cultures	date de semis	date de récolte	superficie cultivée (ha)	N exporté par les parties aériennes (kg N/ha)	N consommé par les plantes* (kg N/ha)
maïs	01/06	15/10	74.8	137	161
betterave	01/06	10/11	12.8	148	174
choux	01/06	01/11	49.5	150	176
ble	15/11	20/08	26.3	139	164
orge d'hiver	20/10	10/08	39.5	91	107
orge de printemps	25/04	20/08	38.5	84	99
avoine d'hiver	20/10	10/08	7.5	102	120
avoine de printemps	10/03	20/08	1.5	111	131
chanvre	15/05	15/08	5.5	100	118
pommes de terre	01/04	15/09	2.0	120	141
prairie temporaire			224.5	256	301
prairie permanente			43.2	183	215
total-moyen			525.6	185#	218#

* estimée (voir II.2.2)

169 et 193 respectivement si l'on prends la superficie totale du bassin (576ha)

Périodes	Nombre de jours	Rendement en matière sèche (T/ha)	Teneur en N (g/kg)	N exporté (kg N/ha)	Consommation journalière (kg N/ha/j)	Fonction $f / (t/T) \cdot 100$ PT(jour-1)
01.01 - 31.03	90	1,4	55	77	0,86	0,228
01.04 - 04.05	34	2,0	37	74	2,18	0,577
05.05 - 29.05	25	1,8	40	42	1,68	0,445
30.05 - 20.06	22	1,5	33	50	2,27	0,601
21.06 - 09.07	19	1,0	25	25	1,32	0,350
10.07 - 31.07	22	0,5	35	17,5	0,80	0,212
01.08 - 06.10	67	1,0	35	35	0,52	0,138
07.10 - 31.12	86			57*	0,66	0,175
Année	365			377,5	1,03	0,273

* valeur estimée

égale à 15% de la consommation totale annuelle. Ainsi nous avons établi une fonction $f_{pp}(t/T)$ moyenne pour chaque période (Tableau IV-11).

Après cet exposé des données agricoles, on peut constater qu'il existe de nombreuses incertitudes. Nous y reviendrons au moment de la discussion des résultats de la simulation.

D) Quelques données complémentaires

D'après les études pédologiques (Buson, 1982), nous avons pris, comme valeurs moyennes, une densité apparente égale à 1.4 et une humidité à la capacité au champ égale à 15% pour le sol du bassin.

De plus, nous avons pris assez arbitrairement 50 cm comme épaisseur du réservoir sol, légèrement supérieure à celle du sol labouré (30 cm environ).

Rappelons enfin que la superficie totale du bassin retenue est de 576 ha.

IV-2-3 CALAGE DU MODELE ET ANALYSE DES RESULTATS

Le calage a été conduit d'après l'organigramme présenté sur la figure IV-8.

A) Calage du débit

La figure IV-9 montre le résultat du calage du débit au pas de temps journalier. Les tableaux IV-12 et IV-13 donnent les bilans annuels et mensuels des flux intermédiaires (tous en mm) ainsi que les valeurs des paramètres retenus par le calage.

Nous voyons sur la figure IV-9 qu'avec un pas de temps journalier, le modèle reproduit dans l'ensemble correctement l'évolution du débit mesuré à l'exception toutefois de deux périodes :

- le mois de Mai, marqué par une sous-estimation du débit par le modèle.
- le début de l'automne, où la courbe de débit calculé remonte plus tardivement que celle du débit observé.

Les bilans annuels et mensuels sont bien évidemment meilleurs avec toutefois une sous-estimation du débit par le modèle (571.4 mm calculé contre 618.1 mm de lame d'eau mesurée écoulee annuelle). Cette lame d'eau observée semble être, en effet, anormalement grande pour une pluviométrie de 966.5 mm. Le déficit d'écoulement est alors seulement de $966.5 - 618.1 = 348.4$ mm, ce qui nous paraît trop peu pour un bassin couvert par une végétation dense.

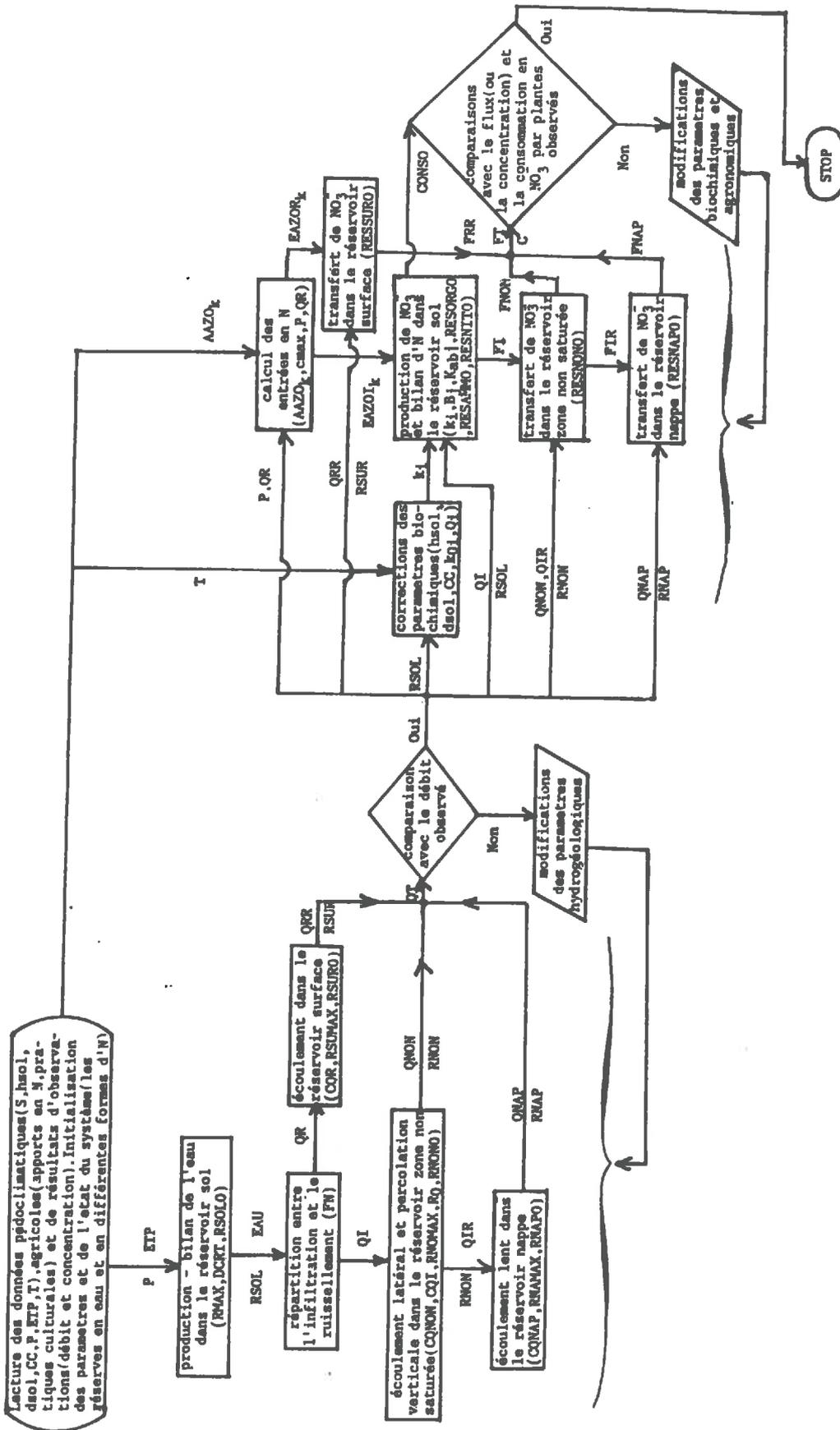


Figure IV-8 : Organigramme du calage

calage du debit a l'exutoire de la NDE-SECHE

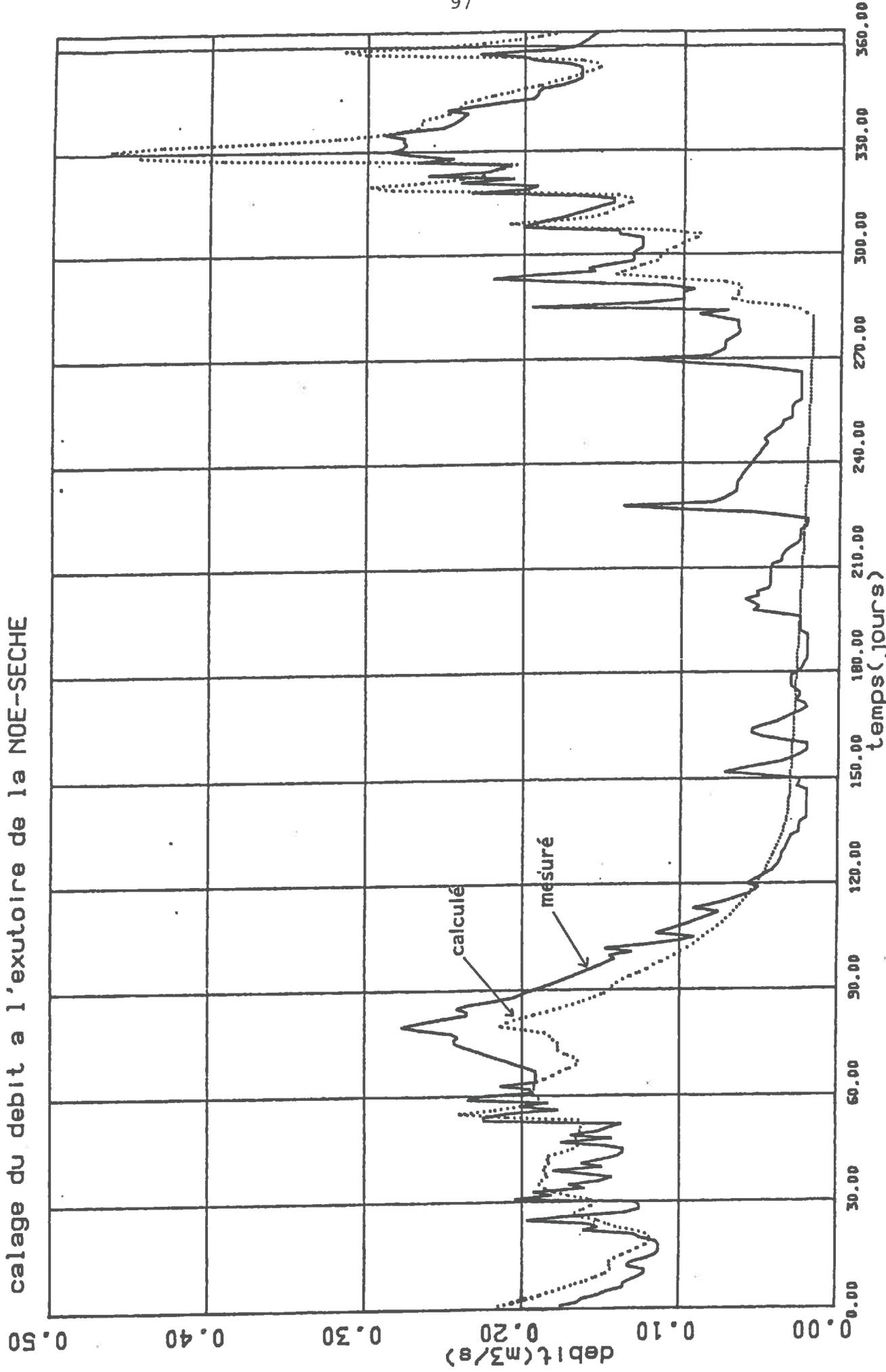


Figure IV-8 - resultat du calage du debit initialier à l'exutoire de la NDE-SECHE (02/02/93 - 30/07/01)

Mars	56,4	46,4	46,4	41,5	0	0	41,5	13,5	49,6	17,1	66,7	60,2
Avr.	145,7	63,0	63,0	90,5	2,5	2,4	87,9	15,8	61,7	17,2	81,3	76,1
Mai	131,8	86,8	86,8	69,0	0,5	0,6	68,5	16,6	65,5	17,6	83,7	103,5
Juin	27,1	96,0	91,1	2,7	0	0	2,7	9,0	23,6	16,3	40,0	50,9
Juil.	4,5	102,3	4,5	0	0	0	0	5,2	1,9	15,2	17,1	14,1
Août	36,7	83,7	36,7	0	0	0	0	4,0	0	13,4	13,4	15,8
Sept.	67,3	54,0	53,8	0	0	0	0	3,0	0	11,3	11,3	15,9
Oct.	66,7	24,8	24,8	3,8	0	0	3,8	2,9	0	10,2	10,2	24,1
Nov.	50,8	21,0	21,0	9,9	0	0	9,9	2,9	0	8,7	8,7	20,1
Déc.	99,1	9,3	9,3	58,2	2,0	2,0	56,2	8,7	21,4	8,4	31,8	53,2
Janv.	199,4	9,3	9,3	173,3	31,6	30,7	141,7	17,7	71,4	9,1	111,3	98,0
Fév.	81,0	14,5	14,5	72,0	6,8	7,4	65,2	18,5	78,0	10,3	95,7	86,1
Tot.	966,5	611,1	461,2	520,9	43,4	43,2	477,5	117,6	373,2	155,0	571,4	618,1

* QTC et QTO sont respectivement la lame d'eau écoulee calculée et observée

Tableau IV-12 : Bilans hydriques mensuels et annuels des termes intermédiaires
(tous exprimés en lame d'eau (mm))

RMAX (mm)	DCRT (mm)	FN (mm)	RRMAX (mm)	RNOMAX (mm)	RHAMAX (mm)	RO (mm)	CQR	CQI	CQNON	CQMAP	RSUR* (mm)	RSOL* (mm)	RNON* (mm)	RNAP* (mm)
130,0	40,0	7,0	5,0	200,0	150,0	20,0	0,500	0,008	0,045	0,006	0,0	130,0	80,0	100,0

* valeur initiale du niveau d'eau de chaque réservoir

Tableau IV-13 : Valeurs des paramètres hydrogéologiques retenus par le calage

L'origine possible de cette anomalie peut être soit des problèmes dans la mesure de débit ou/et de précipitation, soit une alimentation latérale par l'eau souterraine provenant de l'extérieur du bassin versant de surface mais qui ne peut être que faible.

Le bilan global calculé est donc :

$$\Delta R = P - ETR - QTC = 966.5 - 461.2 - 571.4 = -66.1 \text{ (mm)}$$

C'est donc un bilan très déficitaire.

Nous pouvons aussi calculer les bilans partiels :

Réservoir sol:

$$\Delta RSOL = P - ETR - EAU = 966.5 - 461.2 - 520.9 = -15.6 \text{ (mm)}$$

Réservoir zone non-saturée:

$$\Delta RNON = QI - QIR - QNON = 477.5 - 117.6 - 373.2 = -13.3 \text{ (mm)}$$

Réservoir nappe:

$$\Delta RNAP = QIR - QNAP = 117.6 - 155.0 = -37.4 \text{ (mm)}$$

La figure IV-10 donne l'évolution dans le temps des niveaux d'eau calculés pour ces trois réservoirs.

De plus, nous pouvons aussi évaluer la contribution de chaque composante de l'écoulement dans le débit total :

Ruissellement pur:

$$QRR/QTC = 43.2/571.4 = 7.6\%$$

Écoulement latéral dans la zone non-saturée:

$$QNON/QTC = 373.2/571.4 = 65.3\%$$

Écoulement dans la nappe:

$$QNAP/QTC = 155.0/571.4 = 27.1\%$$

évolution des niveaux d'eau dans les différents réservoirs

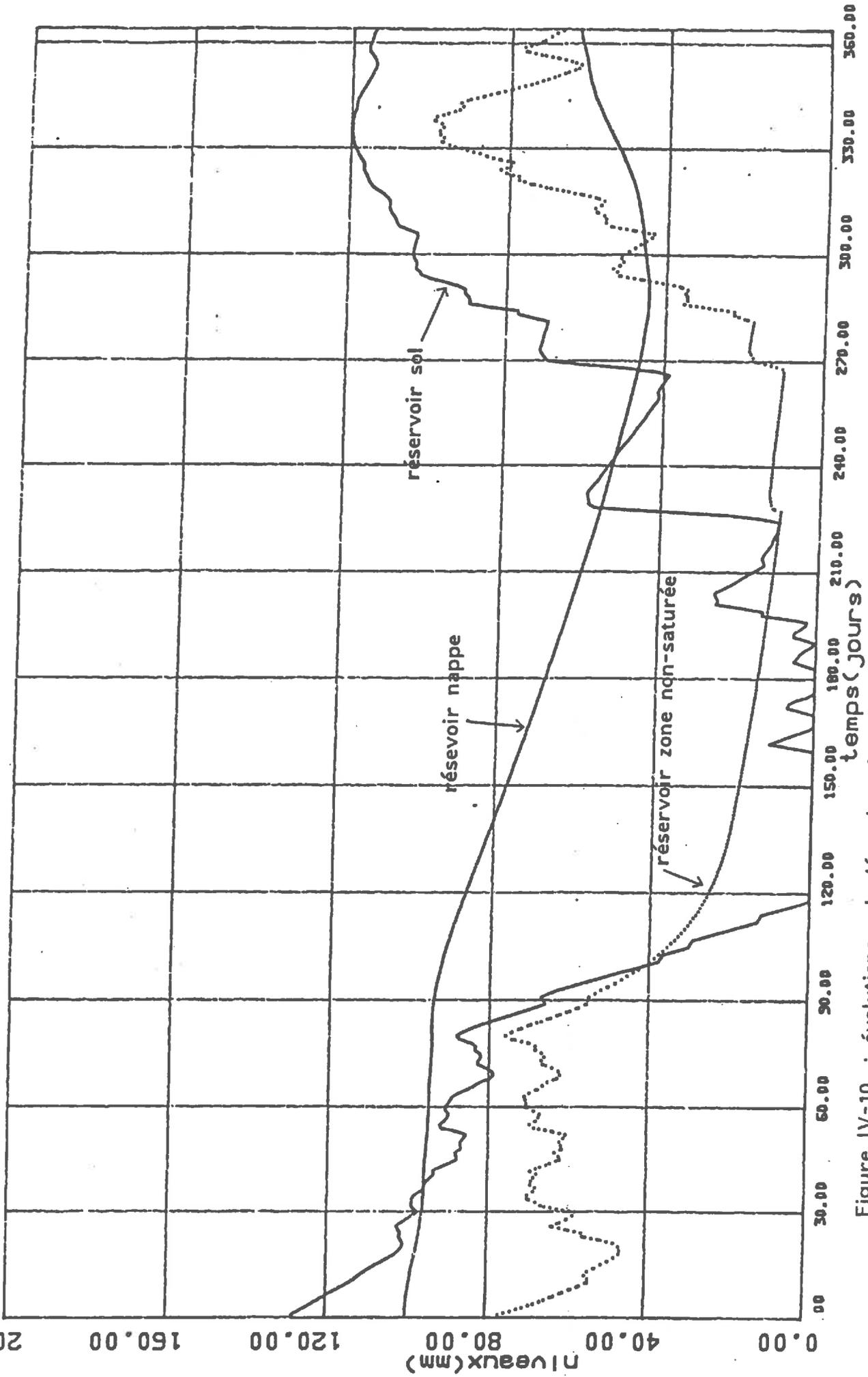


Figure IV-10 : évolutions calculées des niveaux d'eau dans les différents réservoirs (03/03/83 - 29/02/84)

La contribution de l'écoulement dans la zone non-saturée est donc prédominante, mais celle de la nappe est aussi considérable.

Enfin, signalons que nous avons tenté d'améliorer la qualité du calage du débit, surtout pour la période du début d'automne, mais cela n'a été possible qu'au détriment du calage du transfert des NO_3^- que nous allons exposer maintenant.

B) Calage du transfert des NO_3^-

Pour cet aspect du calage, nous allons insister plutôt sur le flux de NO_3^- transporté par la Noë-Sèche que sur la concentration pour les raisons suivantes :

-L'évolution du comportement du bassin réside, à notre sens, dans les variations saisonnières régulières du flux de NO_3^- plutôt que dans les fluctuations journalières irrégulières en concentration. Le modèle global à réservoirs ne semble pas être assez performant pour simuler ce dernier type de variabilité.

-Comme nous l'avons indiqué dans l'introduction, ce qui nous préoccupe le plus est l'impact des activités agricoles du bassin sur son domaine aval, donc la quantité (le flux) de NO_3^- sortant du bassin.

La figure IV-11 présente la comparaison entre le flux de NO_3^- observé et calculé au pas de temps journalier. Les tableaux IV-14, IV-15 et IV-16 donnent respectivement les bilans mensuels et annuels des flux intermédiaires, les valeurs des paramètres retenues par le calage et le résultat du calage de consommation en NO_3^- par les cultures. On voit sur la figure IV-11 que la courbe de flux de NO_3^- lessivé est assez bien reproduite, à l'exception de deux périodes:

-Avril et Mai où le modèle calcule un flux de NO_3^- supérieur à celui observé. Ceci est probablement dû à notre estimation non suffisamment précise de la consommation potentielle en NO_3^- par les plantes pendant cette période. En effet, nous avons calculé la fonction $f_{pp}(t/T)$ des cultures d'hiver avec une formule établie au départ pour une culture de printemps. Comme en réalité la consommation en azote des cultures d'hiver doit démarrer moins vite que celle des cultures de printemps du fait que la croissance est plus ou moins stoppée en hiver et accélérée au printemps, nous avons donc probablement sur-estimé la consommation en hiver et sous-estimé celle du printemps. Par voie de conséquence, la teneur en NO_3^- du sol, ainsi que le flux de NO_3^- risquent d'être sur-estimés pendant la période de printemps.

-De même que pour le débit, la courbe de flux de NO_3^- calculé remonte plus lentement que celle de flux mesuré pour la période du début de l'automne. On voit donc l'influence des facteurs hydrogéologiques sur l'évolution de la pollution. En effet, la concentration étant plutôt constante, c'est essentiellement le débit qui détermine le flux de NO_3^- .

calage du flux de NO₃- à l'exutoire de la NOE-SECHE

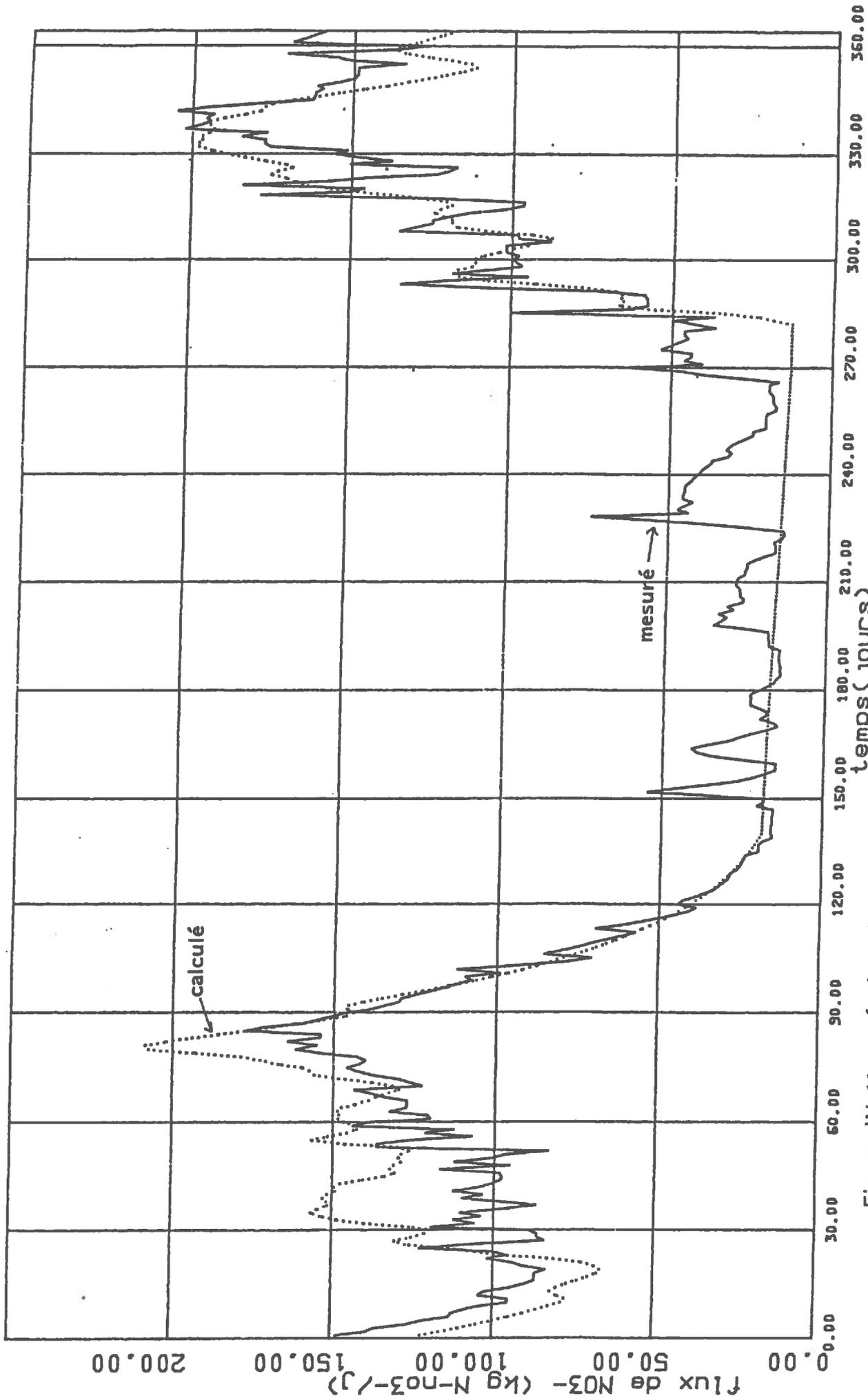


Figure IV-11 : résultat du calage de flux de NO₃ à l'exutoire de la Noé-Seche(03/03/83 - 29/02/84)

	AS-IT	AA-VM	ADRC	AAZOF	FR	FRR	FI	FIR	FNON	FNAP	ETC*	FTO*	Fml	Fnl	Fra	Frn	Fab
Mars	9,2	13,0	6,3	28,4	0	0	5,7	1,1	4,2	0,5	4,7	5,2	17,7	16,5	8,0	2,7	20,0
Avr.	7,0	15,5	17,7	40,1	0,1	0,1	9,0	1,7	6,7	0,7	7,4	5,6	22,3	22,8	11,0	2,2	28,2
Mai	10,5	18,1	7,7	36,3	0,0	0,0	10,3	2,0	7,8	0,9	8,6	7,7	30,1	34,0	15,5	4,2	23,9
Juin	6,7	12,0	2,9	21,6	0	0,0	0,7	1,3	3,4	1,0	4,4	4,5	20,9	22,2	9,2	3,5	29,8
Juil.	4,0	8,4	6,2	18,6	0	0,0	0	0,8	0,3	1,0	1,3	1,3	9,0	10,2	3,9	0,7	25,0
AOût	4,7	7,4	4,4	16,5	0	0,0	0	0,6	0	1,0	1,0	1,3	9,2	11,7	4,6	0,2	19,2
Sept.	1,1	6,2	1,0	8,3	0	0,0	0	0,4	0	0,9	0,9	1,2	11,7	14,9	6,2	0,2	13,8
Occ.	0	2,2	3,4	5,7	0	0,0	0,3	0,4	0	0,8	0,8	1,9	17,3	17,9	8,0	0,9	11,2
Nov.	0	0	2,8	2,8	0	0	1,5	0,4	0	0,7	0,7	1,5	17,4	13,9	6,6	1,8	8,6
Déc.	0	0	0	0	0	0	6,5	1,1	2,7	0,7	3,4	4,1	21,1	14,9	7,3	2,5	9,2
Jan.	0	0	0	0	0	0	12,3	1,8	7,2	0,9	8,1	7,3	17,1	11,7	5,8	1,9	5,7
Fév.	0	0	0	0	0	0	4,8	1,6	6,5	1,0	7,5	8,4	14,1	9,4	4,8	1,4	6,0
Tot.	43,1	92,8	52,4	178,4	0,1	0,1	51,2	13,1	38,8	9,9	48,7	50,0	207,9	200,0	91,0	22,2	200,6

f Apport en N total

* Flux de NO_3^- à l'exutoire de la Noë-Sèche calculé et observé

Tableau IV-14 : Bilans d'azote mensuels et annuels des termes intermédiaires
(tous exprimés en kg N/ha)

kmi (j)	kni (j)	kra (j)	krm (j)	cocmi ^f	cocni ^f	cotra ^f	cotrm ^f	cmaz [§] (g/100g)	(NO_3^-) [*] (kg.N/ha)	(NH_4^+) [*] (kg.N/ha)	(N-org) [*] (kg.N/ha)	(NO_3^-) [*] (kg.N/ha)	(NO_3^-) [*] (kg.N/ha)	(NO_3^-) [*] (kg.N/ha)
0,001	0,250	0,070	0,030	1,071	1,071	1,050	1,050	100,0	15,0	15,0	5500,0	6,0	2,5	0

f Coefficient de correction en fonction de la température pour kmi, kni, kra et krm

§ Capacité de dissolution en NO_3^- de l'eau

* Valeurs initiales des réserves en azote

Cultures	Périodes de croissance	Superficie cultivée (ha)	Consommations réelles (kg.N/ha)	Consommations potentielles estimées (kg/ha)	K _{ab} retenus par le calage (kg/ha)	Consommations calculées (kg.N/ha)
Cultures d'hiver	Blé	26,3	164	205	3,30	159
	Orge d'hiver	39,5	107	138		109
	Avoine d'hiver	7,5	120	150		118
Cultures semées au printemps	Orge de printemps	38,5	99	124	1,45	108
	Avoine de printemps	1,5	131	164		146
	Pommes de terre	2,0	141	176		145
	Chanvre	5,5	118	148		128
Cultures semées au début d'été	Maïs	74,8	161	201	0,45	172
	Betterave	12,8	174	218		186
	Choux	49,5	176	220		186
Prairies	Prairie temporaire	224,5	301	376	2,00	299
	Prairie permanente	43,2	215	269		214

Tableau IV-16 : Résultat de simulation de consommation en N par les cultures

Les valeurs des paramètres biochimiques à l'optimum retenues par le calage sont présentées dans le tableau IV-15. Elles sont comparables à celles rapportées dans la littérature, à noter que les valeurs des coefficients des réorganisations que l'on trouve ici sont plus petites.

D'après les tableaux IV-14 et IV-16, nous pouvons voir que:

(1) Le bilan annuel de l'azote sur le bassin est très déficitaire:

	observé	calculé
	(en kg N/ha)	
apport en N organique	52	
apport en N ammoniacal	83	
apport en N nitrique	43	
<u>apport en N total</u>	<u>178</u>	
exportation par la Noë-Sèche	50	49
exportation par les cultures	198	201
<u>exportation totale</u>	<u>248</u>	<u>250</u>
<u>bilan total</u>	<u>-70</u>	<u>-72</u>

Par rapport au bilan présenté dans IV-1-3, il y a 60 unité d'N/ha de moins dans l'apport, ce qui veut dire qu'il manque des enregistrements dans le calendrier d'épandage que nous avons utilisé pour calculer l'entrée du modèle.

(2) L'exportation de NO_3^- par la Noë-Sèche calculée en termes mensuels et annuels concorde bien avec les mesures. La sous-estimation par le modèle pour les mois d'Octobre et de Novembre est tout à fait compréhensible du fait que le débit a été sous-estimé pour cette période.

(3) La consommation de NO_3^- par les cultures est bien simulée. La consommation potentielle annuelle (B) de chaque culture a été fixée à 1.2 fois sa consommation réelle mesurée et les coefficients d'absorption (K_{ab}) sont déterminés par le calage du modèle. Pour éviter un trop grand degré de liberté dans le calage à cause d'un nombre trop important de paramètres, nous avons classé les cultures en quatre groupes: cultures d'hiver (semées en automne), cultures semées au début de printemps, cultures semées à la fin de printemps (ou début d'été) et prairies. Nous nous sommes imposés comme contrainte que chaque groupe de cultures possède une valeur unique de K_{ab} . De plus, nous pouvons remarquer que les valeurs de K_{ab} pour le blé (culture d'hiver) et pour le maïs (culture de printemps) concordent bien avec ce que nous avons trouvé sur la case lysimétrique. Ceci signifie que ce coefficient a bien un sens réel et que chaque espèce de culture a plus ou moins une valeur propre.

évolution des réserves en NO_3^- dans différents réservoirs

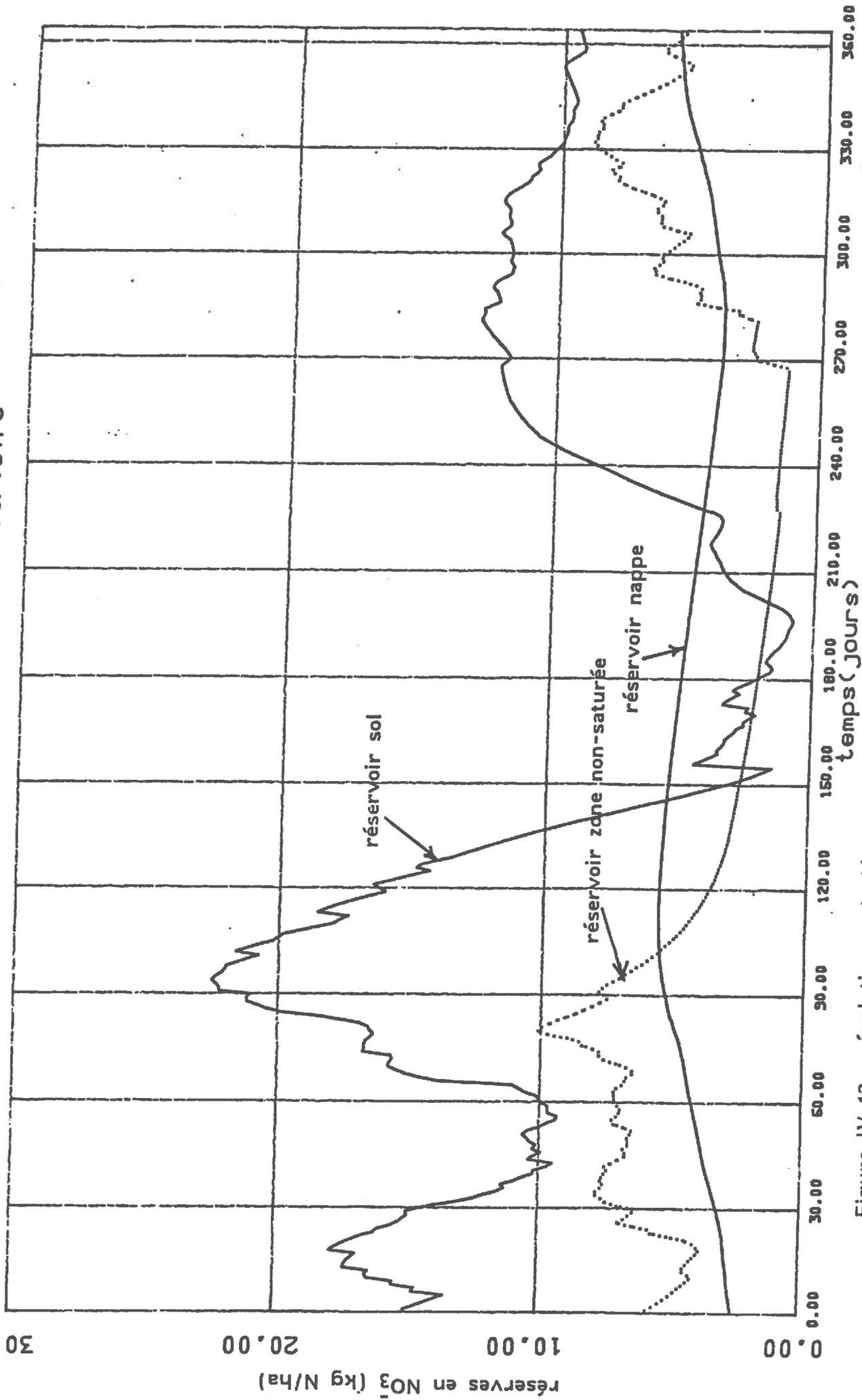


Figure IV-12 : évolutions calculées des réserves en NO_3^- dans les différents réservoirs (03/03/83-29/02/84)

Le calage simultané de la consommation par les plantes et du flux de nitrates lessivé nous permet d'une part de mieux contrôler l'ensemble de la simulation et d'autre part d'avoir des informations sur la prédiction du rendement agricole.

(4) Pour ce qui concerne les quantités de transformations biochimiques internes (la minéralisation, la nitrification et les réorganisations), les résultats semblent être conformes aux observations classiques de terrain. L'évolution mensuelle de ces termes nous montre que la fin du printemps et de l'automne sont les périodes où la minéralisation est la plus active.

La figure IV-14 illustre les évolutions des contenus en NO_3^- dans les différents réservoirs (sol, zone non-saturée et nappe). Sans être complètement identiques, ces évolutions sont semblables avec celles des réserves en eau, notamment dans les réservoirs zone non-saturée et nappe. Nous pouvons voir aussi que la variation de la réserve en NO_3^- est beaucoup plus marquée dans le sol que dans les autres réservoirs, et que le réservoir nappe est le plus stable.

CONCLUSION

Avec ce modèle relativement simple, nous avons étudié le transfert de NO_3^- à travers un système hydrologique et agricole à l'échelle d'un petit bassin versant. Les résultats obtenus, s'ils ne sont pas entièrement satisfaisants, sont plutôt positifs et encourageants pour la suite d'applications du modèle MORELN.

IL aurait pu être intéressant de faire des "simulations scénario" pour prédire le futur comportement du bassin en cas d'aménagements humains tels que le changement des pratiques culturales, ou de l'intensité et du rythme des épandages d'engrais. Toutefois, ce genre d'études serait peu significatives car nous ne disposons que de données relatives à une année, qui présente de surcroît un bilan déficitaire.

En fait, l'acquisition des données de terrain reste toujours un problème majeur dans l'étude de la modélisation de la pollution diffuse, ce que nous confirmerons dans le prochain chapitre. Dans le cas de ce travail, les déficits importants dans le bilan hydrique et azoté nous paraissent anormaux. L'amélioration des résultats de simulation nécessitera, entre autres, des données plus fiables et s'étalant sur de plus longues durées.

Les facteurs hydrogéologiques jouent un rôle très importants dans le comportement du bassin vis-à-vis de la pollution. En effet, si la concentration en NO_3^- dans l'eau, qui présente plutôt des fluctuations journalières irrégulières que des variations saisonnières régulières, peut être considérée comme un paramètre constant caractérisant de façon générale l'état de la pollution, l'évolution dans le temps de l'exportation des NO_3^- par la Noë-Sèche est plutôt déterminée par le débit à son exutoire comme cela avait déjà été constaté lors de l'étude de la case lysimétrique. Toutefois, la complexité des interactions entre le calage hydrogéologique et le calage

biochimique fait qu'une amélioration dans le premier calage n'engendre pas forcément une autre dans le deuxième, tout en sachant que la qualité du deuxième évolue en général dans le même sens que celle du premier.

Plus concrètement, nous avons assez bien simulé le flux de nitrates à l'exutoire du bassin et la quantité de nitrates consommée par les cultures. Tandis que le résultat de simulation de la concentration (non présenté ici) est médiocre. En effet, comme nous l'avons indiqué à plusieurs reprises, nous nous contentons dans ce travail de simuler correctement la production, donc les flux de NO_3^- . La simulation de la concentration dans l'eau souterraine nécessite, à notre avis, l'utilisation d'un modèle hydrodynamique plus élaboré, ce que nous allons voir dans le chapitre suivant.

CHAPITRE V

MODELISATION DU TRANSFERT DES NITRATES DANS LE SYSTEME HYDROLOGIQUE DE LA PLAINE DE VALENCE

CHAPITRE V MODELISATION DU TRANSFERT DES NITRATES DANS LE SYSTEME HYDROLOGIQUE DE LA PLAINE DE VALENCE

Comme nous l'avons déjà indiqué, l'objectif final de notre étude est de modéliser le transfert des NO_3^- dans un système hydrologique et tout particulièrement dans le système aquifère. Jusqu'à présent, nous avons présenté la mise au point du modèle de lessivage de NO_3^- (MORELN) et les résultats d'applications à deux sites expérimentaux, tout cela ayant pour but de tester le module de la production de NO_3^- de ce modèle. Cette étape était nécessaire et primordiale pour notre étude, mais ne constituait qu'une phase préparatoire pour l'atteinte à notre objectif final.

Le travail que nous allons présenter dans ce chapitre consiste en la modélisation du transfert des NO_3^- sur un système hydrologique, c'est à dire à la fois la modélisation du lessivage de NO_3^- et celle du transport au sein des aquifères. D'autre part, au lieu d'un modèle global, nous allons tenter une approche par discrétisation spatiale.

Ainsi, ce n'est qu'à cette étape que nous aurons réellement appliqué la version finale du modèle MORELN et l'ensemble de la méthodologie proposée dans les deux premiers chapitres.

Néanmoins, l'état d'élaboration de ce travail reste relativement limité et a dû s'adapter à la disponibilité des données. En effet, si les données hydrogéologiques étaient assez abondantes grâce aux études antérieures effectuées par le BURGEAP, les données agricoles étaient insuffisamment précises et complètes pour établir un bilan de l'azote rigoureux. Cette étude reste donc, au stade actuel, plutôt au niveau de la démonstration méthodologique qu'au niveau de la résolution complète d'un problème appliqué à la Plaine de Valence.

En ce qui concerne la région, elle dispose d'un système aquifère contenu dans des sédiments quaternaires bien développés qui assure l'essentiel de la ressource en eau. En conséquence de l'intensification des activités agricoles, on enregistre au cours de ces dernières années des augmentations considérables de la concentration en NO_3^- dans la nappe souterraine. En fait, la plaine de Valence rentre aujourd'hui parmi les régions les plus polluées de la France en ce qui concerne les nitrates dans l'eau souterraine avec des concentrations pouvant dépasser 200 mg/l. Ainsi depuis le début des années 80, le SRAE Rhône-Alpes a entrepris, avec la participation de la Chambre de l'Agriculture, de la DDA et de la Compagnie de Prospection Géophysique Française (CPGF), des campagnes de mesures et d'études afin de connaître l'ampleur de cette pollution, de comprendre son mécanisme et éventuellement d'envisager des solutions curatives. L'ensemble des résultats issus de ces travaux ont été mis à disposition pour la réalisation de notre étude méthodologique.

Dans la suite de l'exposé, nous commencerons par la présentation du domaine d'étude et nous examinerons en suite la mise en oeuvre et les résultats de la modélisation.

V-1 PRESENTATION DE LA PLAINE DE VALENCE

V-1-1 SITUATION GEOGRAPHIQUE

La plaine de Valence constitue une partie de la dépression rhodanienne séparant le Massif Central des Alpes. Géographiquement, cette région est nettement délimitée (Fig. IV-1) :

- au Nord, par la basse vallée de l'Isère;
- à l'Ouest, par le Rhône qui longe le Massif Central;
- au Sud, par la basse vallée de la Drôme;
- à l'Est, par la ligne de partage des eaux dans le massif calcaire du Vercors

La superficie du domaine d'étude est de 751 km².

Ce domaine peut être divisé en deux parties à savoir la plaine proprement dite à l'Ouest, qui représente l'essentiel de la superficie, et la zone montagneuse appartenant au massif du Vercors à l'Est.

Sur la plaine, l'altitude passe de 80 M au niveau du confluent Rhône-Drôme à 300 M aux pieds de la montagne. Le relief est assez plat avec une pente d'environ 1.2 %. Notons néanmoins quelques collines (du type "Butte témoin") constituées par des affleurements de roches anciennes (formations tertiaires) et quelques vallées assez profondes creusées par les rivières.

Dans la montagne, le relief est très accusé, l'altitude passe d'environ 300 M au piedmont à 1000 M aux sommets jusqu'à la ligne de partage des eaux.

V-1-2 CARACTERISTIQUES CLIMATOLOGIQUES

A) Les précipitations

Nous disposons d'une dizaine de stations pluviométriques sur l'ensemble de la région et aux alentours. Une carte des isohyètes des précipitations moyennes annuelles a été dressée à partir des données des sept de ces stations pour la période 1964 - 1983 (figure V-2). Nous pouvons constater que les précipitations varient en gros de 840 à 950 mm avec une légère tendance à l'augmentation vers le Sud et vers les zones montagneuses à l'Est.



Figure V-1 : Plan de situation

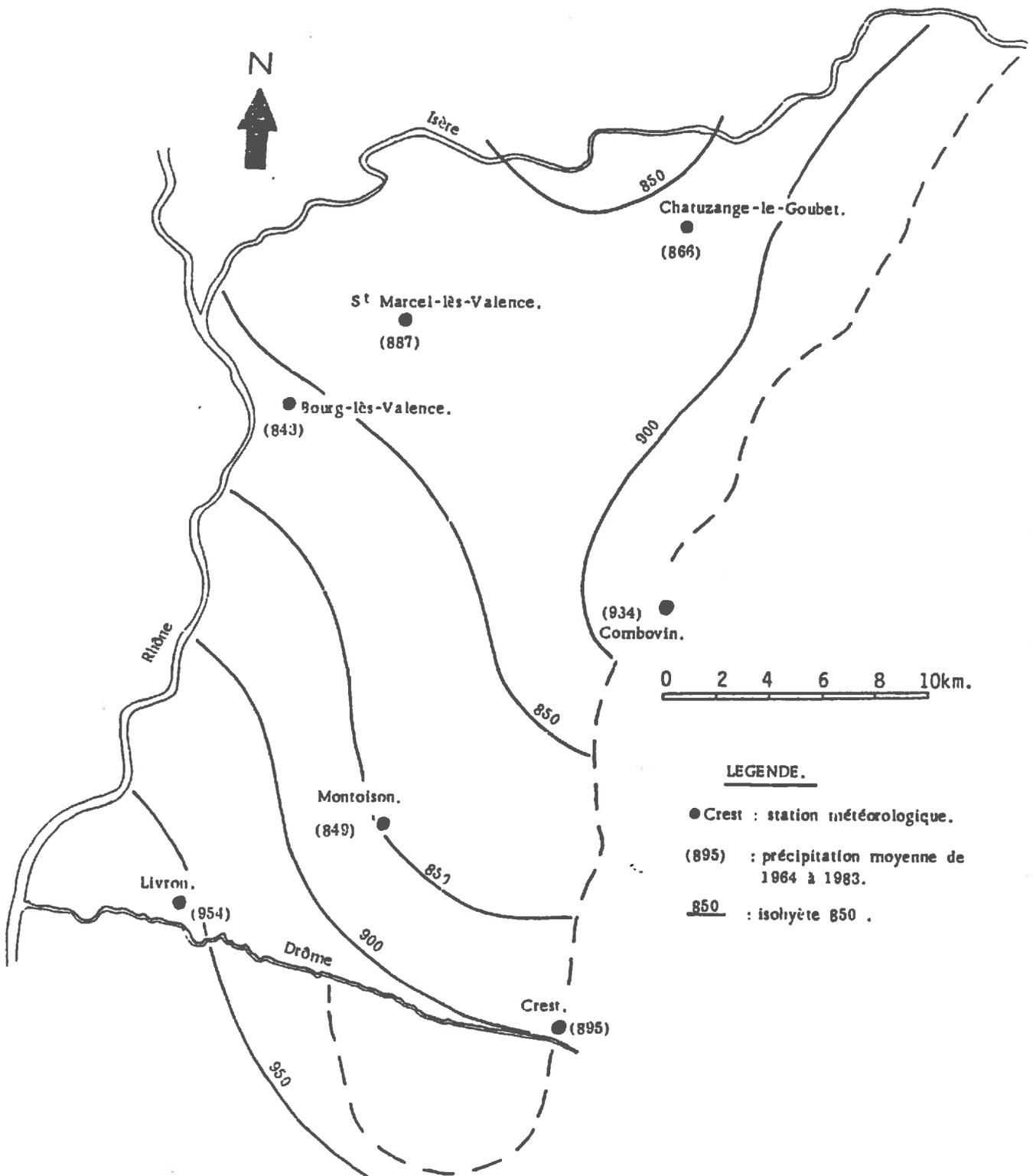


Figure V-2 : Isohyète des précipitations annuelles

Afin d'apprécier la répartition saisonnière des précipitations, nous donnons le tableau suivant qui présente leurs modules mensuels sur certaines stations pour la période 1976 - 1983.

Stations	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D
Bourg-lès-Valence	31,8	30,6	77,3	50,4	87,7	49,4	40,6	69,6	115,7	164	78	65
Chatuzange-le-Goubet	37	43,4	86	66,2	90	57,3	62,1	74,5	93,4	128,6	58,7	64
St-Marcel-lès-Valence	49	45,1	87,3	60	99,9	53,5	55	84,5	91	128,7	63,2	68,3
Livron	52	49	84,5	54,9	97,6	47,1	43,1	84,1	108,6	145,9	69,7	80,7
Montvendre	48,1	54,8	95,4	63,4	106,7	58,1	44,9	81,8	85,3	136,3	59	72,6
Valence - Zup	46,9	43,9	85,5	60,4	93,7	46,8	42,9	68	88,7	130,9	59,1	72

Tableau V-1 Modules mensuels des précipitations sur quelques stations pluviométriques de la région pour la période 1976-1983 (d'après Jeannolin, 1985)

On voit que l'automne et le printemps sont les périodes les plus pluvieuses et que les variations mensuelles sont assez bien synchronisées entre ces stations.

B) Les températures

Nous possédons les relevés de température sur six stations pour la période 1976 - 1983, présentés dans le tableau V-2.

Stations	Période	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Année
Bourg-lès-Valence	1976/83	4	5,9	8,8	10,8	15,4	19,7	21,4	20,6	17,9	12,9	8	4,5	12,5
	1983	Pas de relevé												
Chatuzange-le-Goubet	1976/83	3,6	4,9	8,3	10	13,7	18	20,7	19,7	17,2	12,5	6,9	4,4	11,7
	1983	4,5	2,4	7,5	10,7	13,6	19,4	24,8	21,6	18,4	12,8	7,7	4,1	12,3
Montvendre	1976/83	4,2	6,1	8,8	10,5	14,6	18,8	21	20,1	17,3	13,3	7,4	5,1	12,3
	1983	Pas de relevé												
Livron	1976/83	4,2	5,5	8,7	10,8	14,9	19,4	21,4	20,2	17,7	13,2	7,5	4,9	12,4
	1983	5,1	2,3	8,4	11,7	14,5	20	24,5	21,8	18,7	13,4	7,8	5,1	12,8
St-Marcel-lès-Valence	1976/83	3,7	5,2	8,2	10,1	14,2	18,7	21,2	20	17,4	12,7	7	4,5	11,9
	1983	5	2,2	8	10,8	13,4	19,2	25	21,5	18,4	12,8	7,1	4,9	12,4
Valence	1976/83	4,2	5,6	8,8	10,8	15	19,4	22,1	20,9	18,2	13,4	7,4	4,8	12,5
	1983	5,5	2,5	8,3	11,2	13,8	19,8	25,3	21,9	18,4	12,4	7,4	5,2	12,6

Tableau V-2 Températures moyennes mensuelles sur quelques stations de la région pour la période 1976 -1983 (d'après Jeannolin, 1985)

Le mois le plus chaud est Juillet avec une moyenne pour les six stations de 21,3°C. Janvier est le plus froid avec une moyenne de 4°C.

On constate une uniformité des températures entre ces stations.

C) L'évapotranspiration

On ne dispose en général pas d'appareil de mesure pour cette donnée. Plusieurs formules empiriques (de Thornthwaite, de Serra et de Turc) ont été employées pour calculer l'ETP à partir des données de température citées ci-dessus (Jeannolin, 1985). Nous présentons ici, à titre d'exemple, les valeurs calculées avec la formule de Turc, qui sont sensiblement supérieures aux autres.

Stations	Période étudiée	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Année	% des précip.
Bourg-lès-Valence	1976-1983	13	25	47	70	105	129	142	118	90	49	25	13	826	96
	1983	pas de relevé des températures													
Chatuzange	1976-1983	12	22	46	67	99	124	140	116	89	48	22	12	797	92
	1983	14	12	43	69	98	128	151	120	91	48	24	12	810	101
Livron	1976-1983	13	24	47	70	103	128	142	117	90	49	24	13	820	89
	1983	15	12	46	73	102	130	150	121	92	49	24	14	828	111
Montvendre	1976-1983	13	26	47	69	102	126	141	117	89	49	23	14	816	90
	1983	pas de relevé des températures													
St-Marcel-lès-Valence	1976-1983	12	23	45	67	101	126	142	116	89	48	23	13	805	91
	1983	15	11	44	70	98	128	151	120	91	48	23	13	812	119
Valence	1976-1983	13	24	47	70	104	128	144	119	94	50	24	13	830	99
	1983	16	13	46	71	99	129	152	121	91	48	24	14	824	133

Tableau V-3 ETP calculée selon la formule de Turc (d'après Jeannolin, 1985)

L'ETR a été aussi évaluée avec des formules empiriques (de Turc, de Coutagne et de Thornthwaite). Nous présentons ici également le résultat de calcul avec la formule de Turc.

Stations	Période étudiée	E.T.R.	% des précipitations
Bourg-lès-Valence	1976-1983	555	65
	1983	489	77
Chatuzange	1976-1983	541	63
	1983	540	67
Livron	1976-1983	577	63
	1983	534	71
Montvendre	1976-1983	569	63
	1983	531	67
St-Marcel-lès-V.	1976-1983	551	62
	1983	504	74
Valence	1976-1983	559	67
	1983	483	78

Tableau V-4 ETR calculée selon la formule de Turc (d'après Jeannolin, 1985)

En première approximation, on peut dire que les valeurs d'ETP sont presque égales à celles des précipitations et les ETR en représentent environ 70%.

V-1-3 RESEAU HYDROGRAPHIQUE

A part l'Isère, le Rhône et la Drôme qui forment les limites Nord, Ouest et Sud du domaine, les principales rivières sur la plaine sont, du nord au sud, la Barberolle, la Véore avec son principal affluent le Guimand et l'Ozon (Fig. V-3). Ces rivières prennent toutes leurs sources dans le Massif du Vercors et se jettent dans le Rhône. Avec leurs nombreux affluents, elles forment un réseau hydrographique assez développé. Le tableau suivant fournit à titre indicatif quelques données concernant les caractéristiques aux stations hydrométriques de ces principales rivières ainsi que ceux de la Béal de Rose à Charpey, un petit affluent du Guimand.

Cours d'eau	station	Superficie drainée(km ²)	débit moyen annuel(M ³ /s)	période mesure
La Véore	Les Faucons	60	0.69	67-85
La Véore	Laye	192	1.16	66-81
La Barberolle	Pont des Ducs	9.6	0.17	79-84
La Barberolle	Bouchard ferme	60	0.26	68-69
Ozon	Vachon ferme	38		64-69
Béal de Rose	Charpey	1.6	0.03	82-85

Tableau V-5 Caractéristiques de quelques rivières sur la plaine aux stations hydrométriques

Les résultats de la campagne de jaugeage de l'automne 1964 (BURGEAP, 1969) montre l'interaction notable entre les rivières et la nappe souterraine. Elle se traduit la plupart du temps par une alimentation de la nappe par les rivières. Le débit de perte de ces dernières vers la nappe peut atteindre 40 l/s/km et le total des pertes jaugé a été de 626 l/s.

A ce réseau hydrographique naturel s'ajoute le Canal de la Bourne dont la branche principale (le canal primaire) entre dans la plaine par le Nord-Est et se développe jusqu'au centre (à l'Ouest de Chabeuil) en passant par Bourg-de-Péage et Alixan. A partir du canal primaire sont construits des canaux secondaires et tertiaires qui s'étendent vers la partie Ouest de la plaine, formant un réseau d'irrigation intensif.

Ce système de canaux a été construit dans les années 1875 (réaménagé en 1948) en vue de l'irrigation et il a subi des aménagements au cours de ces dernières années (bétonnage et suppression ou désaffectation de certaines branches). Son rôle hydrologique réside dans le fait que pendant la période de mise en eau, du mois d'Avril au mois de Septembre, il peut y avoir des fuites d'eau à travers le lit qui constituent une alimentation pour la nappe souterraine. Le débit en tête du canal est actuellement

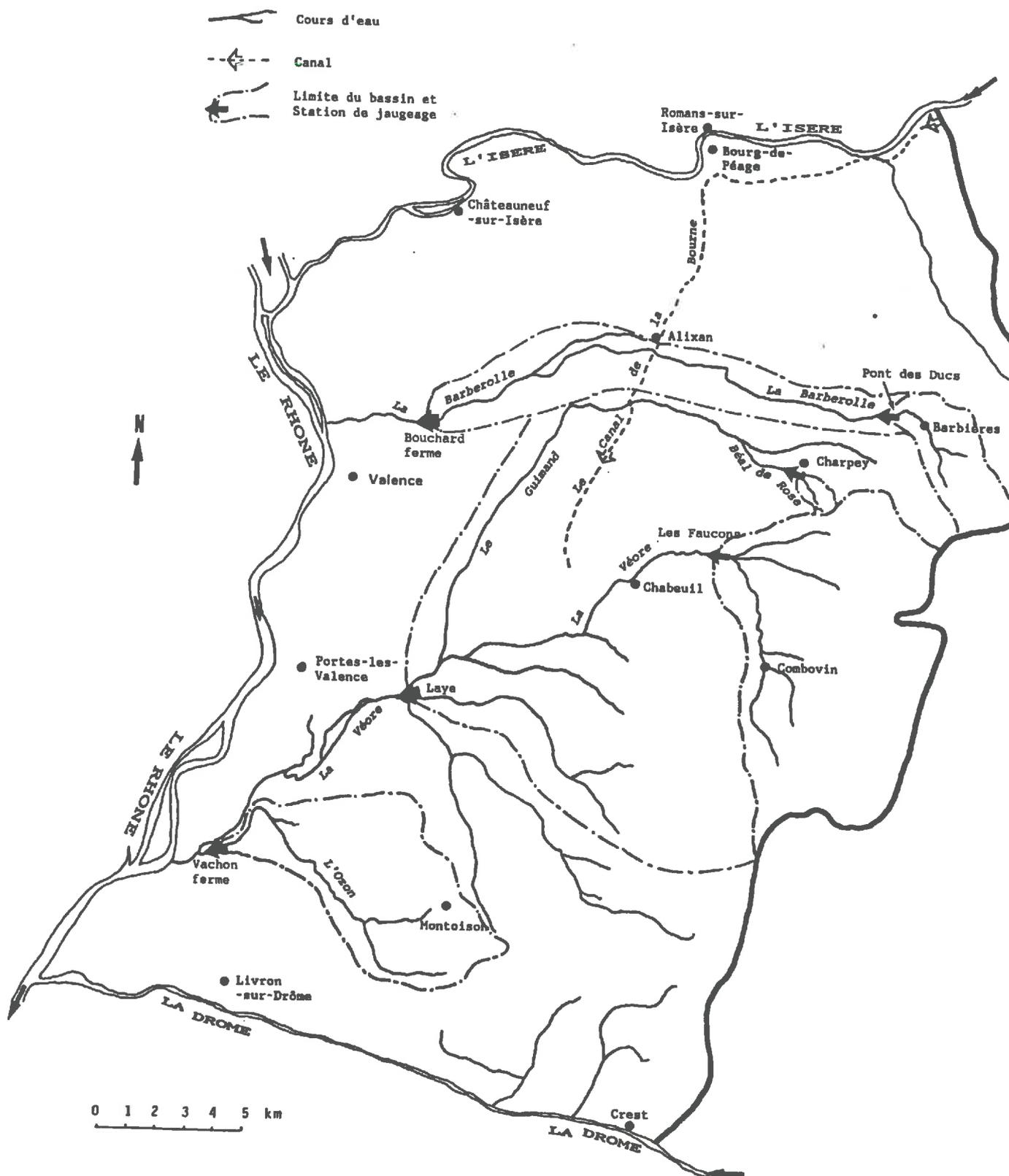


Figure V-3 : réseau hydrographique

d'environ 20 Mm³/an (donc 1400 l/s distribué sur 6 mois). En ce qui concerne la quantification des fuites, nous pouvons citer les résultats des mesures de l'automne 1965 (BURGEAP, 1969) qui présentent des débits de perte allant jusqu'à 50 l/s/km avec une perte totale vers 1000 l/s. Cependant, ces fuites doivent être largement diminuées actuellement en raison de la diminution du débit en tête, de la désaffectation de certaines branches et surtout du bétonnage effectués au cours de ces dernières années.

V-1-4 GEOLOGIE

Nous donnons une description succincte des formations géologiques successivement en fonction de leurs âges (Figures V-4 et V-5).

A) Substratum des alluvions

a) Formations crétacées : A l'Est des communes de la Baume Cornillane, Châteaudouble et Rochefort, une épaisse série de marnes et de calcaires d'âge crétacé marque la limite du Vercors. Ces formations s'enfoncent sous la plaine orientale de Valence où elles forment une vaste synclinal rempli de formations tertiaires.

b) Formations d'âge tertiaire : Le coeur du synclinal crétacé ennoyé sous la plaine de Valence est occupé par d'épaisses formations sablogréseuses tertiaires. Ces grès et sables affleurent en buttes préservées de l'érosion qui dominent les formations alluviales de la plaine d'Alixan: Massif de Chabeuil et Montvendre, Montéléger, plateaux de Fouillouse et de la Léore, région d'Etoile. On y distingue :

- les sables éocènes (entre St. Vincent et Rochefort).
- les marnes oligocènes (entre Etoile et Ambonil).
- les grès et sables molassiques du Miocène.
- les marnes bleues du Pliocène.

La "molasse" est une roche formée de matériaux détritiques issus du démantèlement du massif central et des massifs alpins, accumulés dans la mer miocène qui remplissait à l'époque la vallée du Rhône. Ces sédiments se sont déposés sur plus de 200 mètres d'épaisseur, et constituent, au-dessus du Crétacé, une grande partie du substratum des alluvions quaternaires de la région.

B) Alluvions et dépôts quaternaires

Après l'invasion marine et le dépôt des marnes bleues du Pliocène, les phases successives du creusement et de l'alluvionnement du réseau hydrographique quaternaire ont donné à la région son modelé actuel.

A part quelques terrasses anciennes situées en parties hautes de la plaine qui présentent peu d'intérêt hydrogéologique à cause de leur extension limitée et de leur

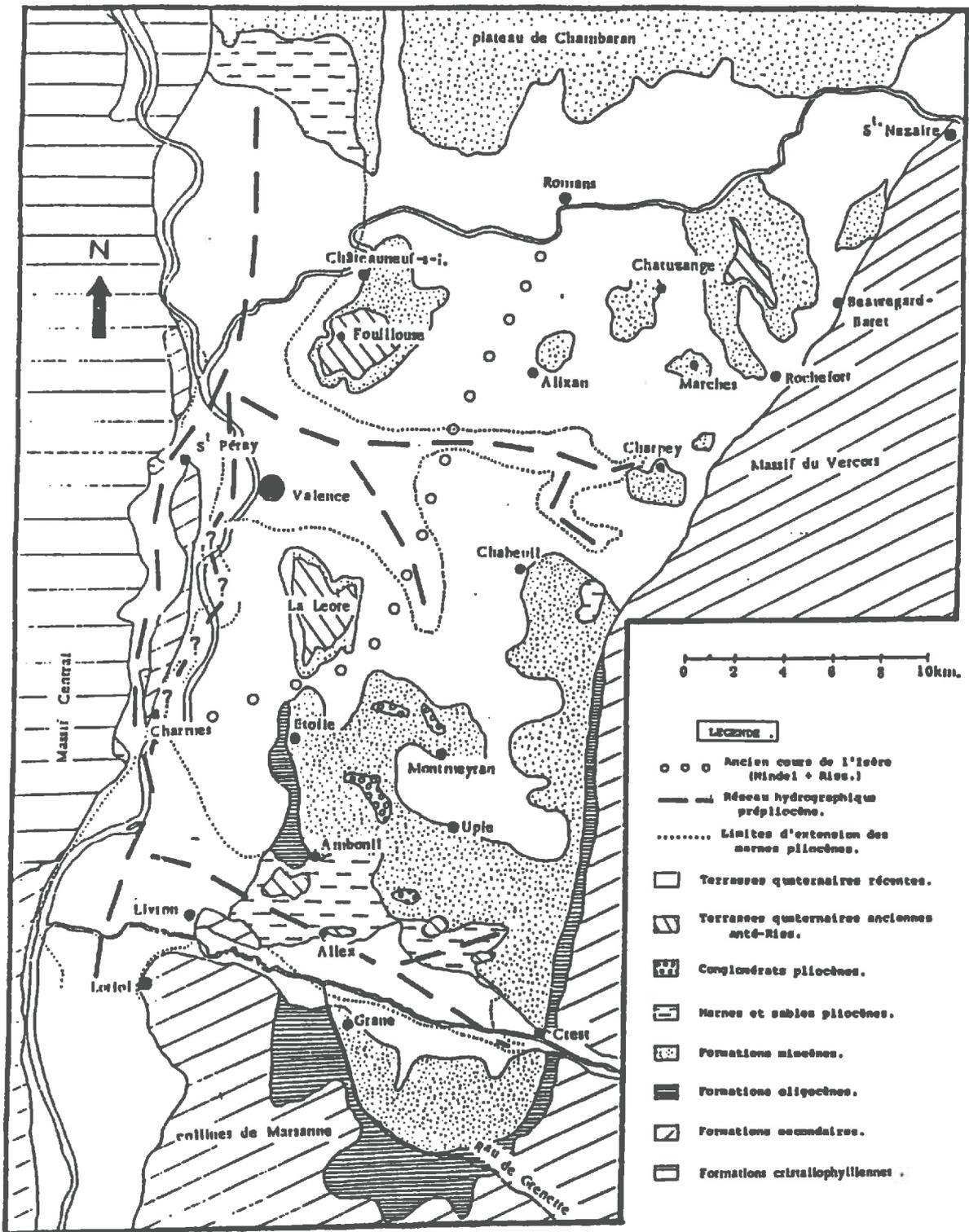
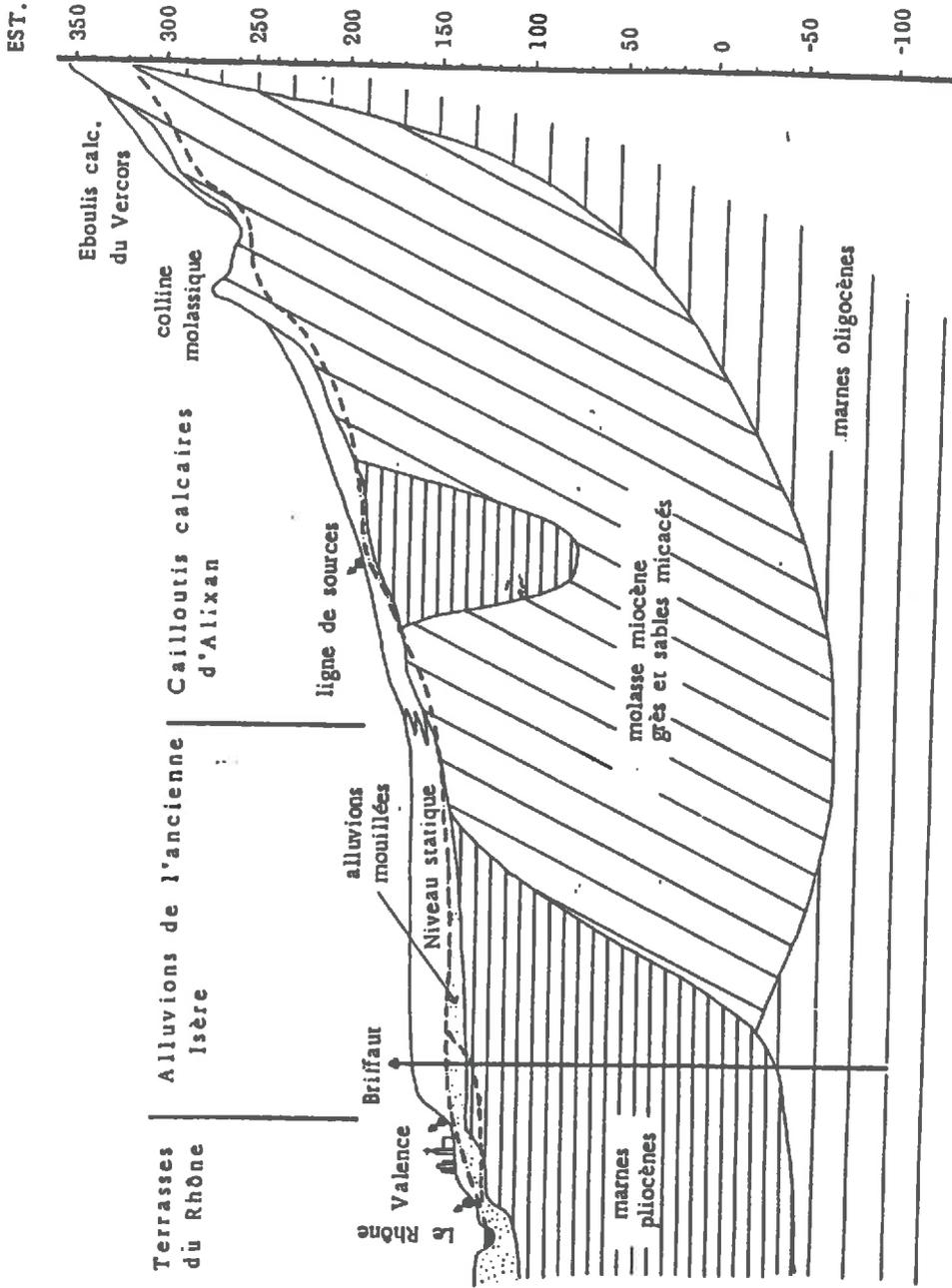


Figure V-4 : Situation géologique

OUEST.



Longueurs : 1/100.000

ECHELLES:

Hauteurs : 1/4.000

Figure V-5 : Profil géologique représentatif

perméabilité médiocre, les formations quaternaires de la plaine sont principalement constituées par des terrasses récentes :

a) Terrasses de 45 mètres ou alluvions de l'ancienne Isère : Cette terrasse importante couvre toute la partie occidentale de la plaine située au Sud de l'Isère actuelle entre Valence et le Vercors, et s'étend au Sud jusqu'à Beaumont les Valence. Elle correspond aux dépôts d'un ancien cours de l'Isère qui, passant à l'Est de Valence, devait se jeter dans le Rhône de l'époque, au voisinage de l'actuel confluent de la Véore, en empruntant le couloir de Beauvallon.

Ces alluvions sont formées de galets d'origine hétérogène (calcaires, roches cristallines plus ou moins altérées, quartzites) de taille variables entre 2 et 20 centimètres, noyés dans une gangue principalement sableuse dont l'origine molassique, au moins partielle est probable.

Ces alluvions, d'excellente perméabilité et épaisses parfois d'une trentaine de mètres, contiennent au-dessus du substratum molassique (de médiocre perméabilité), ou des marnes pliocènes (pratiquement imperméables) une nappe aquifère puissante.

b) Terrasse d'Alixan à éléments calcaires : La terrasse de 45 mètres créée par l'Isère se prolonge à l'Est par une vaste plaine assez pentée dont les éléments calcaires, noyés dans une gangue sableuse résultent du démantèlement des calcaires crétacés du Vercors et des collines molassiques qui le débordent. Ces éléments apportés par les torrents issus du Vercors ont recouvert la mollasse en remplissant ses creux topographiques.

Contemporains de l'ancien cours de l'Isère, ces cônes de déjection, épais de quelques mètres, et dont la pente topographique est forte, se raccordent à l'Ouest aux alluvions de l'ancienne Isère et s'y interstratifient localement.

Les éléments de cette "terrasse" calcaire d'Alixan sont anguleux, légèrement roulés, et leur plus grande dimension n'atteint pas 15 cm. Ils sont étroitement engrenés entre eux, mélangés à du sable micacé d'origine molassique, plus ou moins argileux. A l'exception de rares horizons de galets propres, le sable y est, le plus souvent, largement prédominant. Quelques horizons de marnes sableuses gris-bleu sont localement présents (Malissard) au sein de la formation.

En se rapprochant du Vercors, cette terrasse caillouteuse passe latéralement à de véritables éboulis dont les éléments deviennent plus grossiers, et plus anguleux, tandis que s'accroît la pente topographique.

c) Alluvions modernes de l'Isère, du Rhône et de la Drôme : Elles couvrent toutes les alluvions sédimentés dans les vallées actuelles de l'Isère, du Rhône et de la Drôme. Les alluvions de ces cours d'eau sont grossières: les éléments atteignent couramment 10 cm dans leur plus grande dimension et sont d'origine calcaire ou cristalline; leur teneur en sable est forte (parfois plus de 50% en volume), et l'on note la présence locale de "griffe" ou conglomérat à ciment calcaire.

La figure V-4 et V-5 présente respectivement la carte géologique de la région et un profil représentatif.

V-1-5 HYDROGEOLOGIE

Les caractéristiques des formations géologiques présentées plus haut nous permettent de retenir les unités hydrogéologiques suivantes (figure V-6), chacune d'entre elles constituant un aquifère :

1) Les marno-calcaires du Vercors : On ne dispose pratiquement pas de données précises concernant les caractéristiques hydrogéologiques de cette formation. D'une façon générale, les calcaires, fissurés et perméables en grand, sont le siège de circulation "karstique" qui alimentent au contact des marnes sous-jacentes, de nombreuses sources, riches en dépôts calcaires, au débit parfois important.

La plupart des ruisseaux qu'alimentent ces sources karstiques s'écoulent jusqu'à la plaine de Chabeuil et d'Alixan dans laquelle ils se réinfiltrent au moins en partie, participant ainsi pour une part non négligeable à l'alimentation de la nappe des alluvions.

2) Nappe des cailloutis calcaires d'Alixan-Chabeuil : Les cailloutis calcaires fortement pentés de la terrasse entre le Vercors et la terrasse de l'ancienne Isère contiennent un aquifère qui est exploité par de nombreux puits fermiers et qui donne localement naissance à quelques sources. Ce cône de déjection des torrents issus du Vercors, a recouvert d'un manteau caillouteux d'épaisseur très variable (0 - 15 mètres) la surface topographique de la molasse.

En conséquence de sa position géographique, la nappe a une pente forte (variant de 2.5% dans la partie amont à 1.7 % dans le secteur aval). Dans l'ensemble elle s'écoule vers l'Ouest ou le Nord-Ouest avec quelques ondulations locales dûes à des variations de la perméabilité du terrain aquifère.

La perméabilité moyenne de ces cailloutis se situe aux environs de 5.10^{-4} m/s, ce qui donne une transmissivité de 10^{-3} m²/s avec une épaisseur de nappe de l'ordre de 2 m. Les débits que l'on peut y espérer exploiter sont relativement limités et de l'ordre d'une dizaine de m³/h en moyenne par ouvrage. Signalons toutefois que les galeries de Chabeuil, longues de 6 km au total, fournissent selon les saisons des débits de 140 à 870 m³/h.

3) Nappe des alluvions de l'ancienne Isère : La nappe qui circule à l'Est de Valence dans les alluvions épaisses de l'ancienne Isère constitue, avec la nappe des alluvions actuelles du Rhône, l'unité hydrogéologique la plus importante du secteur étudié, en particulier par l'importance des débits qu'elle véhicule.

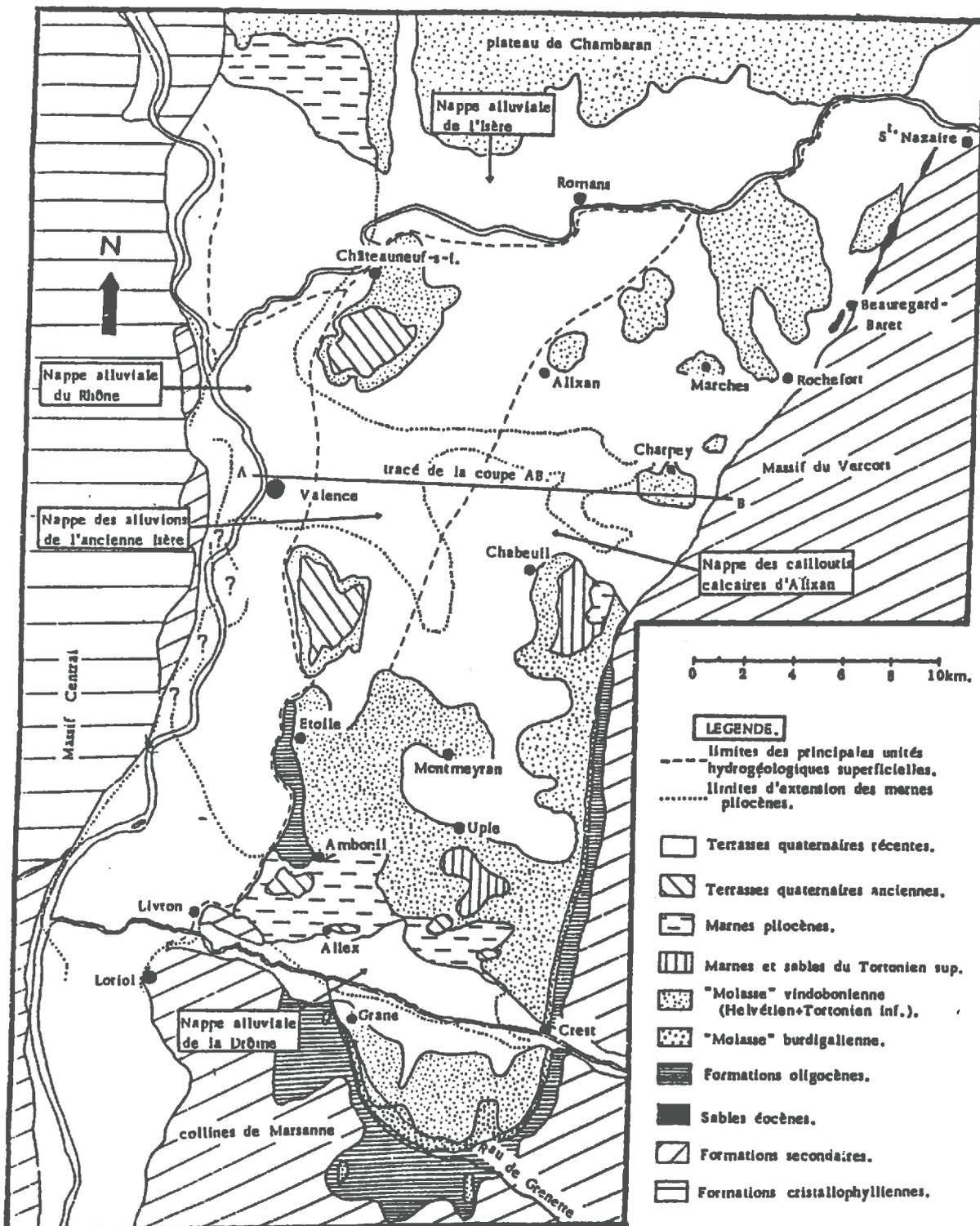


Figure V-6 : Situation hydrogéologique

L'examen de la carte piézométrique fait apparaître nettement une brusque diminution de la pente, devenue 0,4%, soit 4 fois plus faible que dans les cailloutis. Les courbes piézométriques indiquent, d'autre part, deux zones de drainage principales dans la nappe, l'une dirigée vers Valence, donne naissance aux sources du pied de la terrasse dans la ville même; l'autre se dirige vers le Sud-Ouest et alimente les sources importantes de Beaumont les Valence.

L'épaisseur approximative d'alluvions aquifères est généralement supérieure à 5 m, et vraisemblablement proche de 10 m en de nombreux endroits. La perméabilité est en général élevée avec une moyenne d'environ 5.10^{-3} m/s. Les débits obtenus dans la plupart des puits ou sondages varient, suivant les points, de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de m^3/h par mètre de rabattement.

4) Nappe des alluvions modernes de l'Isère, du Rhône et de la Drôme : Cette unité comporte trois zones à savoir la zone du confluent Isère-Rhône; celle du confluent Rhône-Drôme et celle le long du Rhône. Situées en aval de la plaine, ces alluvions constituent le drain de l'ensemble du système hydrogéologique. De façon générale, elles sont dotées d'excellentes perméabilités (autour de 5.10^{-3} m/s) et d'importantes épaisseurs (5-25 m).

5) Molasse miocène : Bien que cette formation présente dans la région presque toujours une certaine perméabilité et que les études plus récentes (Jeannolin, 1985; SRAE, 1986) ont mis en évidence son intérêt hydrogéologique dans la situation de nos jours où les ressources en eau des alluvions quaternaires ne peuvent plus satisfaire au besoin, nous la considérerons tout de même dans cette étude comme substratum imperméable de nos aquifères alluviaux quaternaires, car sa perméabilité (de l'ordre de 10^{-5} m/s) est beaucoup plus faible.

Notons toutefois que dans les secteurs d'affleurement de cette formation, notamment au contact avec les cailloutis d'Alixan, la carte piézométrique montre qu'il n'y a pas de discontinuité flagrante de charge hydraulique d'une formation à l'autre, ce qui nous conduit à considérer l'ensemble du système aquifère comme une nappe unique avec pourtant une hétérogénéité importante de perméabilité.

En résumé, nous pouvons dire que les trois formations quaternaires sont les principales nappes d'eau. Les marnes calcaires du Vercors jouent un rôle de zone d'alimentation pour la plaine. La série de formations tertiaires, essentiellement la molasse, constitue le substratum imperméable des aquifères.

V-1-6 RESSOURCES EN EAU

L'acquisition des données concernant l'exploitation des eaux par pompage dans la région n'est pas une chose facile, d'une part à cause de la grande extension du domaine et d'autre part à cause du fait que les exploitations individuelles, notamment celles pour les irrigations privées, sont en général mal connues.

Basés sur les documents du début des années 80 (SRAE et DDA, 1981; DDA, 1983),

nous avons fait un inventaire des sites d'exploitations publics aussi bien des eaux de surface (y compris dans l'Isère, dans le Rhône et dans la Drôme) que des eaux souterraines. Le tableau V-6 résume le résultat global de cet inventaire. La répartition spatiale de ces exploitations sera donnée lors de la mise en oeuvre de la modélisation (V-2-1).

	alimentation en eau potable	irrigation par réseau public	industrie	total
surface	1700	14350		16050
souterrain	15971	3157	3329	22457
total	17671	17507	3329	38507

Tableau V-6 Utilisations des eaux sur la plaine de Valence (en 1000 M³/an)

Pour compléter ces données, il faut ajouter les prélèvements pour les irrigations privées. Nous les avons évalués à partir d'une dose moyenne vraisemblable de 1500 M³/ha et de la surface irriguée privée par commune que nous connaissons grâce au R.G.A.. Nous arrivons à un résultat de 6146 Mm³/an, dont 3068 en provenance de la nappe.

Ainsi l'exploitation totale atteint un chiffre de 44653*10³ M³, dont 25525*10³ M³ de l'origine souterraine. Nous pouvons voir que l'alimentation en eau potable et les irrigations représentent l'essentiel des exploitations (40% et 53% respectivement).

En ce qui concerne la qualité de l'eau, le problème de la pollution par les nitrates attire une attention particulière depuis la fin des années 70 et de nombreuses enquêtes de concentration en nitrates dans la nappe ont été effectuées (CPGF, 1982 et 1984). Elles montrent que ces concentrations sont passées en moyenne de l'ordre de 10-20 mg/l dans les années 60 à environ 50 mg/l au début des années 80, soit une augmentation de plus du triple en moins de 20 ans. Le tableau V-7 présente le résultat de la campagne de mesure de l'année 1982, réalisée sur 234 points par la CPGF (CPGF, 1982). Ce résultat a été ensuite confirmé par celui d'une autre campagne réalisée en 1984 sur un nombre restreint de 48 points, considérés comme représentatifs (CPGF, 1984). Nous pouvons voir que la concentration moyenne, ainsi que celle sur 46% des points de mesure, ont dépassé la norme de 50 mg/l.

Ces hautes concentrations concernent en partie les points de prélèvement pour AEP et certains d'entre eux ont dû être abandonnés pour cette raison.

Nous reviendrons plus en détail sur la variation spatiale et saisonnière de la concentration lors de la présentation des résultats de simulation (V-3).

Classe	Effectif	Fréquence
0 - 25 mg/l	31	13.4%
25 - 50 mg/l	94	40.5
50 - 75 mg/l	67	28.4
75 - 100 mg/l	18	7.3
100 - 125 mg/l	8	3.5
125 - 150 mg/l	5	2.2
> 150 mg/l	11	4.7

valeur moyenne 56.3 mg/l écart type 40.9 mg/l

Tableau V-7 Distribution des concentrations mesurées pendant la campagne 1982 (d'après CPGF, 1982)

Comme partout ailleurs, les facteurs influant sur la concentration en nitrates dans l'eau souterraine sont très nombreux et complexes. Cependant une origine principale incontestable de ces polluants est l'utilisation mal raisonnée des engrais dans les activités agricoles.

V-1-7 PEDOLOGIE, VEGETATION, ACTIVITES AGRICOLES ET BILAN DE L'AZOTE

A) Pédologie et Végétation

En ce qui concerne les sols de la plaine, il n'y a pas d'étude pédologique faite sur l'ensemble de la région. Nous disposons cependant des résultats d'une étude pédologique précise sur la partie Nord-Ouest, délimitée par Valence-Beaumont-Chabeuil-Bourg de Péage et le confluent Isère-Rhône (Bornand et Legros, 1968). Nous pouvons distinguer en gros trois grandes catégories de sol, nettement liées aux substratums géologiques:

-sur les formations molassiques, on trouve des sols caillouteux sableux, peu épais, très perméables, peu hydromorphes et pauvres en matière organique.

-sur les cailloutis d'Alixan, des sols limono-argileux, d'épaisseur et d'hydromorphie importantes, de perméabilité très médiocre et riches en M.O..

-sur les alluvions de l'ancienne Isère, des sols sableux de caractéristiques intermédiaires entre les deux précédents avec de bonnes perméabilités.

Notons cette nette liaison entre les catégories de sols et les types de formations géologiques, dont nous nous servons pour extrapoler les catégories de sols sur l'ensemble de la plaine au moment du classement des fonctions production, de l'eau et des nitrates (voir V-2).

Toujours à partir des résultats de cette étude, nous avons pu constater qu'il y a également une tendance à l'adaptation de la végétation, ou plus précisément des types de cultures aux différents types de sols. On note une occupation quasiment totale des sols caillouteux-sableux par les cultures d'arbres fruitiers, une prédominance assez nette des sols limono-argileux pour les grandes cultures et une répartition relativement équilibrée de ces deux groupes de cultures sur les sols sableux, comme cela est montré, à titre indicatif, par le tableau V-8, établi à partir des données issues de cette étude.

	1	2	3
I	100%	0%	0%
II	18%	44%	38%
III	0%	22%	78%

Tableau V-8 Occupations des sols (en % de superficie)
Relation sols-végétations
(d'après les données de l'INRA, 1968)

- I = sols caillouteux-sableux;
- II = sols sableux;
- III = sols limono-argileux.
- 1 = forte prédominance par les arbres fruitiers;
- 2 = forte prédominance par les grandes cultures;
- 3 = mélange équilibré de 1 et 2.

Notons enfin que la zone montagneuse du Massif du Vercors, ainsi que quelques plateaux notamment dans le sud de la plaine sont couverts par des bois et des forêts.

B) Activités agricoles et Bilan de l'azote

La plaine de Valence fait partie des régions d'agriculture intensive du département de la Drôme. Les données de base de notre étude proviennent des résultats du RGA du département effectué pendant l'année 1979-1980 (DDA, 1980). Il nous fournit, commune par commune, les données concernant aussi bien les

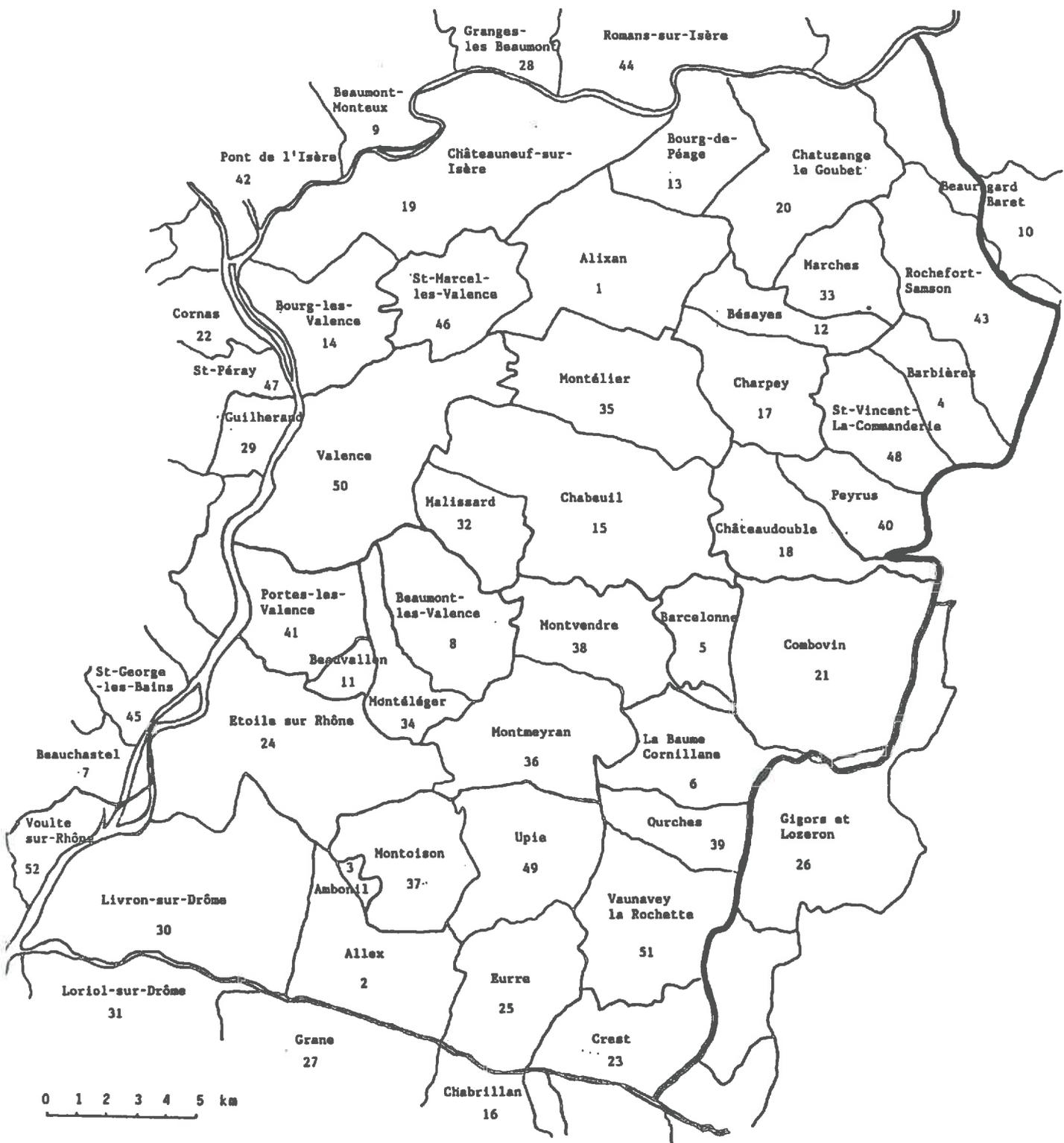


Figure V-7 : Carte des communes

productions végétales qu'animales. Notons que le domaine de notre étude concerne en total 52 communes, mais dont 17 n'y sont que partiellement contenues (Fig. V-7).

Les résultats détaillés par commune sont donnés en Annexe 4-1. Seuls sont présentés ici les résultats globaux pour l'ensemble de la région étudiée.

	surfaces (ha)		
	I	II	III
Surface totale	94645	65126	73326
S.A.U.	59811	43964	48541
Blé	11753	10036	10436
Orge d'hiver	9476	7584	8010
Maïs	13017	10792	11217
Fourrages	1018	643	781
Prairie permanente	5930	2291	3993
Prairie temporaire	5272	3893	4267
Vignes	907	418	544
Vergers	6886	4573	5121

Tableau V-9 Productions végétales Surfaces des différentes cultures

I = les 52 communes; II = seules les 35 communes complètes; III = II + les 17 communes incomplètes avec correction en fonction de leur surface totale et celle effectivement prise par le modèle

Le tableau V-9 synthétise les données concernant les productions végétales en terme de surface cultivée et cela pour trois cas différents: prise en compte des 52 communes comme si elles étaient toutes à l'intérieur du domaine étudié; prise en compte seulement des 35 communes qui sont entièrement à l'intérieur et prise en compte des 52 communes mais avec correction pour les 17 communes en fonction de la superficie totale et de la part située effectivement dans le domaine étudié, en supposant une répartition homogène des surfaces cultivées à l'intérieur de chaque commune :

$$s_{ij} = S_{ij} * (s_i / S_i) \quad (V-1)$$

s_{ij} : surface de la culture j de la commune i qui sera prise par le modèle

S_{ij} : surface totale de la culture j de la commune i

s_i : surface de la commune i prise par le modèle

S_i : surface totale de la commune i

Bien évidemment, c'est ce troisième cas que nous devons considérer pour la suite de notre étude.

Les données concernant les productions animales (en nombre de têtes) sont présentées dans le tableau V-10.

	I	II	III	IV
Bovins	13515	11255	12103	16.1
Equidés	914	669	768	1.0
Chèvres	7911	4914	5697	7.6
Ovins	27809	21018	22980	30.6
Porcins	45803	37980	39752	53.0
Volailles	5808095	5122963	5282117	7042.8

Tableau V-10 Productions animales

I, II, III = de même que dans le tableau V-9.

IV = III/superficie totale du modèle (75100 ha)
(densité en nombre de têtes/ha).

Pour passer de ces données d'activités agricoles au bilan de l'azote, nous sommes obligés de faire certaines hypothèses majeures sur les doses d'épandage des engrais minéraux azotés en fonction du type de culture (l'approche par l'inventaire des ventes d'engrais n'ayant pas aboutie), sur l'exportation de l'azote par les cultures et sur les quantités ainsi que les compositions des déjections des différents animaux. Si les doses d'épandage d'engrais sont relativement bien connues (données acquises auprès du personnel de la Chambre de l'Agriculture de la région), les données concernant les déjections animales le sont beaucoup moins en raison du manque de données pour certains animaux et de la diversité des valeurs suivant les sources de données. En rassemblant les données provenant du G.I.D.A. et des documents de la Chambre de l'Agriculture de la région (Croizier et Laperriere, 1982);, nous avons adopté les valeurs exprimés dans les tableaux V-11 et V-12. Tandis que le bilan global en azote de la région est présenté dans le tableau V-13. Signalons que les exportations par les cultures ont été évaluées très approximativement faute de données précises.

Ainsi le résultat traduit un bilan nettement excédentaire.

	apport (kg N/ha)	exportation (kg N/ha)
Blé	130	130
Orge d'hiver	115	100
Maïs	185	150
Fourrages	20	100
Prairie permanente	0	160
Prairie temporaire	0	200
Vignes	110	50
Vergers	110	50

Tableau V-11 Estimation des doses de l'épandage d'engrais minéraux azotés et de l'exportation d'azote par les cultures

	Déjections (kg/tête/j)	teneur en N (g/kg)	N produit sur le domaine d'étude (T/an)
Vaches laitières Bovins ***	38.4	5.5	153
	26.0	5.0	717
Equidés ***	50.0	4.0	67
Chèvres ***	6.0	6.7	116
Brebis Ovins ***	6.0	6.7	250
	6.0	6.7	409
Truies Porcins ***	14.5	5.8	59
	8.5	5.8	889
Lapins	0.25	8.5	15
Poules Pondeuses	0.18	10.5	1112
Poulets de Chair	0.045	20.0	840
Volailles ***	0.045	20.0	2506
total			4704

*** représente la valeur moyenne (pour la quantité de déjection et la teneur en N) et le total (pour la quantité d'N produit) du groupe concerné.

Tableau V-12 Evaluation des apports en azote par déjections animales

	kg N/ha sur la S.A.U. (48541 ha)	kg N/ha sur la superficie totale (75000 ha)
N apporté par les engrais minéraux	103	67
N apporté par les déjections animales	97	63
Total des apports	200	130
exportation par cultures	117	76
bilan (apports - exports)	83	54

Tableau V-13 Bilan de l'azote sur la plaine
de Valence pour l'année 1980

V-2 MISE EN OEUVRE DE LA MODELISATION

Nous allons présenter successivement la mise en oeuvre du modèle couplé, du modèle MORELN et du modèle NEWSAM en vue, respectivement, de la modélisation des écoulements de l'eau, du lessivage des nitrates et du transport des nitrates dans les aquifères.

V-2-1 MISE EN OEUVRE DU MODELE COUPLE

Les sous programmes qui ont été concernés dans cette étude sont GEOCOU, MODSUR et MODCOU.

A) Définition de la structure du modèle GEOCOU

a) discrétisation spatiale

Verticalement, le domaine a été divisé en deux couches, couche de surface et une seule couche souterraine constituée essentiellement des formations quaternaires, les formations tertiaires (la molasse) étant considérées comme substratum imperméable

sauf dans les zones d'affleurement où elles forment une nappe continue avec les quaternaires.

Horizontalement, le domaine de surface a été discrétisé en 865 mailles carrées emboîtées (Fig. V-8). Par soucis de simplicité, seules deux tailles de maille ont été utilisées, celle de 1 km pour la plupart des mailles et celle de 0.5 km en certaines zones particulières comme les lieux d'observation ou d'exploitation et les endroits où une représentation correcte des sens de drainage a nécessité une discrétisation plus fine.

De plus, pour simplifier la mise en oeuvre, nous avons adopté le même schéma de maillage pour la couche souterraine.

b) définition du réseau hydrographique

Après avoir affecté les altitudes aux mailles de surface, nous avons tracé leurs sens de drainage afin de définir le réseau de drainage de surface. Suivant le développement des cours d'eau et en tenant compte de la présence du canal, 238 mailles ont été choisies comme mailles rivières; celles-ci constituent le réseau hydrographique principal du modèle (Fig. V-9). C'est sur ces mailles là que sera établi le calcul des échanges à double sens entre les domaines superficiel et souterrain. De plus, 5 mailles ont été retenues comme exutoires (Fig. V-9), déterminant ainsi 5 sous-bassins dont le débit sera simulé.

c) établissement des fonctions production de l'eau

Une autre tâche importante qui doit être exécutée à cette phase de modélisation est le classement des sols en vue de l'établissement des fonctions production de l'eau. Cela consiste à diviser le domaine de surface en un certain nombre de zones plus ou moins homogènes vis-à-vis des propriétés du sol et de la végétation. Nous avons procédé pour cette opération de la façon suivante :

-dans la zone où on dispose des résultats de l'étude pédologique (voir V-1-7), nous avons retenu trois grandes catégories de sol à savoir sols caillouteux, sols sableux et sols limono-argileux et constaté qu'il existe une liaison étroite entre les sols, le substratum géologique et la végétation, comme exprimé ci-après:

formations molassiques --> sols caillouteux --> arbres fruitiers;
 alluvions quaternaires --> sols sableux --> mélanges des arbres fruitiers
 et des grandes cultures;
 cailloutis d'Alixan --> sols limono-argileux --> grandes cultures.

-nous avons ensuite extrapolé cette liaison sur l'ensemble de la plaine grâce à la carte géologique 1/50000 et ainsi nous avons affecté ces trois catégories de fonction production à une grande partie de la superficie de la plaine.

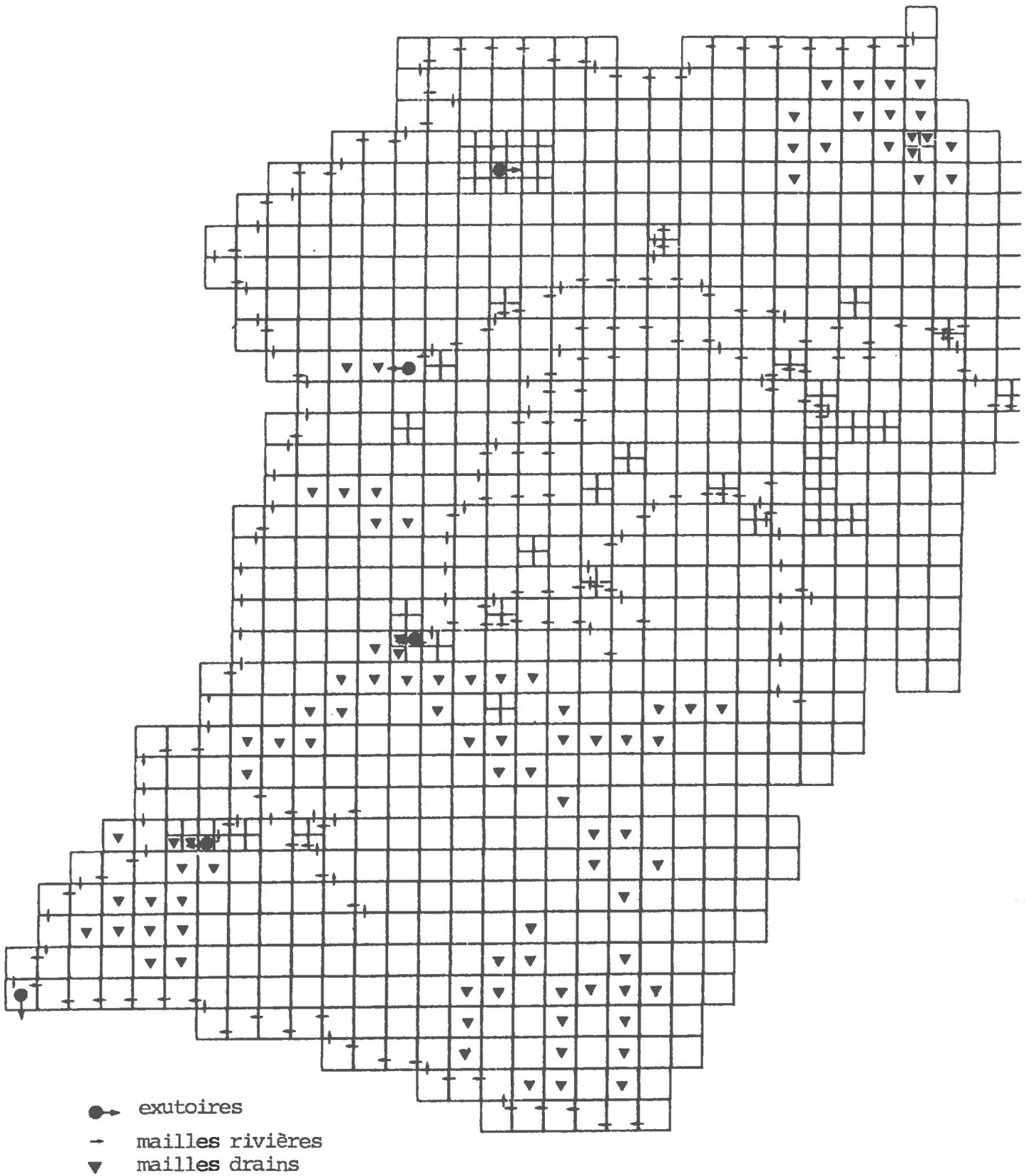


Figure V-9 Réseau hydrographique représenté par le modèle

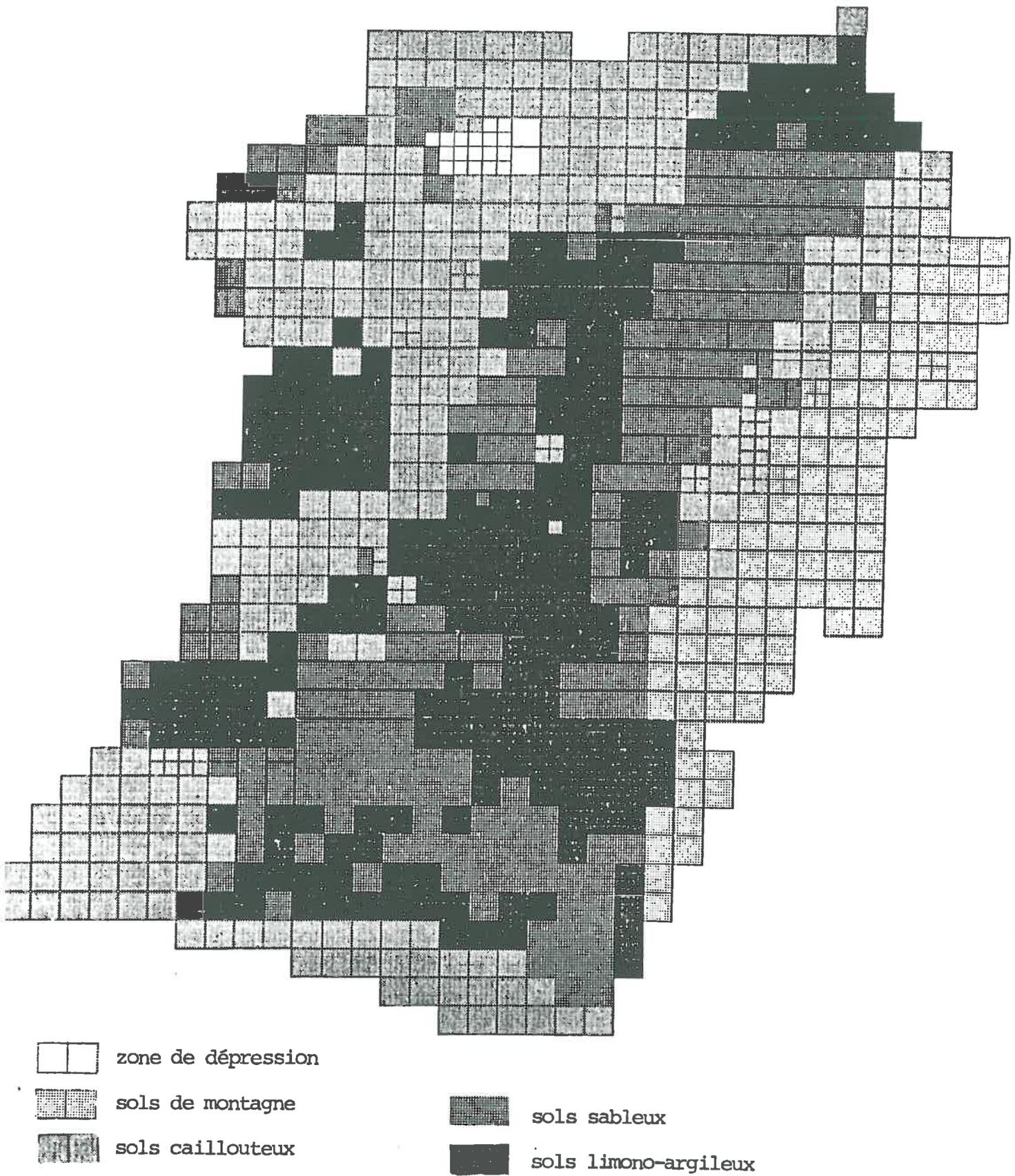


Figure V-10 Cartographie des fonctions production

-les sols couverts par les bois et les forêts dans le domaine du Vercors et sur quelques plateaux dans le Sud de la plaine constituent une quatrième catégorie de fonction production.

-enfin, quelques mailles dans le secteur Châteauneuf/Isère ont été retenues comme une catégorie de fonction production particulière pour représenter une zone de dépression où toute l'eau produite contribue à l'infiltration (absence du ruissellement).

Notons de plus la fonction production du type plan d'eau libre, qui est prise en compte d'office dans le modèle couplé. Ainsi nous arrivons en total à 6 catégories de fonction production de l'eau, numérotées comme suit :

- 1 - les sols de montagne couverts par les bois et les forêts.
- 2 - plan d'eau libre (non présent dans la région).
- 3 - les sols caillouteux sur les formations molassiques couverts par les arbres fruitiers.
- 4 - les sols sableux sur les alluvions quaternaires couverts par les arbres fruitiers et les grandes cultures.
- 5 - les sols limono-argileux sur les cailloutis d'Alixan couverts par les grandes cultures.
- 6 - la zone de dépression dans le Nord-Ouest (Châteauneuf sur Isère).

Dans le modèle couplé, chaque maille peut être concernée par plusieurs catégories de fonctions production avec des pourcentages de superficie quelconques. Toujours pour des raisons de simplicité, nous avons attribué en chaque maille une seule catégorie de fonction production (avec bien sur un pourcentage de 100%). Ainsi chaque maille est considérée comme une parcelle homogène.

La figure V-10 présente la cartographie de ces fonctions production.

B) Modélisation du bilan hydrique MODSUR

La mise en oeuvre de ce programme commence par la constitution du fichier de données météorologiques, c'est à dire la discrétisation spatiale et temporelle des données concernant d'une part les précipitations et d'autre part l'évapotranspiration potentielle.

a) Les données de précipitation

Les zones pluviométriques ont été établies par la méthode des polygones de Thyssen à partir des 10 postes (Fig. V-11 et tableau V-14). Notons que le découpage a été délicat dans la zone de montagne en raison des hautes altitudes et des reliefs accusés engendrant une variabilité spatiale irrégulière des précipitations. En fait, ce découpage a été modifié plusieurs fois au cours des essais de simulation.

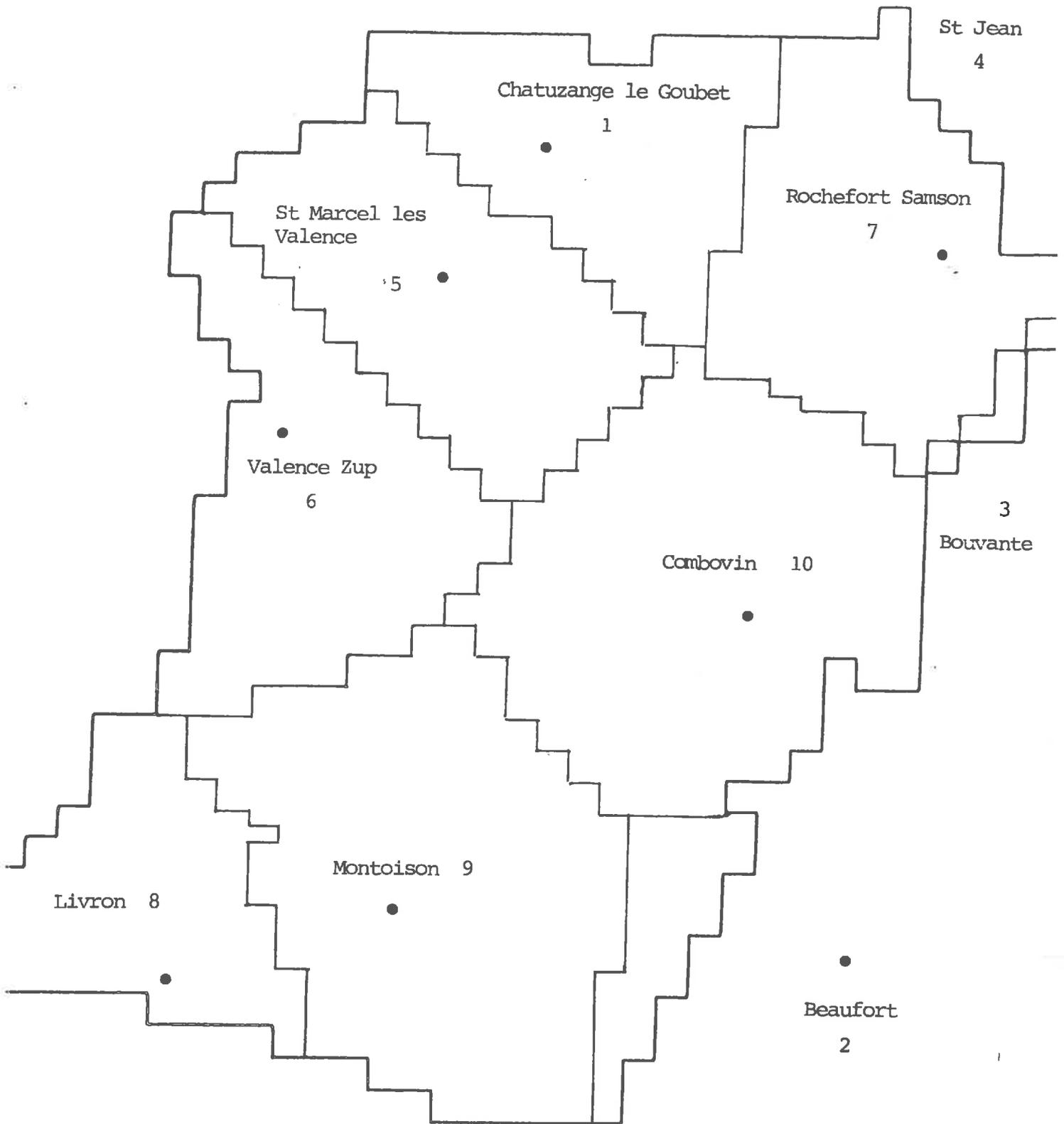


Figure V-11 Zones de précipitation

postes	altitude (m NGF)	P annuelle moyenne (mm)
Chatuzange le Goubet	165	833
Beaufort	350	818
Bouvante	1080	1524
St Jean	300	1028
St-Marcel les Valence	180	873
Valence Zup	150	824
Rochefort Samson	350	926
Livron	110	900
Montoisson	180	838
Combovin	350	903

Tableau V-14 Postes pluviométriques utilisés par le modèle

La période de simulation, sur laquelle nous avons recueilli les données est celle de 1976 - 1986. Nous avons retenu le pas de temps mensuel comme pas de temps météo, ainsi que comme pas de temps de calcul.

Signalons que sur certains postes et pendant certaines périodes, les mesures sont absentes ou de mauvaises qualités. Dans ce cas, nous avons complété les données par les mesures du poste le plus voisin.

b) Les données d'évapotranspiration potentielle

En l'absence de données fiables sur la plaine pour la période concernée, les ETP Penman mensuelles de la station de Montélimar, à 33 km au Sud de Valence, ont été prises pour l'ensemble de la région. Ces données couvrent seulement la période 1980 - 1986 et nous avons utilisé leurs valeurs moyennes pour la période 1976 - 1979 (Tableau V-15).

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	ANN
1980	17.4	30.2	43.2	78.3	97.8	132.9	178.0	173.4	102.7	42.9	17.1	14.1	928
1981	26.3	33.2	48.2	91.8	101.0	175.6	171.0	172.7	89.9	37.4	18.1	8.8	974
1982	13.8	25.7	60.5	135.5	138.8	140.7	187.1	137.4	92.2	31.0	17.0	14.3	994
1983	26.4	21.8	72.1	73.8	105.4	162.6	208.0	154.3	95.8	59.0	17.4	18.5	1015
1984	11.2	35.0	61.4	116.3	97.7	152.2	217.2	154.5	89.6	48.5	17.0	11.7	1012
1985	10.9	27.9	53.4	105.7	110.8	143.1	195.8	165.2	137.3	63.3	29.0	16.2	1058
1986	16.0	21.5	52.9	56.9	111.3	159.3	223.3	160.5	106.2	45.7	29.1	9.8	992
MOYENNE	17.4	27.9	56.0	94.0	109.0	152.3	197.2	159.7	102.0	46.8	20.7	13.3	996

Tableau V-15 ETP mensuelle Penman à Montélimar

C) Modélisation couplée de l'écoulement MODCOU

Rappelons tout d'abord que verticalement nous considérons une seule couche aquifère et qu'horizontalement cette couche a été discrétisée de la même façon que la couche de surface (Fig. V-8).

a) unités aquifère et paramètres hydrogéologiques

Cette couche unique est cependant composée de 5 unités aquifères juxtaposées et en continuité hydraulique (voir V-1-5), comme cela est montré par la Fig. V-12. Nous admettons comme principe que chaque unité est homogène vis-à-vis des paramètres qui y seront introduits.

A part les calcaires crétacés du Vercors et la molasse tertiaire, les autres unités aquifères sont relativement bien connues du point de vue hydrogéologique grâce aux études réalisées par le BURGEAP au cours des années 60 (BURGEAP, 1964, 1969). Le tableau V-16 synthétise l'ordre de grandeur des valeurs des principaux paramètres d'après cette étude.

unités aquifères	K(m/s)	M(m)	T(m ² /s)
cailloutis d'Alixan	5.10 ⁻⁴	2	10 ⁻³
alluvions de l'ancienne Isère	5.10 ⁻³	10	5.10 ⁻²
alluvions modernes	5.10 ⁻³	15	8.10 ⁻²
mollasse	10 ⁻⁵		
calcaires crétacés			

K : perméabilité M : épaisseur T : transmissivité

Tableau V-16 Valeurs approximatives des principaux paramètres hydrogéologiques (d'après BURGEAP)

Toutefois, la détermination finale de ces valeurs sera réalisée par le calage du modèle (voir V-3).

b) les données de pompages

Les données de pompages ont été rassemblées par site dans le tableau V-17 sous forme annuelle. Pour les introduire dans le modèle, il faut les répartir au pas de temps mensuel à l'intérieur de l'année et tenir compte de leurs évolutions interannuelles. Nous avons proposé les chiffres du tableau V-18 pour la répartition mensuelle.



Figure V-12 Cartographie des unités aquifères

Sites	Usages et Quantités			Numéro de maille	Aquifère**
	AEP*	IRR*	AEI*		
Mairie-Mauboule	2365			396	1
STNE			200	456	1
Fibrit			44	332	1
STEF			691	428	1
Mairie-Faravel	205			482	1
SNCF			66	538	1
Rh. Poul. Textile			580	457	1
Rh. Poul. Textile			592	482	1
SII Etoile-Livron		650		710	1
Champagnat		315		736	1
Livron Mairie	382			782	1
COOP. Fruitière			110	781	1
SPECIA			26	782	1
Ile d'Eve F1	500			269	2
Tourtel F2	513			239	2
Thabor F19	1979			325	2
Couleurs F18	2965			263	2
Crouzet-Le Plan			48	300	2
Barnier			70	366	2
SIE Trompoot	1519			561	2
Les Faures	320			562	2
Breynat			94	562	2
Bayannes F17	360			129	2
Petits Eynards	690			243	2
Rivières		190		272	2
Briffaut		75		369	2
Petit Chirac		550		515	2
Galerie Chabeuil	365			387	3
" "	365			386	3
" "	243			375	3
" "	243			391	3
" "	243			390	3
" "	365			415	3
" "	608			438	3
Chabeuil SCOP			808	372	3
SIE de Charpey	4			313	3
Gal. St-DidierF15	526			312	3
Combeau F1		1377		173	1
Allex Mairie	61			829	1
Crest Mairie	1100			842	1
Eurre Mairie	50			853	1
Chat. Neuf/Isère		6850		60	4
SII Etoile Livron		6000		611	5
SII Cr.-Eu.-Vauna	1700			861	6
Allex		1500		827	6
Total	17671	17507	3329		

* AEP = Alimentation en eau potable; IRR = Irrigation; AEI = Industrie.

** 1 = alluvions modernes; 2 = alluvions de l'ancienne Isère; 3 = cailloutis d'Alixan; 4 = Isère; 5 = Rhône; 6 = Drôme.

Tableau V-17 Données de pompage (en 1000 M³/an)

	AEP	Irrigation	Industrie
Janvier	8.33	0.00	8.00
Fevrier	8.33	0.00	9.10
Mars	8.33	0.00	8.90
Avril	8.33	10.00	7.50
Mai	8.33	20.00	9.10
Juin	8.33	20.00	9.10
Juillet	8.33	20.00	7.00
Août	8.33	20.00	7.00
Septembre	8.33	10.00	9.10
Octobre	8.33	0.00	9.10
Novembre	8.33	0.00	9.10
Décembre	8.33	0.00	7.00

Tableau V-18 Répartition des pompages dans l'année (en %)

Les évolutions interannuelles présentent grosso modo une augmentation, selon l'usage et le lieu d'exploitation, aux alentours de 1.5% d'une année à l'autre.

Rappelons que les données de pompage pour les irrigations privées ont été rassemblées par commune et nous avons supposé ici une répartition spatiale homogène de ces pompages à l'intérieur de chaque commune.

c) conditions aux limites et interaction nappe-rivières

Les mailles formant la limite Est dans le Vercors constituent une condition à la limite du type flux nul. Sur les 238 mailles rivières et les 94 "mailles drain" (Fig.V-9) ont été imposés des niveaux de drainage déduits de la côte topographique. De plus, sur ces mêmes mailles sont affectées des valeurs pour le coefficient et le débit limite régissant l'échange surface-souterrain.

V-2-2 MISE EN OEUVRE DU MODELE MORELN

A) Etablissement des zones de production de nitrates

Cette opération consiste à discrétiser le domaine en zones, chacune d'entre elles étant considérée comme homogène, selon les propriétés biochimiques du sol. Ainsi, à chaque zone seront affectées les mêmes valeurs pour les paramètres biochimiques du sol régissant le cycle de l'azote et la production des nitrates (les

coefficients du cinétique, l'épaisseur, la densité apparente et la capacité au champ du sol).

Cette tâche est en fait facilitée par la grande dépendance des propriétés biochimiques du sol vis-à-vis des caractéristiques physiques de celui-ci. Ainsi nous avons gardé le même classement et la même discrétisation que pour l'établissement des zones de fonction production de l'eau (Fig. V-10), en éliminant toutefois la catégorie plan d'eau libre (numéro 2)

B) Etablissement des zones d'apport et d'export de l'azote ("Zones Azote")

Il nous reste maintenant à établir les zones d'apport et d'export de l'azote par les cultures, comme cela a été fait pour les zones météorologiques (précipitation et ETP).

Comme nous l'avons déjà indiqué au Chapitre I, une telle opération nécessiterait, en toute rigueur, la connaissance de la répartition des cultures dans l'espace, donc une carte de cultures. Or, nous ne disposons pas de ce genre de données à l'échelle de la plaine.

Nous sommes donc amenés à recourir aux données de RGA, effectué l'année 1979 - 1980. Nous connaissons en effet, grâce à ce recensement, des données sur les activités agricoles commune par commune telles que les surfaces des différentes cultures et les densités d'élevage. L'approche que nous proposons ici consiste à considérer chaque commune comme occupée par une culture "fictive et équivalente", donc comme une zone homogène, et à pondérer les grandeurs concernées par les superficies afin de leur trouver une valeur moyenne pour chaque commune.

a) les apports : Il convient de distinguer tout de suite les apports par épandage d'engrais minéraux et ceux par les déjections animales.

Pour les premiers, nous nous basons sur les doses d'épandage indiquées dans le tableau V-11 (voir V-1-7) et on obtient une dose moyenne pour chaque commune (zone) par la relation suivante :

$$q_m = \sum (q_i * s_i) / S \quad (V-2)$$

avec q_m : dose moyenne d'apport en azote
 q_i : dose d'apport en azote de la culture i
 s_i : surface cultivée de la culture i
 S : surface totale de la commune

En remplaçant q_i par la quantité d'azote rejetée par l'animal du type i (Tableau V-12) et s_i par le nombre d'animaux de ce type (Annexe 4-1), nous obtenons la

dose moyenne d'apport en azote provenant des déjections animales pour chaque commune.

Ces apports doivent être décomposés en trois formes chimiques à savoir l'azote nitrique, ammoniacal et organique. Compte tenu du nombre important des types d'engrais et des types d'animaux mis en jeu dans la région, il ne semble pas possible de connaître de façon certaine la composition de ces apports. Nous supposons ici une répartition égale de 50% entre l'azote nitrique et l'azote ammoniacal pour les engrais minéraux et une répartition de 25% d'azote ammoniacal et 75% d'azote organique pour les engrais animaux.

D'autre part, ces apports doivent être répartis dans le temps courant l'année. Nous proposons pour cela le tableau suivant.

cultures	date		épandage (en %)											
	semis	récolte	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Blé	15 10	15 7	10	20	25	15	0	0	0	0	0	15	15	0
Orge d'hiver	15 10	15 7	10	20	25	15	0	0	0	0	0	15	15	0
Maïs	15 3	15 8	0	0	45	5	5	45	0	0	0	0	0	0
Fourrages	15 3	15 8	0	0	45	5	5	45	0	0	0	0	0	0
P. P.	1 1	31 12	5	5	10	10	10	10	10	10	10	10	5	5
P. T.	1 1	31 12	5	5	10	10	10	10	10	10	10	10	5	5
Vignes	15 3	15 9	0	5	30	10	30	10	5	5	5	0	0	0
Vergers	15 2	15 8	0	5	30	10	30	10	5	5	5	0	0	0

Tableau V-19 Répartition de l'épandage des engrais (en %)

En ce qui concerne l'évolution interannuelle de la dose d'épandage, nous estimons, d'une année à l'autre, une augmentation d'environ de 3% pour le maïs et de 1.5% pour les autres cultures.

b) les exportations par les cultures : Les paramètres concernés ici sont la consommation potentielle annuelle B , la fonction de répartition dans le temps de cette consommation potentielle $f_{pp}(t/T)$ et le coefficient d'absorption par les racines K_{ab} . Nous avons évalué les valeurs de B et de K_{ab} en nous référant aux résultats obtenus dans les deux études précédentes (Tableau V-20). Tandis que la fonction $f_{pp}(t/T)$ a été calculée toujours avec la même formule (présentée dans la figure II-5) d'après la date de semis et de récolte de chaque culture.

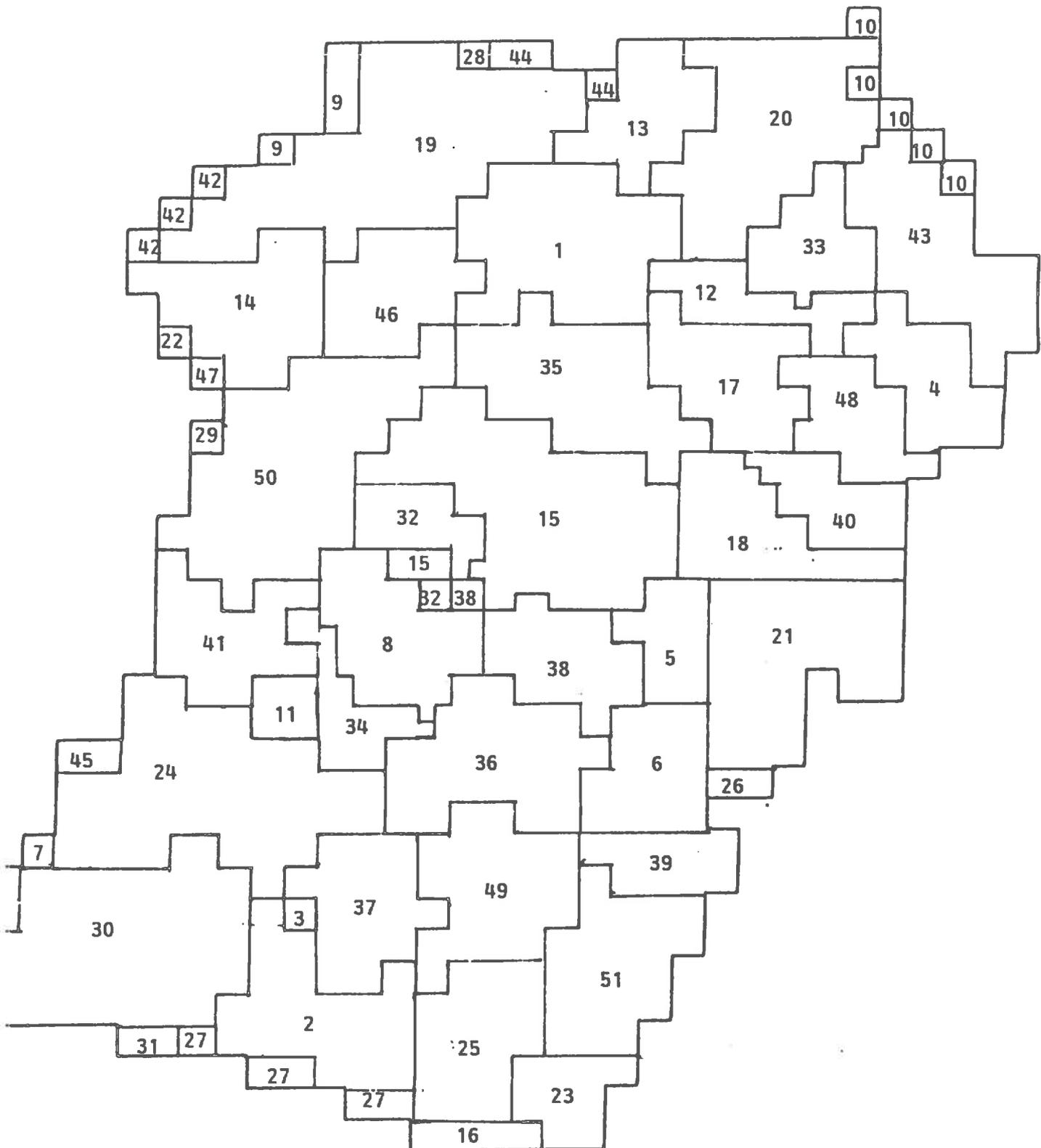


Figure V-13 Discretisation des "zones azote" selon les limites des communes

cultures	date		B (kg N/ha)	K _{ab}
	semis	récolte		
Blé	15 10	15 7	280	3.0
Orge d'hiver	15 10	15 7	280	3.0
Maïs	15 3	15 8	320	0.4
Fourrages	15 3	15 8	280	0.4
P. P.	1 1	31 12	310	1.5
P. T.	1 1	31 12	350	1.0
Vignes	15 3	15 9	280	0.6
Vergers	15 2	15 8	280	0.6

Tableau V-20 Paramètres agronomiques du modèle

Faute de données et de moyens pour traiter les prairies de façon plus pertinente, nous les avons considérées simplement comme une culture semée au début de l'année et récoltée à la fin, ceci pour maximiser la consommation en période de printemps-été et la minimiser en période d'automne-hiver.

Les valeurs moyennes de ces paramètres par zone (commune) ont été obtenues par le même type de pondération que celle exprimée par la relation V-2.

La figure V-13 montre l'affectation des mailles aux communes, celle-ci permettra de distribuer à chaque maille les données recueillies par commune.

C) Les données de température du sol

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
1980	4.3	6.6	6.9	10.2	12.9	18.4	22.2	22.7	18.7	14.7	9.5	5.0
1981	3.5	3.5	7.8	12.2	14.1	19.8	22.8	22.4	19.1	14.7	9.7	6.4
1982	6.6	6.7	7.0	10.2	14.1	21.2	26.5	23.0	19.2	15.2	11.4	7.6
1983	4.9	3.6	7.8	10.5	14.8	18.9	27.4	25.6	20.8	15.4	9.1	5.3
1984	4.6	4.2	6.6	12.1	15.6	20.3	25.4	22.3	18.5	13.7	10.7	6.3
1985	1.7	5.8	6.8	11.8	14.9	17.6	21.3	20.5	19.6	15.3	7.3	6.7
1986	4.3	2.6	7.7	9.7	16.5	19.5	24.6	24.4	19.9	16.1	10.1	6.0
MOYENNE	4.3	4.7	7.2	11.0	14.7	19.4	24.3	23.0	19.4	15.0	9.7	6.2

Tableau V-21 Données de température du sol à 10 cm de profondeur dans le sol à Montélimar

Ces données proviennent également de la station météo de Montélimar. Elle sont au pas de temps mensuel et recueillies à 10 cm de profondeur dans le sol. Comme pour les données d'ETP, elles ne couvrent que la période 1980 - 1986 et nous avons pris les valeurs moyennes de cette période pour les années 1976 à 1979 (Tableau V-21).

V-2-3 MISE EN OEUVRE DU MODELE NEWSAM

Du fait que ce modèle est compatible avec le programme MODCOU, il ne reste quasiment qu'à reproduire la structure de la partie souterraine de ce dernier. Néanmoins, la modélisation de la concentration en substances dissoutes dans les aquifères nécessite l'introduction de données d'épaisseurs et de porosités de la nappe.

Les valeurs de la porosité seront introduites par unité aquifère et déterminées par le calage du modèle. Tandis que celles des épaisseurs de la nappe, qui présentent de plus grandes variabilités spatiales, méritent d'être traitées et prédéterminées plus en détail.

Nous avons d'abord pris l'approche naturelle qui consiste à calculer l'épaisseur de la nappe, qui est variable dans le temps puisqu'il s'agit d'une nappe phréatique, à partir du niveau piézométrique simulé par le modèle et du niveau du substratum imperméable, dont une carte est disponible (BURGEAP, 1964). Cependant, ce calcul conduit parfois à des valeurs négatives. En fait, l'examen de la carte piézométrique observée et des côtes du substratum a fait également apparaître des valeurs négatives, aussi bien dans les secteurs des sédiments quaternaires que dans les secteurs de molasse. Si dans le deuxième cas ceci peut être dû au fait que la nappe se trouve dans la molasse, dans le premier cas, ceci ne peut être attribué qu'aux imprécisions dans la détermination du niveau du substratum. Nous ne pouvons donc pas nous servir uniquement de ces données.

Nous avons finalement procédé de la manière suivante :

-calcul de l'épaisseur de la nappe à partir de la carte piézométrique observé (BURGEAP, 1969) et de la carte du niveau du substratum.

-sélection des valeurs positives et extrapolation par la méthode de Thyssen sur tout le domaine.

La figure V-14 illustre le résultat de cette approche. Du fait que les valeurs positives se trouvent essentiellement dans la partie Ouest de la plaine, ce résultat n'est significatif que dans ce secteur. De plus, cette approche considère en fait l'épaisseur ainsi déterminée comme constante dans le temps. Un autre point discutable concerne la définition et la détermination de l'épaisseur de la nappe dans la molasse dont nous connaissons très mal la géométrie et les caractéristiques hydrodynamiques.

Figure V-14
ISOPACHES DE L'AQUIFERE



Rappelons enfin que les données d'observations acquises en vue du calage des modèles concernent :

- les débits dans les cours d'eau.
- les niveaux piézométriques.
- les concentrations en nitrates dans la nappe.

Nous les verrons plus en détail dans la section suivante.

V-3 RESULTATS DES SIMULATIONS

V-3-1 SIMULATION DES DEBITS DES COURS D'EAU ET DU BILAN HYDRIQUE

Deux cours d'eau principaux, la Barberolle et la Véore ont été jaugés et feront l'objet de simulation. Pour le premier, une seule station de jaugeage en amont, au Pont des Ducs, a fourni des données utilisables. Pour le seconde, nous disposons de données sur trois stations, aux Faucons, sur la Béal de Rose, qui est un affluent de la Véore, et à Laye.

Les figures V-15 à V-18 et le tableau V-22 montrent les résultats de ces simulations.

		Volume écoulé (hM ³)	
		observé	calculé
Barberolle	Pont des Ducs	28.1	18.0
Béal de Rose	Charpey	2.3	2.8
Véore	Les Faucons	223.8	139.6
Véore	Laye	227.3	271.0

Tableau V-22 Comparaison entre les volumes écoulés observés et calculés aux stations hydrométriques (sur la période d'observation propre de chaque station et non sur la période de simulation)

Compte tenu de la précision limitée des données et du pas de temps de calcul relativement long, nous nous sommes contentés de pouvoir simuler les grandes tendances des variations des débits, d'autant plus que trois stations parmi les quatres se

Figure V-15:

DEBITS AU PONT DES DUCS (MAILLE 262) - LA BARBEROLLE

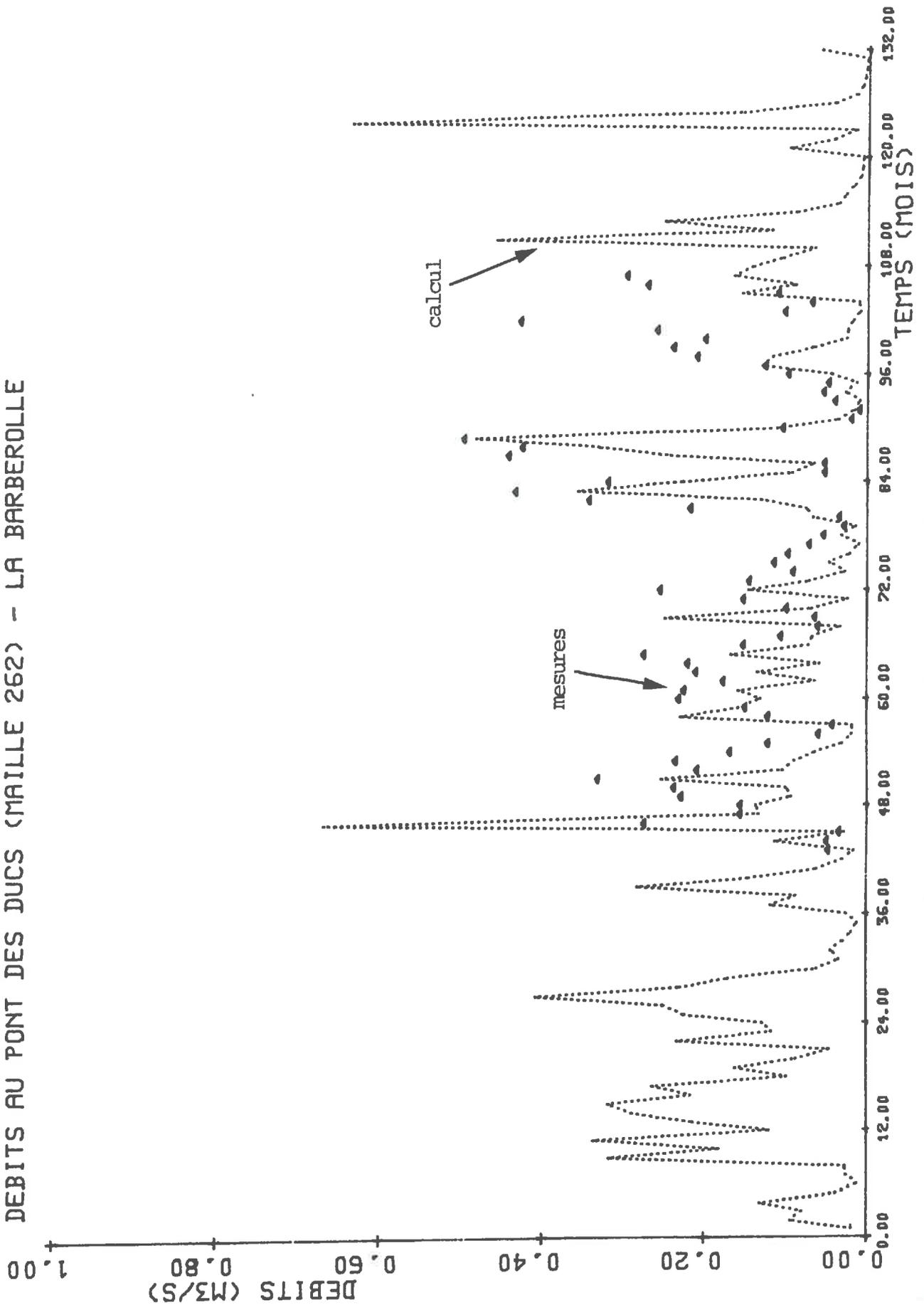


Figure V-16:

DEBITS AUX FAUCONS (MAILLE 418) - LA VEORE

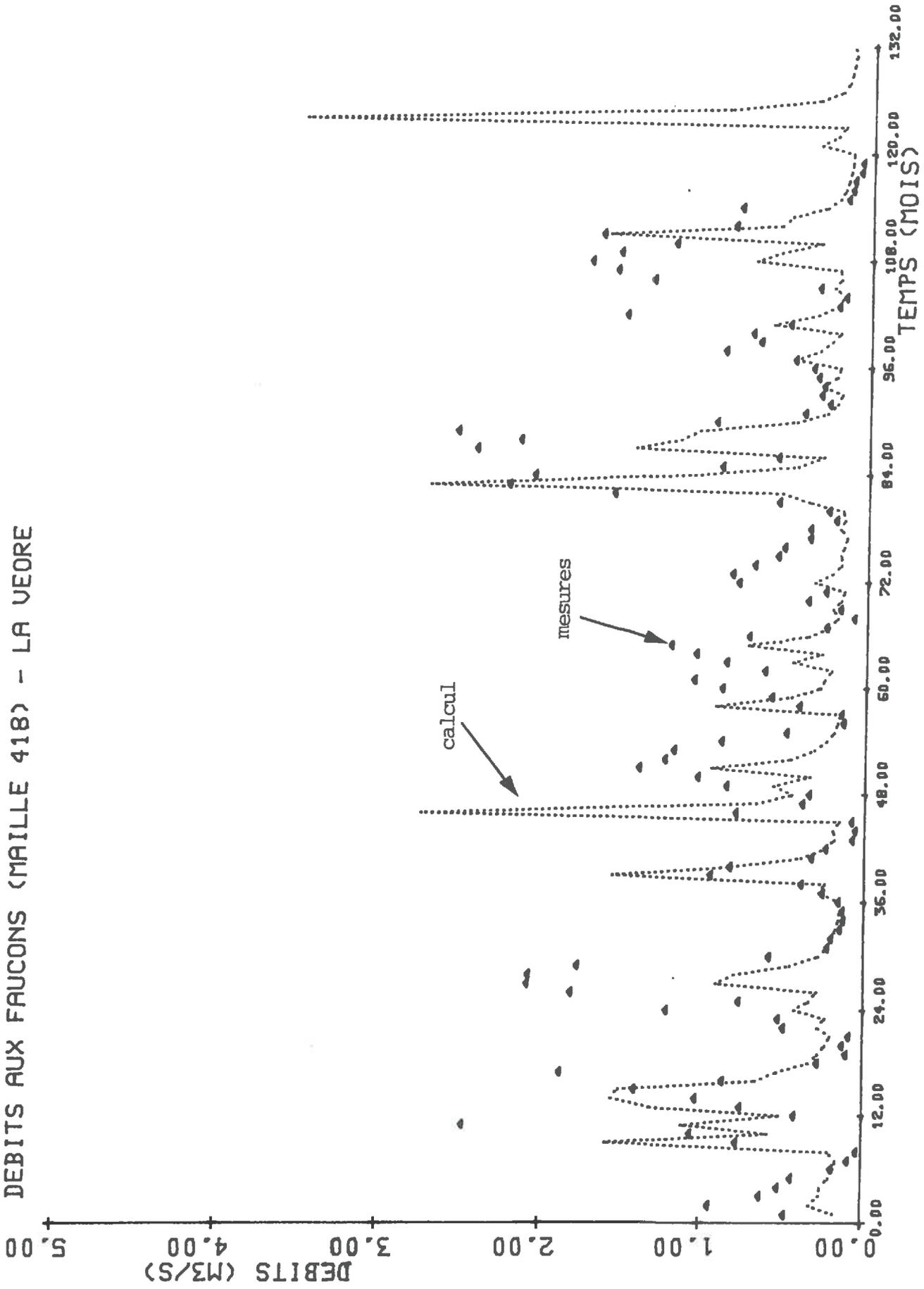


Figure V-17:
DEBITS DE LA BEAL DE ROSE (MAILLE 320)

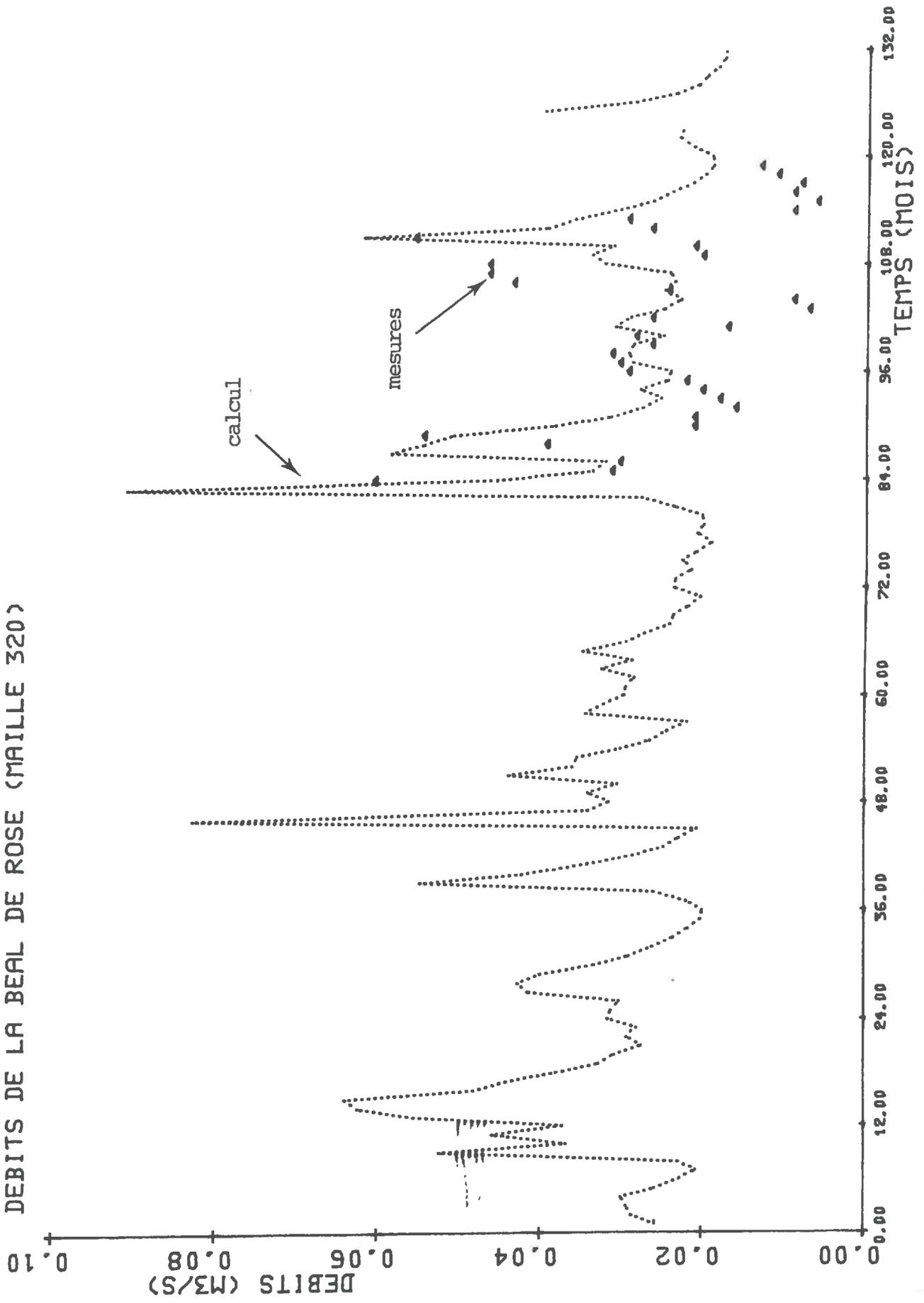
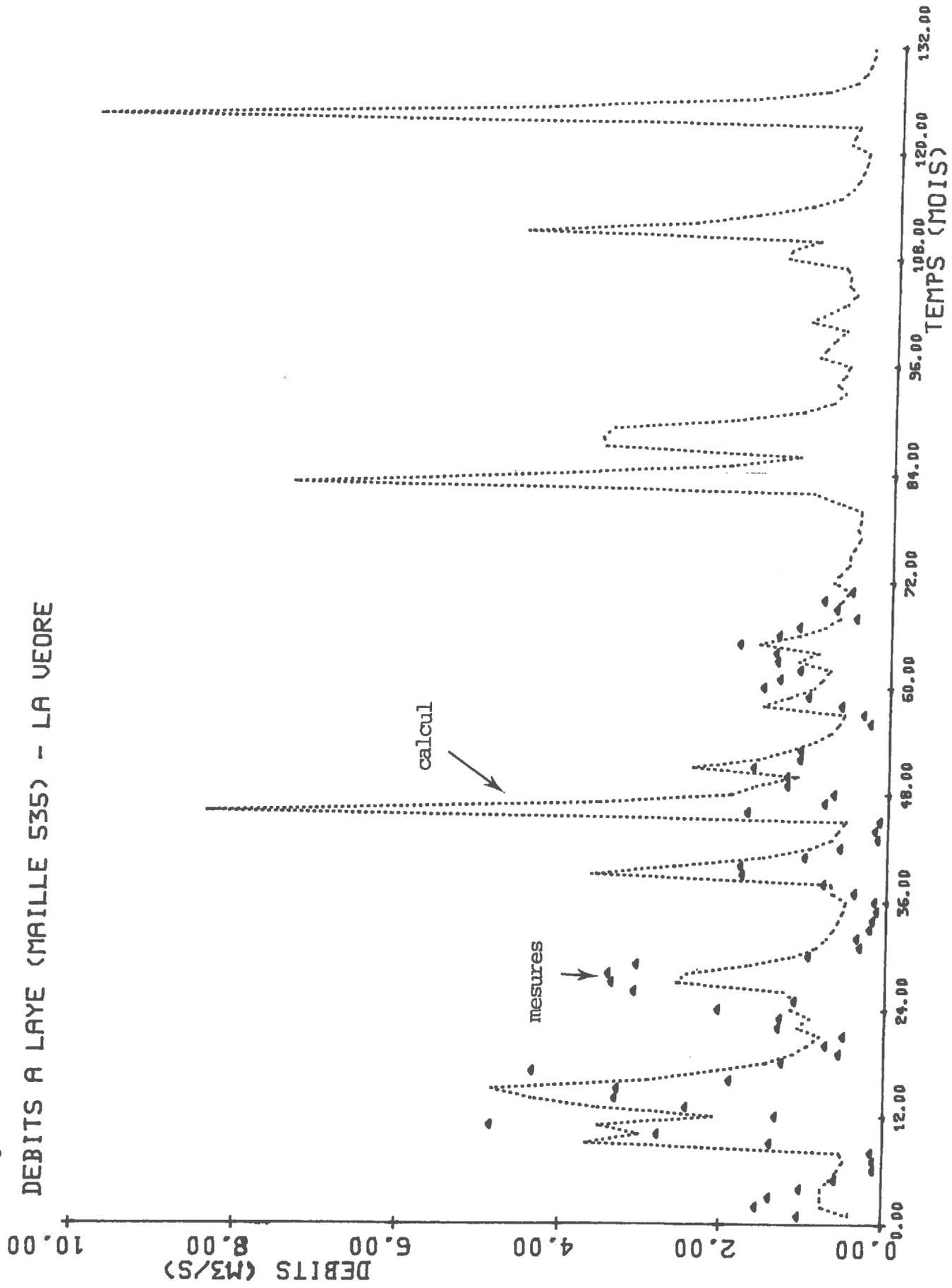


Figure V-18:
DEBITS A LAYE (MAILLE 535) - LA VEORE



situent en amont, dont les domaines d'alimentation sont essentiellement constitués des zones montagneuses du Massif du Vercors où les précipitations sont mal connues.

Le tableau V-23 et V-24 présente respectivement le bilan hydrique global du bassin sur la période totale de simulation et les valeurs des paramètres déterminées par le calage du modèle.

Précipitation	Ruissellement	Infiltration	Evapotranspiration
9445	1204	2333	5991

Tableau V-23 Bilan hydrique global calculé du bassin (en mm)

N° de F. P.	DCRT (mm)	RMAX (mm)	FN (mm/mois)	COI (1/mois)	QIMAX (mm)	CQR (1/mois)	QRMAX (mm)
1	30	150	30	0.30	260	0.80	15
3	30	170	50	0.40	200	0.75	15
4	20	200	65	0.50	260	0.75	15
5	90	270	30	0.15	600	0.80	15
6	20	200	180	0.50	200	0.75	15

Tableau V-24 Résultat du calage des paramètres de MODSUR

La variation du stock en eau dans le sol est donc théoriquement :

$$\Delta R = 9445 - 1204 - 2333 - 5991 = -83 \text{ mm.}$$

V-3-2 SIMULATION DU NIVEAU PIEZOMETRIQUE DE LA NAPPE

Elle comporte deux étapes de calage, le calage en régime permanent portant sur la carte piézométrique et le calage en régime transitoire portant sur la variation dans le temps du niveau de la nappe en un piézomètre, le puits Martin.

A) Le calage en régime permanent

Figure V-19:

PIEZOMETRIQUE OBSERVEE (ETIAGE - AOUT 1965)

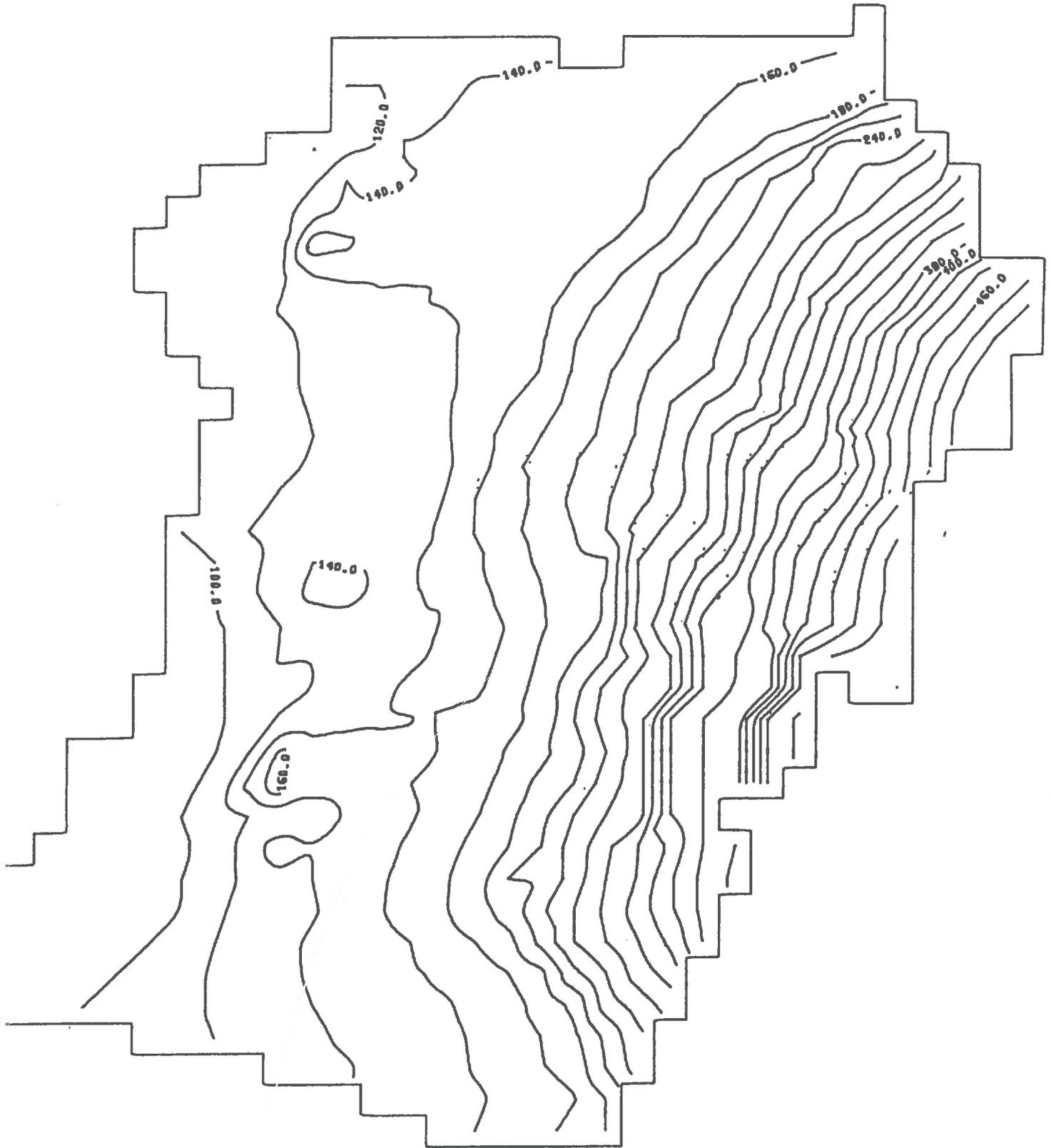
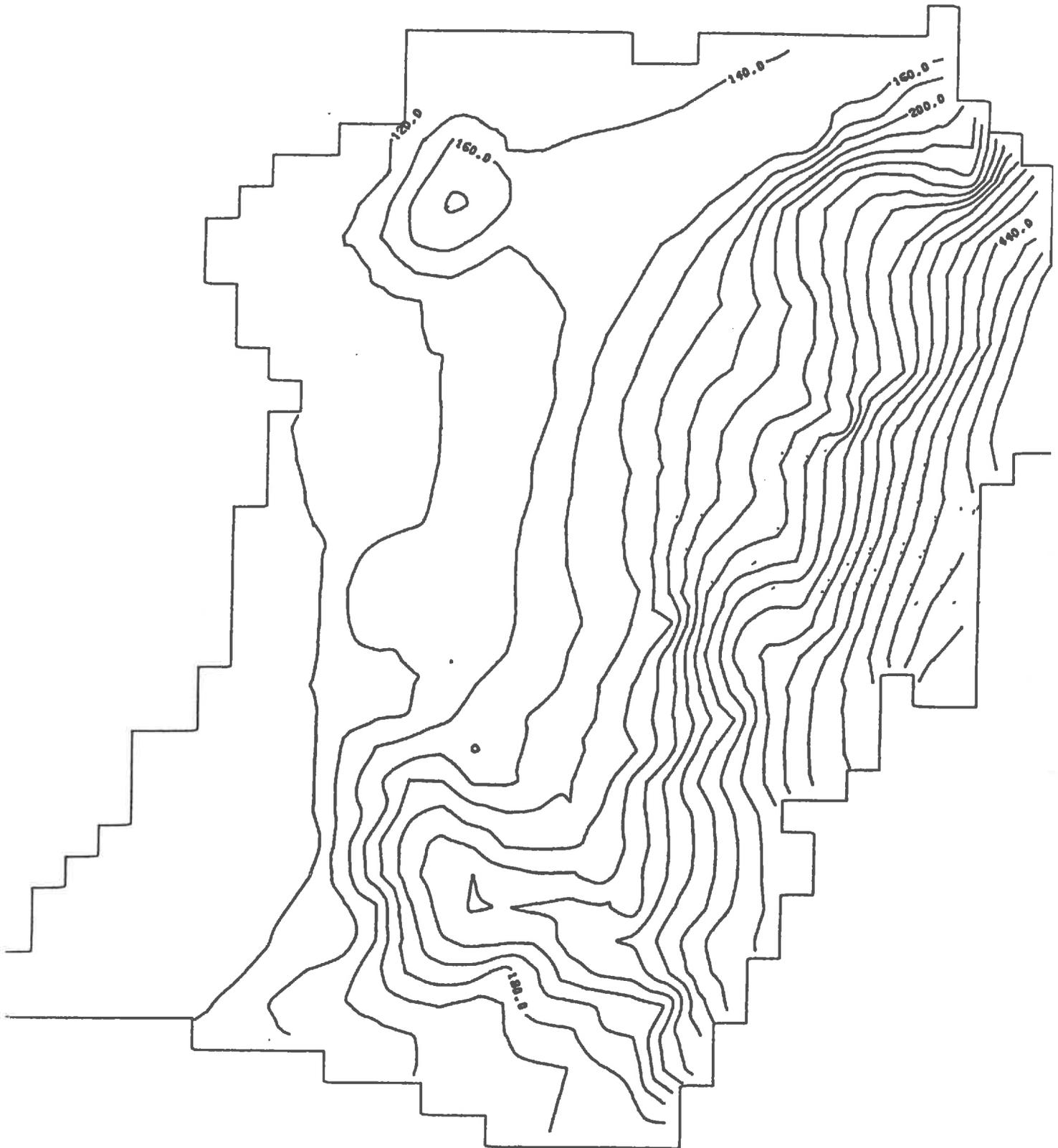


Figure V-20:

CARTE PIEZOMETRIQUE CALCULEE (MODCQU PERMANENT 1976-1986)



Faute d'observations pendant la période simulée, la carte piézométrique de l'étiage d'août 1965 (Fig. V-19) a été prise comme référence de ce calage.

La figure V-20 illustre la carte piézométrique tracée d'après le résultat du calcul avec le modèle couplé. Elle concorde globalement bien avec celle observée, à part quelques écarts locaux notamment dans les secteurs où les courbes piézométriques "observées" ont été en fait extrapolées (dans le Sud à partir du plateau Etoile sur Rhône-Montoison-Upie-Eurre et dans le domaine du calcaire du Vercors). Ces écarts se traduisent la plupart du temps par une valeur calculée sous-estimée par rapport aux valeurs observées.

Deux causes sont possibles quant à l'explication de ces écarts. L'une est le fait que de nouveaux sites de pompage ont été mis en place durant ces 20 dernières années et l'autre est que nous n'avons pas tenu compte dans la mise en oeuvre du modèle de l'irrigation et du canal de la Bourne qui peuvent tous les deux alimenter la nappe.

Un paramètre capital déterminé pendant cette phase de calage est la transmissivité de l'aquifère. Le tableau V-25 présente ce résultat pour les différentes unités aquifères retenues auparavant, qui est compatible avec les valeurs mesurées.

unités d'aquifères	T(m ² /s)
cailloutis d'Alixan	1.2 10 ⁻³
alluvions de l'ancienne Isère	1.2 10 ⁻²
alluvions modernes	10 ⁻²
molasse	2.0 10 ⁻⁴
calcaires crétacés	5.0 10 ⁻⁴

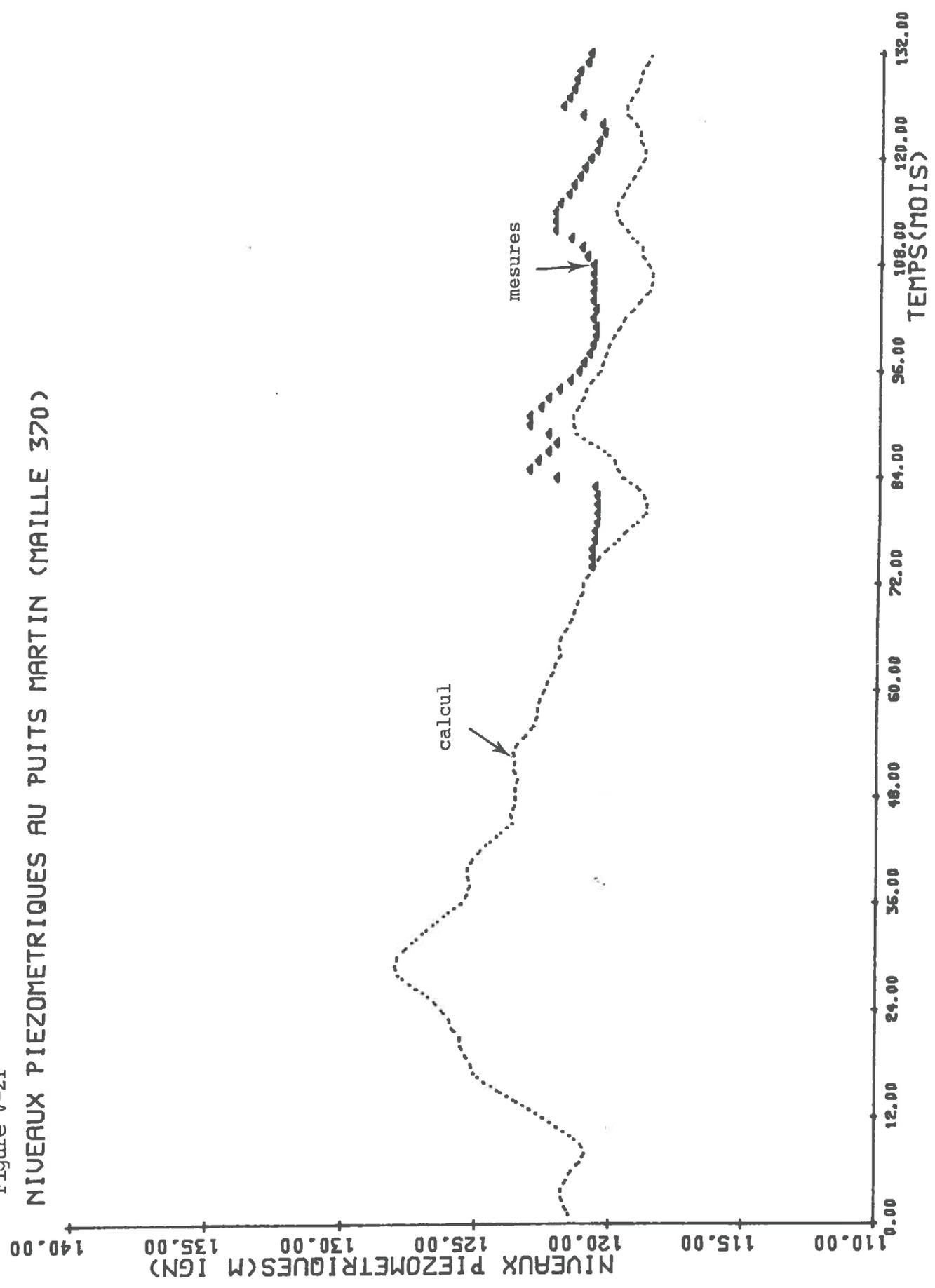
Tableau V-25 Valeurs des transmissivités calées d'après le modèle en fonction des unités aquifères

B) Le calage en régime transitoire

Le seul piézomètre disponible qui donne l'évolution du niveau de la nappe est celui du puits Martin situé sur la maille 370.

La figure V-21 montre la comparaison entre le niveau piézométrique observé et celui calculé. Là encore nous pouvons voir que le niveau calculé suit la même évolution que celui observé, mais en dessous de ce dernier. Nous pouvons évoquer les mêmes explications possibles que pour le calage en régime permanent.

Figure V-21
NIVEAUX PIEZOMETRIQUES AU PUITTS MARTIN (MAILLE 370)



Cette phase de calage nous a permis de déterminer le coefficient d'emmagasinement de la nappe, qui est ici la porosité de drainage puisqu'il s'agit d'une nappe libre. Ces résultats sont présentés dans le tableau V-26.

unités d'aquifères	n (%)
cailloutis d'Alixan	2.
alluvions de l'ancienne Isère	4.
alluvions modernes	5.
molasse	1.
calcaires crétacés	1.

Tableau V-26 Valeurs des coefficients d'emmagasinement calées d'après le modèle.

Le bilan en eau de la nappe pour la période 1976-1986 est présenté dans le tableau V-27.

Infiltration	Drainage Souterrain	Drainage par les rivières	Pompage
13.2 10 ⁶	2.75 10 ⁶	8.26 10 ⁶	2.19 10 ⁶

Tableau V-27 Bilan en eau de la nappe en M³ par pas de temps (mois)

Ces chiffres traduisent un bilan équilibré, n'impliquant pas de variation de stock de la nappe.

V-3-3 SIMULATION DU LESSIVAGE ET DU PRELEVEMENT DE NITRATES

Les figures V-22 à V-24 présentent respectivement la cartographie des résultats de simulation de l'infiltration de l'eau, de la concentration en nitrates de l'eau infiltrée et du flux de nitrates lessivé, tous moyennés sur la période simulée.

D'après la figure V-22, les zones de fortes infiltrations se trouvent essentiellement dans le Nord-Est de la plaine où les pluies sont fortes et les sols sont



Figure V-22 Cartographie du flux d'eau infiltré ($l/s/km^2$)

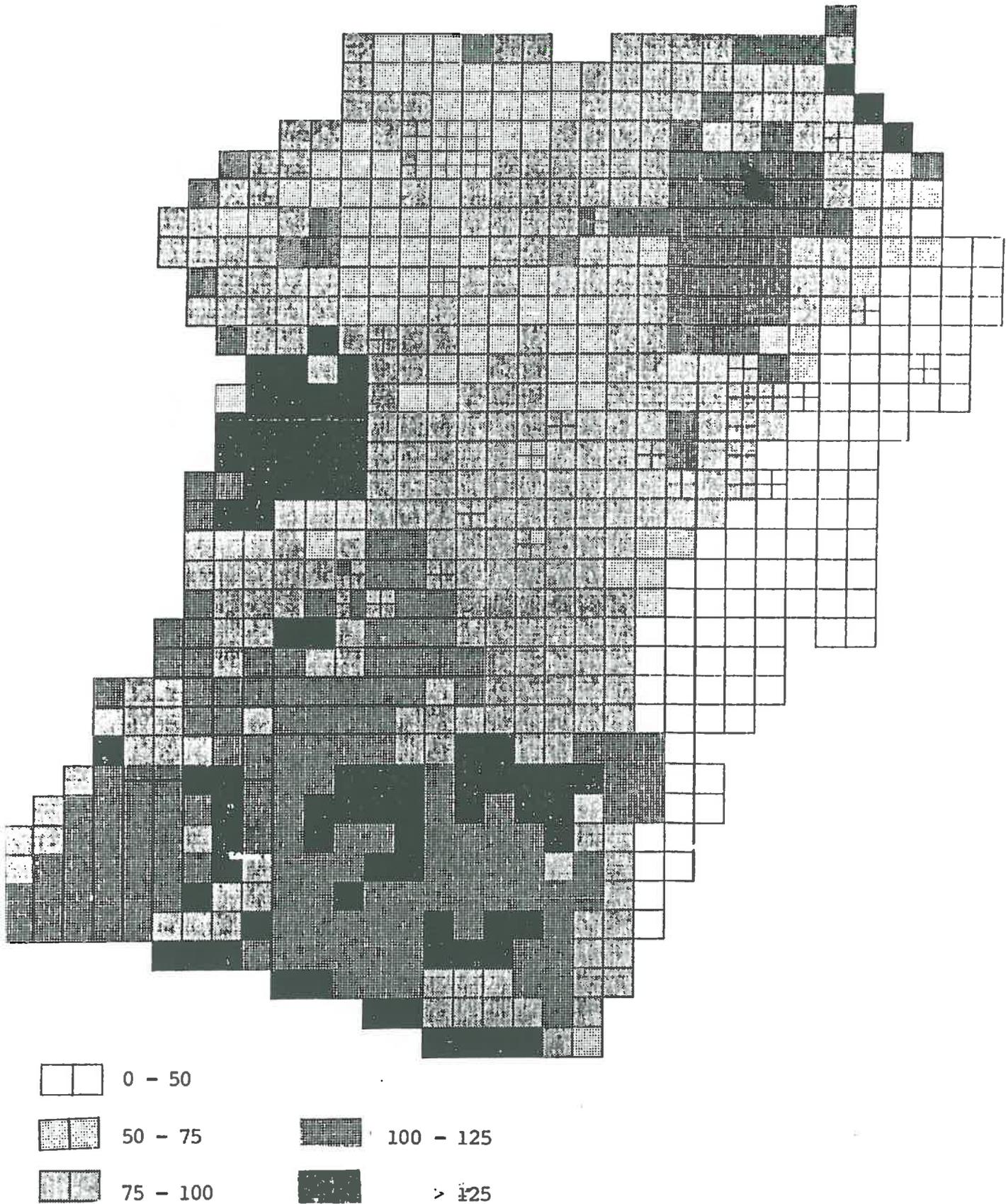


Figure V-23 Cartographie des concentrations en NO_3^- de l'eau infiltrée (mg/l)

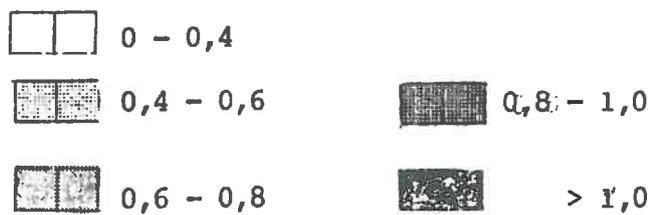


Figure V-24 Cartographie du flux de NO_3^- infiltré (g/s/km^2)

perméables et celles de faibles infiltrations surtout sur la partie Centre-Sud où sont présents des sols peu perméables (fonction production N° 5). La fourchette 6 - 8 l/s/km² occupe la plus grande superficie du domaine.

La figure V-23 indique que les faibles concentrations d'infiltration (< 50 mg/l) ne sont produites que dans la zone de montagne où les activités agricoles sont nettement moins intensives qu'ailleurs où les concentrations infiltrées sont presque partout supérieures à 75 mg/l, sauf dans le domaine de Nord-Ouest (Châteauneuf sur l'Isère). Les plus fortes concentrations (> 100 mg/l) sont obtenues surtout dans le Sud de la plaine et dans les communes de Valence, Upie et Montoison où les activités agricoles sont manifestement importantes. La fourchette de valeur la plus fréquente est celle de 75 - 100 mg/l.

La carte d'infiltration du flux en nitrates (Fig. V-24) révèle l'influence combinée de l'infiltration en eau et de sa concentration en nitrates, cette dernière ayant vraisemblablement un rôle dominant. La zone de montagne produit toujours les plus faibles flux; les communes de Chatuzange le Goubet, Marches, Bésayes et la partie Sud de la plaine sont les plus chargées.

Une grande caractéristique commune de la répartition spatiale de ces trois variables est leur dispersion. En effet, la tracé des courbes d'isovaleur de ces trois variables présente des formes très irrégulières.

Le tableau V-28 fournit les résultats des simulations des différents termes du modèle MORELN, moyennés sur l'ensemble de la région et de la période étudiée. Tandis que les résultats par commune sont présentés dans l'Annexe 4-2.

	AAZO	AORGA	AMM	ANIT	Fmi	Fni	Fra	Frn	Fab	FSOL
total	1591	557	610	424	952	887	553	133	720	445
annuel	145	51	55	39	87	81	50	12	66	41

Tableau V-28 Différents flux du bilan de l'azote calculés (en kg N/ha)

Le bilan global de l'azote est de :

$$\text{AAZO-Fab-FSOL} = 1591-720-445 = +426 \text{ (kg N/ha)}$$

Il traduit une augmentation de 426 kg/ha de la réserve du sol en azote sur une période de 11 ans. Toutefois, cette augmentation provient essentiellement de la part de l'azote organique et de l'azote ammoniacal dont les apports sont prédominants, comme cela est démontré par les bilans partiels :

bilan du réservoir de l'azote organique :

$$\text{AORG} + \text{Fra} + \text{Frn} - \text{Fmi} = 557 + 553 + 133 - 952 = 291 \text{ (kg N/ha)}$$

bilan du réservoir de l'azote ammoniacal :

$$\text{AAMM} + \text{Fmi} - \text{Fni} - \text{Fra} = 610 + 952 - 887 - 553 = 122 \text{ (kg N/ha)}$$

bilan du réservoir de l'azote nitrique est de :

$$\text{ANIT} + \text{Fni} - \text{Fab} - \text{FSOL} - \text{Frn} = 424 + 887 - 720 - 445 - 133 = +13 \text{ (kg/ha)}$$

La consommation calculée de l'azote par les cultures est de 66 kg N/ha/an, soit un écart de 13 % par rapport à notre évaluation avant modélisation (76 kg N/ha/an). Le flux de nitrates lessivés calculé de 41 kg N/ha/an est également assez proche de l'estimation préalable qui s'élèverait à 54 kg N/ha/an (tableau V-13).

N° de Fonction production	1	2	3	4	5	6
Fmi (kg N/ha/an)	17		81	133	83	87
Fni (")	20		81	113	78	83
Fra (")	13		50	72	48	53
Frn (")	1		15	17	9	9
FSOL (")	10		46	63	27	47
h_{sol} (cm)	120		50	100	150	100
d_{sol}	1.30		1.50	1.40	1.30	1.40
CC	0.15		0.10	0.10	0.30	0.15
k_{am} (mois ⁻¹)	0.04		0.04	0.075	0.085	0.075
k_{ni} (")	1.35		1.65	2.00	2.20	2.00
k_{ra} (")	0.75		0.80	1.00	1.10	1.00
k_{rn} (")	0.50		0.60	0.75	0.80	0.75
Q_{am}				1.071		
Q_{ni}				1.071		
Q_{ra}				1.050		
Q_{rn}				1.050		

Tableau V-29 Résultats du calage du modèle MORELN par fonction production

Le tableau V-29 présente, suivant les catégories de fonction production des nitrates, les différents termes calculés du bilan de l'azote et les valeurs des paramètres obtenues après l'ajustement du modèle.

Le calage a essentiellement porté sur les coefficients k_{am} , k_{ni} , k_{ra} et k_{rn} qui sont les coefficients de vitesse des transformations de l'azote.

On peut remarquer que c'est dans le sol sableux que le lessivage prend sa valeur maximale. Notons que les valeurs des quatre coefficients de vitesse de transformation sont exprimé en 1/mois et que leurs coefficients de correction en fonction de la température ont été fixés préalablement aux valeurs utilisées dans les études précédentes.

V-3-4 SIMULATION DE LA CONCENTRATION EN NITRATES DANS LA NAPPE

A) Carte d'isovaleur de la concentration

Avant d'aborder les résultats de la simulation, nous présentons d'abord ceux de la campagne d'inventaire du mois de Février 1982, pour lesquels nous disposons de 207 points de mesure localisés pour la plupart dans la partie Centre-Nord-Ouest de la plaine (les alluvions de l'ancienne Isère et les cailloutis d'Alixan).

En ce qui concerne la variabilité spatiale de la concentration, on peut la caractériser par sa grande dispersion. En effet, les suivis sur le terrain ont pu montré que le comportement de la concentration en deux piézomètres voisins distant d'une dizaine de mètres peut être considérablement différent (CPGF, 1984). D'autre part, une analyse par krigeage a été appliquée aux mesures sur les 207 points. Elle montre que ces mesures n'ont pas de "structure" et qu'il n'existe pas, au moins à l'échelle considérée, de corrélation spatiale entre elles. Cette propriété rend évidemment difficile la modélisation qui réalise nécessairement un lissage des concentrations, ne serait-ce qu'à cause de l'homogénéisation des données d'entrée en azote.

En dépit de tout cela, nous avons calculé une concentration moyenne pour chaque maille en utilisant la méthode de Thyssen. Pour tracer la carte d'isovaleur des concentrations observées (Fig. V- 25), nous avons imposé une valeur vraisemblable de 10 mg/l aux mailles constituant la limite à l'Est dans la montagne de Vercors. L'extrapolation n'a pas été étendue à la partie Sud (vallée de la Drôme) où aucune mesure n'est disponible.

La figure V-26 illustre la carte d'isovaleur de concentrations calculées pour le même mois que celui où la carte de concentration observée a été tracée (Fév. 1982). Nous pouvons remarquer les points suivants :

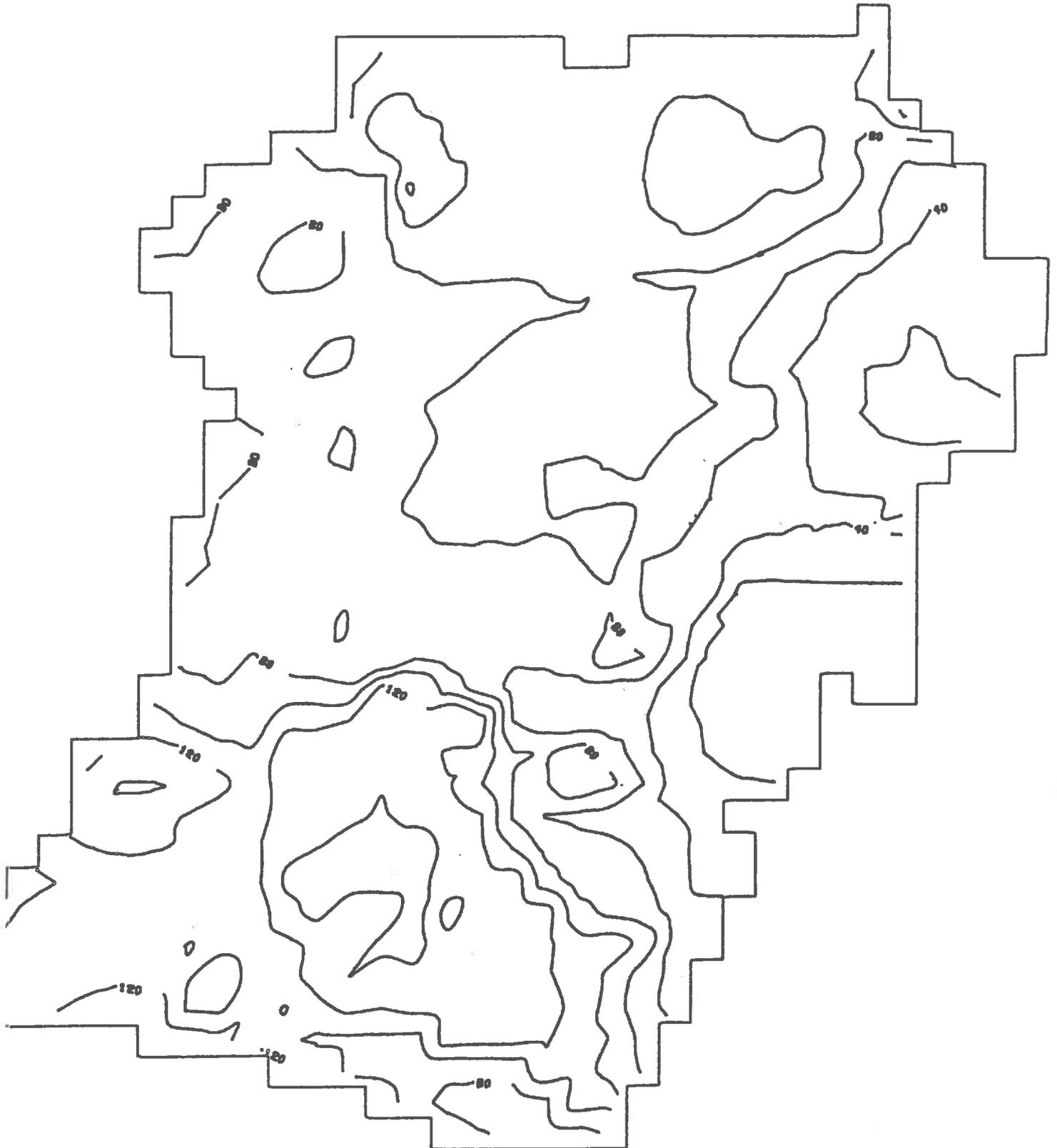
Figure V-25:

CARTE DE CONCENTRATION OBSERVEE (MG/L) FEURIER 1982



Figure V-26:

DE CONCENTRATION CALCULEE NEWSAM TRANSITOIRE FEURIER 1982



-Bien que les deux cartes n'aient pas vraiment la même forme, les valeurs sont tout à fait comparables et il y a de grandes tendances communes entre les deux: les basses concentrations dans le secteur de calcaires; les hautes concentrations dans le domaine de la molasse etc..

-La carte de concentration calculée est nettement plus régulière que celle observée. Ainsi elle ne reproduit pas les petites bosses de hautes concentrations de la carte observée. Ceci est tout à fait compréhensible du fait que les données agricoles ont été moyennées sur l'ensemble de chaque commune, ce qui peut engendrer une homogénéisation spatiale et faire disparaître les valeurs extrêmes. En effet, il faudrait tenir compte de beaucoup de facteurs (variabilité des données et des paramètres, phénomènes naturels et accidentels) locaux pour simuler de manière satisfaisante de telles variations spatiales.

Les valeurs de la porosité utilisées sont égales à celles de la porosité de drainage déterminées par calage (V-3-2).

B) Variation de la concentration aux piézomètres

Nous présentons sur les figures V-27 et V-28 les résultats de simulation sur deux points d'observation, le puits P45 (maille 453) et le puits P266 (maille 171). Notons que les traits discontinus sur les courbes d'observation signifient des manques de mesure.

D'une façon générale, on peut remarquer que les variations des concentrations, observées ou calculées, sont importantes et que le modèle reproduit globalement les grandes tendances d'évolution des concentrations observées.

Les concentrations calculées varient de façon régulière et même cyclique, avec en général un pic de concentration pendant la période de printemps et un creux vers la fin de chaque année. D'autre part, on remarque que, si les concentrations de pics peuvent aussi bien diminuer qu'augmenter d'une année à l'autre, les concentrations de base enregistre plutôt une augmentation continue dans le temps.

Les variations des concentrations observées ont l'air d'être plus compliquées et moins régulières, notamment au puits P266. Ceci est sans doute lié au fait qu'en réalité, les facteurs et les incidents locaux influant sur la variation de la concentration sont beaucoup plus nombreux que ceux qui ont été pris en compte par le modèle.

En particulier, la stratification verticale du polluant dans la nappe n'est pas prise en compte par le modèle qui dilue la substance sur toute la hauteur de l'aquifère. Ce problème de stratification existe également lorsqu'il s'agit de mesurer la teneur en nitrates dans un forage où rien ne permet de dire que l'on accède à une concentration moyenne sur la verticale comparable au résultat du modèle.

Figure V-27:

CONCENTRATIONS A P45 (MAILLE 453)

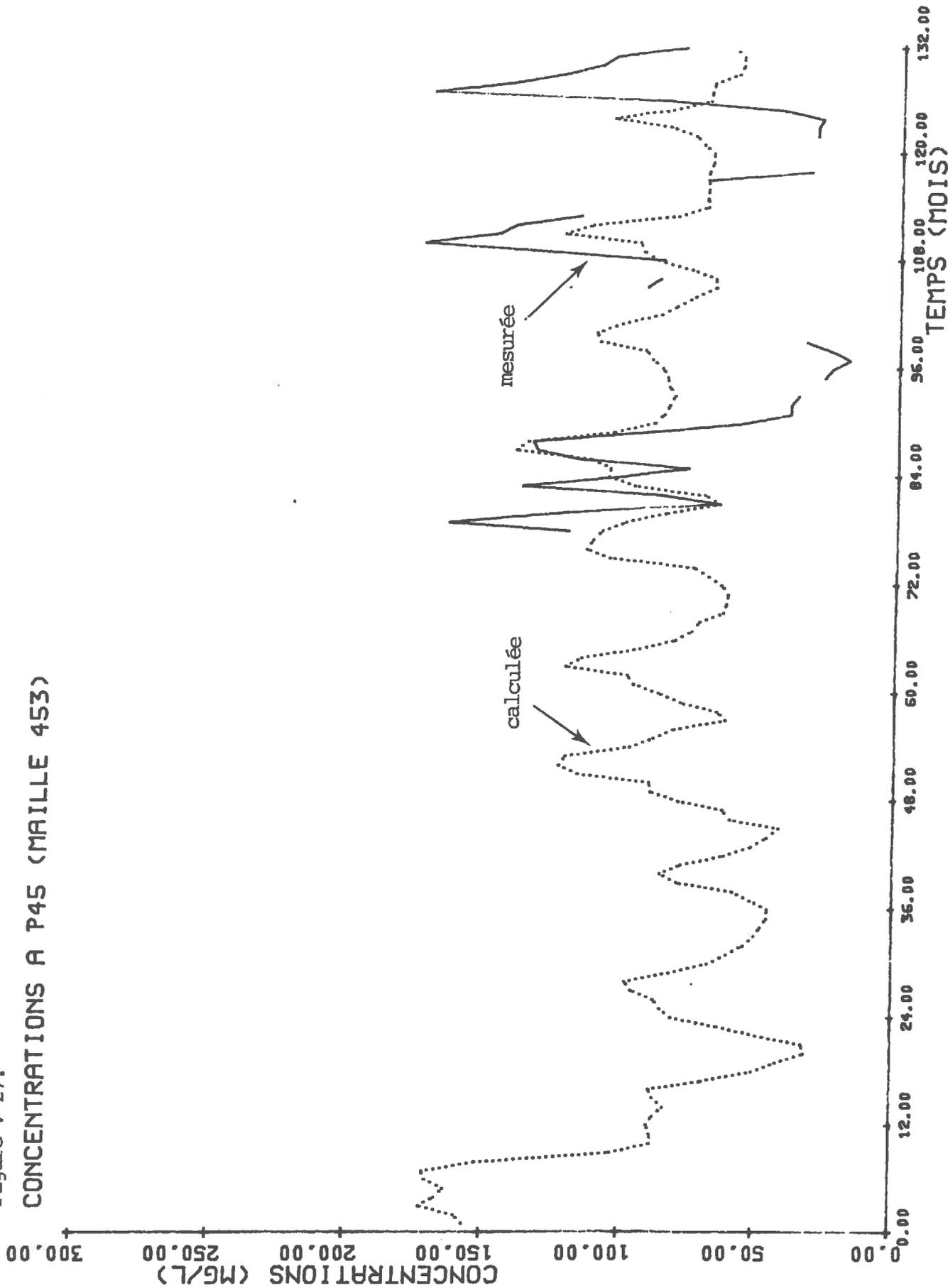
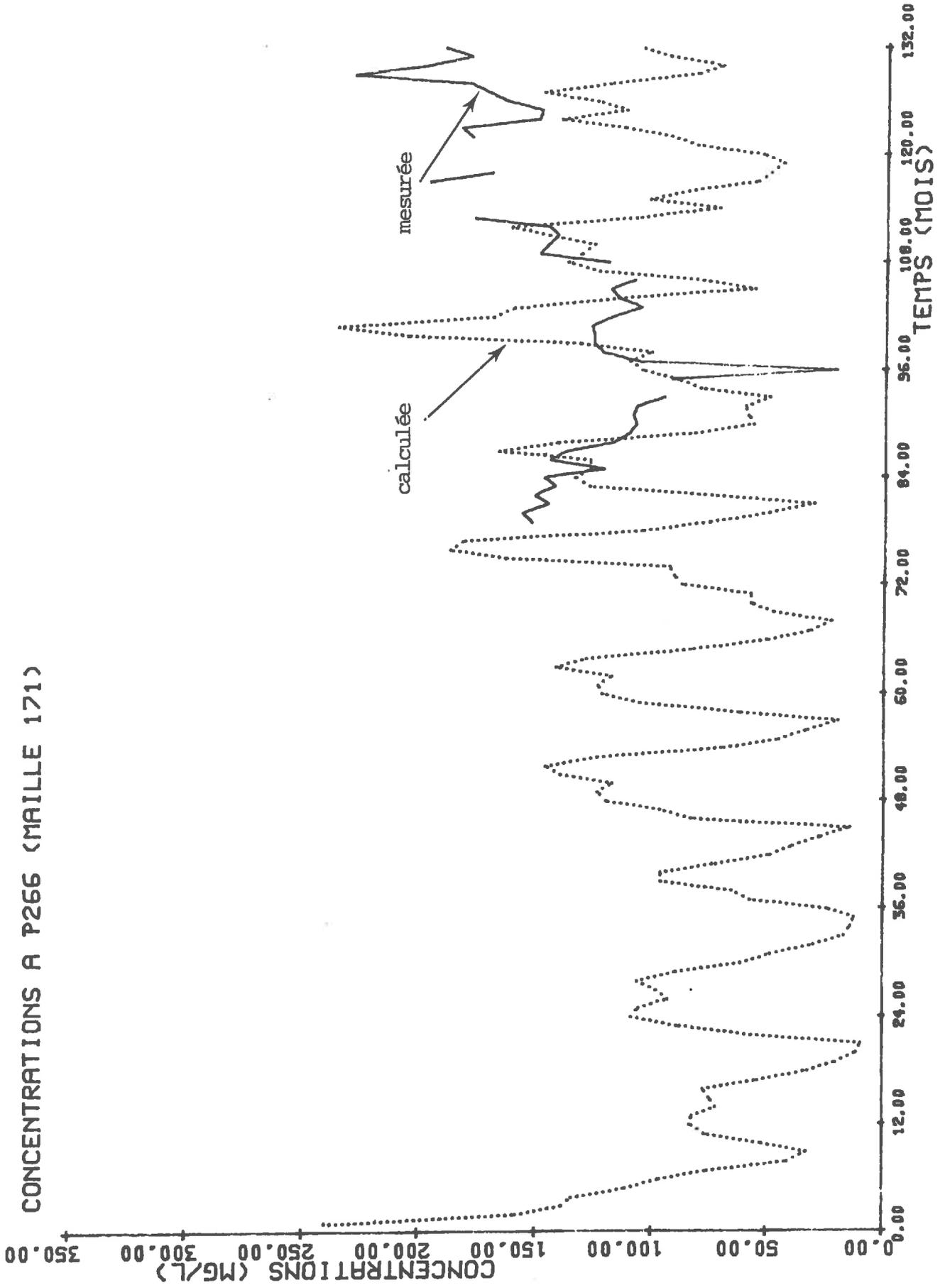


Figure V-28:
CONCENTRATIONS A P266 (MAILLE 171)



CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

Dans le présent mémoire, il a été tenté de montrer une approche régionale de la modélisation du cycle de l'azote et tout particulièrement du transfert des nitrates dans un système hydrologique. Une telle modélisation constitue une tâche pluridisciplinaire car elle doit prendre en compte divers phénomènes se déroulant dans différents milieux. C'est pour cette raison que nous avons décomposé l'étude en différentes étapes, comme cela est présenté à travers les chapitres précédents.

Le problème central dans l'étude de la modélisation du transfert des nitrates est la détermination du flux de nitrates percolant à partir du sol vers la nappe souterraine. Ainsi, la construction d'un modèle de lessivage de nitrates comme le modèle MORELN constitue une étape essentielle.

La case lysimétrique nous paraît un outil efficace pour développer, tester et valider le modèle de lessivage de nitrates, car c'est sur un tel dispositif que l'on maîtrise le mieux les données d'entrée et de sortie et que l'on comprend le mieux les différents mécanismes régissant le cycle de l'azote sur le terrain.

Les résultats de l'application du modèle MORELN aux données de case lysimétrique ont montré qu'il est possible d'approcher le flux du lessivage de nitrates par un modèle relativement simple du type paramétrique à réservoirs. De plus, ce modèle nous a permis de mettre en évidence l'effet d'une grande sécheresse, celle de l'année 1976, sur le cycle de l'azote et sur le lessivage des nitrates.

Un des avantages du modèle MORELN réside dans le fait qu'il est capable de simuler le prélèvement des nitrates par les plantes, ce qui nous permet d'une part d'évaluer le rendement des cultures, qui est un facteur économique à prendre en considération dans la lutte contre la pollution des eaux par les nitrates, et d'autre part de mieux contraindre le modèle. Les résultats obtenus dans nos trois exemples d'applications nous paraissent satisfaisants.

Un point important à souligner est la robustesse du modèle MORELN en ce qui concerne les valeurs de ses paramètres vis-à-vis de l'échelle d'espace de l'étude. En effet, les résultats des trois exemples d'applications présentés dans ce mémoire montrent que les valeurs des paramètres retenues par le calage du modèle sont tout à fait cohérents entre la case lysimétrique, le petit bassin versant considéré comme une entité homogène et le système hydrologique régionale traité par discrétisation spatiale. Cela apporte une présomption pour que les concepts que nous avons adoptés dans le modèle aient une validité indépendante de l'échelle d'application. Plus particulièrement, en ce qui concerne les paramètres agronomiques pour lesquels on ne dispose pas de référence de valeurs dans la littérature, il semble qu'à chaque type de

culture corresponde une valeur spécifique qui se conserve d'une échelle à l'autre, ce qui suggère la transposabilité de ces paramètres.

Cette constatation est également intéressante pour la mise en oeuvre de la discrétisation spatiale de notre modèle. En effet, une question peut se poser lors de la discrétisation du domaine en mailles; pour quelles tailles de maille peut-on considérer que les résultats du modèle sont significatifs? Les différents tests réalisés dans notre étude nous conduisent à dire que cette taille peut aller de quelques m^2 à quelques km^2 .

Une difficulté se présente dans la mesure où l'on cherche à confronter aux observations ponctuelles, dans un piézomètre par exemple, les résultats d'un modèle fonctionnant avec des mailles de tailles kilométriques comme celles que nous avons utilisées pour la plaine de Valence. En d'autres termes, l'observation de la concentration en nitrates dans un piézomètre est-elle significative de l'état moyen d'une telle maille? La réponse semble être non d'après les mesures de terrain. Ces mesures, sur l'exemple de la plaine de Valence, montrent en effet une grande variabilité spatiale et donnent une représentation mal corrélée de la concentration en nitrates dans la nappe, même à l'échelle d'une dizaine de mètres. En effet, les facteurs influençant les apports en azote au sol et le lessivage des nitrates sont très nombreux et peuvent engendrer une grande hétérogénéité du flux de nitrate vers la nappe. De plus, le mécanisme prédominant régissant le déplacement d'un soluté en aquifère qui est généralement la convection n'a que peu tendance malgré la dispersion à atténuer cette hétérogénéité comme cela est le cas pour l'écoulement de l'eau régi par un phénomène de diffusivité. La piézométrie est de ce fait beaucoup mieux corrélée que la concentration. Ainsi, pour que les résultats d'observations et ceux du modèle soient compatibles, il faudrait soit resserrer les points de mesures afin d'estimer des valeurs moyennes significatives pour chaque maille, soit discrétiser le domaine plus finement. La deuxième solution semble difficilement envisageable dans le cas d'une modélisation régionale du fait qu'elle impliquerait d'une part un alourdissement prohibitif dans l'emploi du modèle, et d'autre part une discrétisation plus fine des données d'entrées conforme à l'échelle de la variabilité spatiale de la concentration.

Cette discussion nous suggère la question suivante: Que peut-on attendre comme résultats, par rapport aux modèles globaux, d'une modélisation à discrétisation spatiale lorsque l'on travaille à l'échelle régionale en utilisant des mailles de tailles kilométriques ?

Les modèles globaux ont l'avantage d'être relativement faciles à construire et à utiliser. Ils permettent de réaliser une première évaluation approximative de l'état moyen d'un système, ce qui peut être très utile dans le cas d'une étude préliminaire. Ce type de modèles s'adaptent d'autant mieux aux problèmes de la pollution par les nitrates que cette dernière est d'origine diffuse. Cependant, ces modèles ne permettent pas d'apprécier l'hétérogénéité du système étudié, ni de prédire le comportement de celui-ci en cas de certains aménagements humains. Ainsi ils ne peuvent pas fournir toutes les informations nécessaires aux gestionnaires.

En effet, les mesures pour la lutte contre la pollution diffuse, notamment les mesures curatives, n'apparaissent pas envisageables sur l'ensemble d'une région. Elles ne seront pas non plus efficaces lorsqu'elles sont prises sur seulement quelques points particuliers. L'échelle qui nous semble la plus intéressante pour prendre ces mesures est celle intermédiaire, par exemple, sur une zone de culture intensive, une unité aquifère fortement polluée, etc.. Or, c'est justement à cette échelle que l'on peut attendre des résultats intéressants d'un modèle régional à discrétisation spatiale. Il s'agit donc de travailler à une précision intermédiaire entre celle d'une approche globale et celle d'une approche local.

En fait, le choix d'un type de modèle dépend de l'objectif et de la précision du travail. Nous proposons une combinaison d'utilisation de modèles en fonction de la phase d'étude : un modèle global pour une connaissance préliminaire et une première évaluation de l'état moyen d'une région; un modèle à discrétisation spatiale régional pour cibler les "zones critiques" qui nécessitent une étude plus approfondie et éventuellement un modèle à discrétisation spatiale mais plus local pour effectuer cette dernière étude.

Du fait que le modèle MORELN utilise directement des paramètres agronomiques tels que le type de culture, la dose d'épandage et la forme chimique de l'engrais, il est possible de simuler l'effet de certaines mesures préventives pour la réduction du niveau de nitrates dans l'eau. D'autre part il est également possible de simuler l'effet de certaines mesures curatives, telles que la dilution d'une nappe polluée par injection d'eau propre, avec le modèle NEWSAM. Toutes ces possibilités d'exploitation des modèles nécessitent bien entendu une validation préalable.

En ce qui concerne la biochimie, une des principales hypothèses du modèle est de supposer une forme unique de l'azote organique dans le sol. Si cette représentation a une chance d'être valable au cas où la composition de l'azote organique reste relativement constante dans le temps, c'est à dire lorsque l'on peut espérer qu'il existe une composition moyenne équivalente, elle risque de ne plus l'être en cas de perturbation de cette composition par modification des apports en azote organique ou par suite de phénomènes naturels accidentels tels que la sécheresse exceptionnelle de l'année 1976. Ainsi il paraît nécessaire de faire intervenir dans le modèle plusieurs réservoirs pour l'azote organique, chacun d'entre eux ayant une cinétique de réaction propre, afin de prendre en compte l'hétérogénéité de sa composition. Cependant, une telle approche devient peu réaliste dans la pratique car on ne dispose presque jamais de données sur cette composition.

De plus, parmi les processus biochimiques que nous avons négligés dans le modèle MORELN, la fixation biologique et la dénitrification apparaissent prioritaires pour être pris en considération pour une évolution future du modèle. Là encore, le problème se posera, quant à lui, à la disponibilité des données de terrain.

En ce qui concerne le lessivage proprement dit, le flux de nitrates sortant du sol semble être correctement simulé par le modèle MORELN. Cependant, ce flux

devrait être modulé en fonction de l'épaisseur de la zone non-saturée avant d'être introduit dans le système aquifère. Au stade actuel, le modèle MORELN utilise un seul réservoir pour effectuer cette modulation. Il est vraisemblablement nécessaire d'améliorer cette étape de modélisation en faisant intervenir un nombre de réservoirs plus important, se vidangeant les uns dans les autres, comme cela est fait dans le programme NONSAT du "modèle couplé".

Le transfert en surface n'a pas été traité dans ce mémoire et il constitue une des voies de recherche à poursuivre dans ce domaine. Outre l'intérêt direct pour l'étude de la pollution des eaux de surface, la modélisation du transfert en surface s'avère également nécessaire pour assurer une modélisation complète du transfert souterrain, notamment dans les zones où l'échange entre le domaine de surface et souterrain est important.

Nous avons vu que le modèle MORELN fait déjà intervenir un nombre important de paramètres. Cela peut engendrer, malgré une certaine robustesse du modèle, des difficultés et des incertitudes dans l'identification de ces paramètres par calage du modèle que nous avons conduit intuitivement par comparaison visuelle entre des résultats de calcul et des observations. Il conviendrait donc d'une part de connaître plus précisément le rôle de chacun de ces paramètres par analyse de sensibilité du modèle, et d'autre part d'obtenir des fourchettes de valeurs grâce à l'application du modèle à d'autres sites expérimentaux notamment sur des cases lysimétriques. On pourrait également introduire des méthodes de déterminations automatiques des paramètres dans le calage du modèle.

Compte tenu de notre objectif et de la pluridisciplinarité de notre approche, le niveau de conceptualisation dans le traitement des différents phénomènes intervenant dans le transfert des nitrates n'a pas été le même, ce qui pourrait poser des problèmes de compatibilité entre les différents sous-modèles. Par exemple, le calcul de la fonction production des nitrates a besoin des données issues de la fonction production de l'eau sur la réserve en eau du sol lors de la correction de certains paramètres biochimiques en fonction de l'humidité du sol. Or, la fonction production de l'eau du "modèle couplé" a été bâtie et validée essentiellement pour calculer les différents flux d'eau dans le bilan hydrique, tandis que la réserve en eau du sol calculée par ce modèle reste à mieux appréhender, car il peut s'agir d'une réserve réelle ou d'une réserve équivalente mais fictive. Dans le deuxième cas, on peut se demander si le modèle MORELN s'adapte à ce type de données.

Enfin, nous insistons sur la nécessité de la disponibilité des données agricoles dans l'étude de la modélisation du transfert des nitrates. Ceci concerne notamment la localisation dans l'espace et l'enregistrement de l'évolution dans le temps des apports en azote par l'épandage d'engrais et des exportations d'azote par les cultures. Pour cela, la disponibilité d'une carte de culture, prenant en compte la rotation interannuelle, est nécessaire.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- ANDERSON M. P. (1984) Movement of contaminants in groundwater: Groundwater transport - Advection and dispersion in groundwater contamination. *Studies in Geophysics, National Academy Press, Washington D. C., 1984.*
- ARDACANI M. S., SCHULZ R. K. and Mc LAUREN A. D. (1974) A kinetic study of ammonium and nitrite oxidation in a soil field plot. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc., Vol. 38, 273-277.*
- BALLAY, MARTIN, SEBILLOTTE et TRICARD (1985) Rapport français "Les nitrates dans l'eau". *SITE 1985, Colloque "Les nitrates dans l'eau", 22-24 oct. 1985, Paris.*
- BEAR J. (1972) Dynamics of fluids in porous media. *Amer. Elsevier, New York.*
- BORNAND M. et LEGROS J. P. (1968) Etude pédologique dans la vallée du Rhône Confluent Rhône-Isère Plaine de Valence-Romans (Drôme). *INRA Service d'Etude des Sols, Centre de Recherches Agronomiques du Midi, S.E.S. N° 85, Montpellier.*
- BURGEAP (1964) Etude hydrogéologique préliminaire des nappes alluviales de la Drôme. *Document au BURGEAP R 366.*
- BURGEAP (1969) Etude hydrogéologique complémentaire des nappes alluviales de la Drôme Résultats obtenus Tome I. *Document au BURGEAP R 23.*
- BUSON C. (1982) Contribution à l'étude de la pollution diffuse Etude pédologique du bassin versant de la Noë-Sèche. *Document au CREBS de Bretagne, Juin 1982.*
- CHO C. M. (1971) Convective transport of ammonium with nitrification in soil. *Canadian Journal of Soil Science, Vol. 52, 339-350.*
- CPGF (1982) Etude des concentrations en nitrates dans la Plaine de Valence (Drôme) 1ère Partie. *Document à la Compagnie de Prospection Géophysique Française, Etude N° 2302.*
- CPGF (1984) Etude de la contamination par les nitrates dans les nappes de Valence 2ème Phase. *Document à la CPGF, Etude N° 2476.*

- CROIZIER N. et LAPERRIERE C. (1982) Les fumiers de hors-sol, des engrais? Les données du problème dans la Val de Drôme. *Institut Supérieur d'Agriculture Rhône-Alpes et Chambre d'Agriculture de la Drôme.*
- CWPU (1977) Water resources with particular reference to groundwater. *Reading Bridge House, Reading RG 1 8ps, U.K.*
- DDA (1980) Recensement Général de l'Agriculture. *Document à la DDA de la Drôme.*
- DDA (1983) Les ressources en eau de la Vallée du Rhône. *Document à la DDA de la Drôme.*
- DELHOMME (1976) Application de la théorie des variables régionalisées dans les sciences de l'eau. *Thèse de Docteur-Ingénieur, Université Pierre et Marie Curie (Paris VI).*
- DIEULIN (1980) Propagation de pollution dans un aquifère alluvial: L'effet de parcours. *Thèse de Docteur-Ingénieur, Ecole des Mines de Paris et Université Pierre et Marie Curie (Paris VI).*
- FRISSEL M. J., KOLENBRANDER G. J., SHVYTOV I. and VASILIEU U. F. (1981) Systematic comparison of the models described. *in "Simulation of nitrogen behaviour in soil-plant systems". Editor: M. J. FRISSEL M. J. and J. A. Van VEEN.*
- GANCHOU M. (1987) Les nitrates Quelles solutions? *Dossier N° 16 Nitrates, Agriculture Magazine, Sept. 1987, N° 21.*
- GENG Q. Z. (1986) Etude préliminaire de l'évolution de la pollution par nitrates dans le bassin versant de la Noë-Sèche. *Rapport ENSMP-CIG, LHM/RD/86/5.*
- GENG Q. Z., GIRARD G. et BONIFACE R. (1986) Modélisation du lessivage des nitrates dans une case lysimétrique Case N° 11 de l'INRA de Versailles. *Rapport ENSMP-CIG, LHM/RD/86/61.*
- GENG Q. Z., GIRARD G., SOULARD B. et BLONDEL R. (1987) Modélisation du transfert des nitrates dans le bassin versant de la Noë-Sèche. *Rapport ENSMP-CIG, LHM/RD/87/30.*
- GILLHAM R. W. and CHERRY J. A. (1978) Field evidence of denitrification in shallow groundwater flow systems. *Water Poll. Res. Canada, Vol. 13, 1977/1978.*
- GIRARD G., LEDOUX E. et VILLENEUVE J. P. (1981) Le "modèle couplé": Simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements

souterrains sur un système hydrologique. *Cahier ORSTOM, Serie Hydrologie, Vol. XVIII, N° 4.*

- GRIM R. E. (1968) Clay mineralogy. 2nd edition in "*MC Graw-Hill International Series in the Earth and Planetary Sciences*", *Mc Graw-Hill Book Company.*
- HENIN S. (1980) Groupe de travail "Activités agricoles et qualités des eaux" *Rapport du Sous-Groupe Système de Culture, Ministère de l'Agriculture et Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie.*
- JEANNOLIN F. (1985) Sédimentologie et hydrogéologie du Néogène de l'Est valentinois et du bassin de CREST (Drôme-France). *Thèse de Doctorat de l'Université Scientifique et Médicale de Grenoble.*
- KAUARK LEITE L. A. (1986) Contribution de la modélisation à l'étude des pollutions diffuses d'origine agricole. Etude comparative des principaux modèles évaluant l'impact de ces pollutions sur les eaux superficielles continentales. *Mémoire de DEA Technique et Gestion de l'Environnement, CERGRENE, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.*
- LALLEMAND-BARRES et PEAUDECERF (1978) Recherche des relations entre les valeurs mesurées de la dispersivité macroscopique et les conditions de mesure Etude bibliographique. *Bull. BRGM, Serie 2, Sec. III, 4-1978, 277-284.*
- LANDREAU A. et ROUX J. C. (1984) Répartition et évolution des teneur en nitrates dans les eaux souterraines en France. *Note technique au BRGM, 84 ENV 002.*
- LANDREAU A. (1983) Les nitrates dans les eaux souterraines. *l'Eau, l'Industrie, les Nuisances, N° 71: 45-51.*
- LEDOUX E. (1975) Programme NEWSAM Principe et note d'emploi. *Rapport ENSMP-CIG, LHM/RD/75/11.*
- LEDOUX E. (1980) Modélisation intégrée des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. *Thèse de Docteur-Ingénieur, Ecole des Mines de Paris et Université Pierre et Marie Curie (Paris VI).*
- LEDOUX E., GIRARD G. et VILLENEUVE J. P. (1984) Proposition d'un modèle couplé pour la simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. *La Houille Blanche, /N°1/2-1984, 101-110.*

- LEDOUX E. et TILLIE B. (1987) Programme NEWSAM Principe et notice d'emploi Version 1987. *Rapport ENSMP-CIG, LHM/RD/87/40.*
- LEMAIRE G. et SALETTE J. (1984) Relation entre dynamique de croissance et dynamique de prélèvement d'azote pour un peuplement de graminées fourragères I. Etude de l'effet du milieu. *Agronomie, 1984, 4(5), 423-430.*
- MARIOTTI A. (1982) Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote. *Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences Naturelles, Université Pierre et Marie Curie.*
- MARIOTTI (1986) La dénitrification dans les eaux souterraines Principes et méthodes de son identification: Une revue. *J. of Hydrology, 88 (1986), 1-23.*
- MARSILY G. de (1986) Quantitative Hydrogeology Groundwater Hydrology of Engineers. *Academic Press. Inc.*
- MARTIN G. (1979) Le problème de l'azote dans les eaux. *Technique et Documentation.*
- MATHERON G. and Marsily G. de (1981) Is transport in porous media always diffusive? A counter example. *Water Resour. Res., 16(5), 901-917.*
- MEHRAN M. and TANJI K. K. (1974) Computer modeling of nitrogen transformations in soils. *J. Environ. Quality, Vol. 3, N° 4, 1974.*
- MISRA C., NIELSEN D. R. and BIGGAR J. W. (1974) Nitrogen transformations in soil during leaching: I. Theoretical considerations. II. Steady state nitrification and nitrate reduction. III. Nitrate reduction in soil columns. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc., Vol. 38, 289-304.*
- NIELSEN D. R., BIGGAR J.W. and WIERENGA P. J. (1982) Nitrogen transport processes in soil. in "Nitrogen in Agricultural Soils" edited by Frank J. STEVENSON, N° 22 in the series *Agronomy.*
- NUTMAN P. S. (1965) Symbiotic nitrogen fixation. in "Soil Nitrogen" edited by W. V. BARTHOLOMEW and F. E. CLARK, N° 10 in the series *Agronomy.*
- PRAT M. (1982) Simulation numérique du transport de produits réactifs dans les sols Cas de l'azote dans les relations bassin versant rivière. *Thèse de Docteur-Ingénieur, Institut National Polytechnique de Toulouse.*
- SALETTE J., LEMAIRES G. et LAISSUS R. (1982) Analyse de la croissance d'une prairie naturelle normande au printemps. *Fourrager, N° 91-92, Sept.-Déc. 1982.*

- SAUNIER EAU et ENVIRONNEMENT (1982) Etude de la pollution diffuse sur le bassin versant de la Noë-Sèche Bilan annuel en azote et en phosphore.
- SCHEIDEGGER (1961) The physics of flow through porous media. *University of Toronto Press, Toronto.*
- SCHELTINGA H. M. J. (1985) Nitrate problem in the Netherlands. *SITE 1985, Colloque "Nitrates dans l'eau", 22-24 Oct. 1985, Paris.*
- SCHRODER H., HARREMOES P. and SIMONSEN J. F. (1985) Water pollution caused by nitrogen from urban wastewater and from agriculture. *SITE 1985, Colloque "Nitrates dans l'eau", 22-24 Oct. 1985, Paris.*
- SELIM H. M.; ISKANDAR (1981) Modeling nitrogen transport and transformations in soils I. Theoretical considerations. *Soil Science, Vol. 131, N° 4, 233-241.*
- SRAE Rhône Alpes et DDA de la Drôme (1981) Contribution des services extérieurs du Ministère de l'Agriculture à la connaissance des ressources en eaux souterraines dans le département de la Drôme.
- SRAE de Bretagne (1985) Impact de l'Agriculture sur la qualité des eaux Bilan des études sur un bassin expérimental des Côtes du Nord (La Noë-Sèche Affluent du Gouët).
- SRAE Rhône Alpes (1986) Données supplémentaires sur l'existence du Miocène à l'Est de Valence Solution en vue d'aider à résoudre les problèmes de qualité (nitrates) dans l'AEP de la ville de Valence.
- STANFORD G., FRERE M. H. and SCHWANINGER (1973) Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. *Soil Science, Vol. 115, N°4, 321-323.*
- STANFORD G. and EPSTEIN E. (1974) Nitrogen mineralization Water relations in soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc., Vol. 38, 103-107.*
- TANJI K. K. and GUPTA S. K. (1978) Computer simulation modelling for nitrogen in irrigated croplands. in *"Nitrogen in the Environment", Vol. 1, edited by Donald R. NIELSEN and J. G. MacDONALD.*
- TANJI K. K. (1982) Modeling of the soil nitrogen cycle. in *"Nitrogen in Agricultural Soils", edited by Frank J. STEVENSON, N° 22 in the series Agronomy.*
- TAYLOR (1953) Dispersion of soluble matter in solvent flowing slowly through a tube. *Proc. R. Soc., London, Ser. A 219, 186-203.*

- THIERY D. et SEGUIN J. J. (1985) Modélisation globale des transferts de nitrates dans un bassin hydrogéologique pour prévoir l'évolution des concentrations dans les eaux souterraines. Description du modèle BICHE et trois exemples d'application. *Document au BRGM, 85 SGN 663 EAU*.
- TILLITSON W. R. and WAGENET R. J. (1982) Simulation of fertilizer nitrogen under cropped situation. *Soil Science, Vol. 133, N° 3, 133-143*.
- TREMP E. (1985) Rapport national sur le problème des nitrates. *SITE 1985, Colloque "Nitrates dans l'eau", 22-24 Oct. 1985, Paris*.
- VILLENEUVE J. P., GIRARD G. et LEDOUX E. (1982) Modélisation et simulation intégrées: Eau de surface - eau souterraine. *Eau du Québec, Vol. 15, N° 1, fev. 1982*.
- WATTS D. G. and HANKS R. J. (1978) A soil-water-nitrogen model for irrigated corn on sandy soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J., 42: 492-499*.
- WILLIGEN P. de and NETTESON J. J. (1985) Comparison of six simulation models for the nitrogen cycle in the soil. *Fertilizer Research, 8, 157-171*.
- YOUNG C. P. (1985) Nitrate in United Kingdom freshwaters. *SITE 1985, Colloque "Nitrates dans l'eau", 22-24 Oct. 1985, Paris*.

ANNEXE 1

ASPECT NUMERIQUE DU MODELE MORELN

ANNEXE 1

SOLUTIONS NUMERIQUES DU SYSTEME D'EQUATIONS
DU MODELE MORELN

En posant (cf. II-2-3, équations 2-32 à 2-35):

$$\begin{aligned}
 x &= (\text{NO}_3^-) \\
 y &= (\text{NH}_4^+) \\
 z &= (\text{N-org}) \\
 E_x &= \text{ENIT} = (1-\text{QI}/\text{P})\text{ANIT} \\
 E_y &= \text{EAMM} = \text{AAMM} \\
 E_z &= \text{EORG} = \text{AORG} \\
 k &= \text{QI}/\text{RSOL} \\
 k_{zy} &= k_{am} \\
 k_{yx} &= k_{ni} \\
 k_{yz} &= k_{ra} \\
 k_{xz} &= k_{rn} \\
 f &= f_{pp}(t/T) \\
 C &= K_{ab}
 \end{aligned}$$

Le système d'équations (2-32 à 2-35) devient:

$$\left\{ \begin{aligned}
 \frac{dx}{dt} &= E_x + k_{yx} \cdot y - k_{xz} \cdot x - k \cdot x - B \cdot f \cdot \frac{x}{x+C} & (1) \\
 \frac{dy}{dt} &= E_y + k_{zy} \cdot z - k_{yx} \cdot y - k_{yz} \cdot y & (2) \\
 \frac{dz}{dt} &= E_z + k_{yz} \cdot y + k_{xz} \cdot x - k_{zy} \cdot z & (3)
 \end{aligned} \right.$$

Cas 1: solution par la méthode des différences finies en avant
(explicite)

Nous écrivons tout de suite:

$$\left\{ \begin{array}{l} x^{i+1} = x^i + \Delta t (E_x^{i,i+1} + k_{yx} \cdot y^i - k_{xz} \cdot x^i - k \cdot x^i - B \cdot f \cdot \frac{x^i}{x^i + C}) \quad (\\ y^{i+1} = y^i + \Delta t (E_y^{i,i+1} + k_{zy} \cdot z^i - k_{yx} \cdot y^i - k_{yz} \cdot y^i) \quad (\\ z^{i+1} = z^i + \Delta t (E_z^{i,i+1} + k_{yz} \cdot y^i + k_{xz} \cdot x^i - k_{zy} \cdot z^i) \quad (\end{array} \right.$$

$\Delta t = t^{i+1} - t^i$ est le pas de temps de calcul;
i et i+1 désignent deux instants voisins.

On calcule directement x^{i+1} , y^{i+1} , z^{i+1} à partir des valeurs précédentes x^i , y^i , z^i . Cette solution, la plus simple, a cependant l'inconvénient d'être instable (éventuelles valeurs négatives pour y et z) d'autant plus que le pas de temps pris par le calcul (Δt) grand.

Cas 2: Solution par la méthode des différences finies en arrière (implicite)

Les équations (1) à (3) sont discrétisées alors en:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{x^{i+1} - x^i}{\Delta t} = E_x^{i,i+1} + k_{yx} \cdot y^{i+1} - k_{xz} \cdot x^{i+1} - k \cdot x^{i+1} - B \cdot f \cdot \frac{x^i}{x^{i+1}} \quad (\\ \frac{y^{i+1} - y^i}{\Delta t} = E_y^{i,i+1} + k_{zy} \cdot z^{i+1} - k_{yx} \cdot y^{i+1} - k_{yz} \cdot y^{i+1} \quad (\\ \frac{z^{i+1} - z^i}{\Delta t} = E_z^{i,i+1} + k_{yz} \cdot y^{i+1} + k_{xz} \cdot x^{i+1} - k_{zy} \cdot z^{i+1} \quad (\end{array} \right.$$

en posant:

$$B_x = x^i + E_x^{i,i+1} \cdot \Delta t$$

$$B_y = y^i + E_y^{i,i+1} \cdot \Delta t$$

$$B_z = z^i + E_z^{i,i+1} \cdot \Delta t$$

$$K_{zy} = 1 + k_{zy} \cdot \Delta t$$

$$K_{yx} = 1 + k_{yx} \cdot \Delta t$$

On obtient à partir de (9):

$$z^{i+1} = [B_z + (k_{yz} \cdot y^{i+1} + k_{xz} \cdot x^{i+1}) \cdot \Delta t] / k_{zy} \quad (10)$$

Cette équation nous permettra de calculer z^{i+1} dès que nous connaîtrons x^{i+1} et y^{i+1} .

En introduisant (10) dans (8), on obtient, après arrangement des termes:

$$y^{i+1} = [B_y \cdot k_{zy} + k_{zy} (B_z + k_{xz} \cdot \Delta t \cdot x^{i+1}) \cdot \Delta t] / (K_{yx} \cdot k_{zy} + k_{yz} \cdot \Delta t) \quad (11)$$

Cette équation nous permettra de calculer y^{i+1} une fois connu x^{i+1} . De même, en introduisant (11) dans (7), nous obtenons une équation du second ordre par rapport à x^{i+1} :

$$\alpha (x^{i+1})^2 + \beta x^{i+1} + \gamma = 0 \quad (12)$$

avec $\alpha = 1 + K \cdot \Delta t - \frac{w}{u}$

$$\beta = (1 + K \cdot \Delta t) \cdot C + B_x \cdot \Delta t - B_x - (k_{yx} \cdot v \cdot \Delta t + C \cdot w) / u$$

$$\gamma = -(B_x + k_{yx} \frac{v}{u} \cdot \Delta t) C$$

et $u = K_{yx} \cdot k_{zy} + k_{yz} \cdot \Delta t$

$$v = B_y \cdot k_{zy} + k_{zy} \cdot B_z \cdot \Delta t$$

$$w = k_{zy} \cdot k_{xz} \cdot \Delta t^2$$

$$K = k + k_{xz}$$

Les solutions de (12) sont:

$$x_1^{i+1} = (-\beta + \sqrt{\beta^2 - 4\alpha\gamma}) / 2\alpha \quad (13)$$

$$x_2^{i+1} = (-\beta - \sqrt{\beta^2 - 4\alpha\gamma}) / 2\alpha \quad (14)$$

On peut démontrer:

1 $\alpha > 0$

2 $\gamma \leq 0$

3 β peut avoir n'importe quelle valeur, mais il est certainement positif quand $\gamma = 0$

Avec ces trois propriétés, nous pouvons conclure que la première solution est à conserver pour que x^{i+1} ne soit pas négati

Cette solution est toujours stable ($x^{i+1}, y^{i+1}, z^{i+1}$ calculeront toujours positifs).

Cas 3: Solution par la méthode des différences finies mixtes:

Les équations (1) à (23) sont discrétisées en:

$$\frac{x^{i+1} - x^i}{\Delta t} = E_x^{i,i+1} + k_{yx} [\theta y^{i+1} + (1-\theta) y^i] - k_{xz} [\theta x^{i+1} + (1-\theta) x^i] - k [\theta x^{i+1} + (1-\theta) x^i] - B.f. \frac{\theta x^{i+1} + (1-\theta) x^i}{\theta x^{i+1} + (1-\theta) x^i + C} \quad ($$

$$\frac{y^{i+1} - y^i}{\Delta t} = E_y^{i,i+1} + k_{zy} [\theta z^{i+1} + (1-\theta) z^i] - k_{yx} [\theta y^{i+1} + (1-\theta) y^i] - k_{yz} [\theta y^{i+1} + (1-\theta) y^i] \quad ($$

$$\frac{z^{i+1} - z^i}{\Delta t} = E_z^{i,i+1} + k_{yz} [\theta y^{i+1} + (1-\theta) y^i] + k_{xz} [\theta x^{i+1} + (1-\theta) x^i] - k_{zy} [\theta z^{i+1} + (1-\theta) z^i] \quad ($$

θ est un coefficient de "mixage" qui varie entre 0 et 1.

En arrangeant les termes, on obtient:

$$\frac{x^{i+1} - x^i}{\Delta t} = I_x + \theta k_{yx} y^{i+1} - \theta K_x^{i+1} - B.f. \frac{\theta x^{i+1} + (1-\theta) x^i}{\theta x^{i+1} + C} \quad ($$

$$\frac{y^{i+1} - y^i}{\Delta t} = I_y + \theta k_{zy} z^{i+1} - \theta (k_{yx} + k_{yz}) y^{i+1} \quad ($$

$$\frac{z^{i+1} - z^i}{\Delta t} = I_z + \theta k_{yz} y^{i+1} + \theta k_{xz} x^{i+1} - \theta k_{zy} z^{i+1} \quad ($$

$$\text{avec } I_x = E_x^{i,i+1} + (1-\theta)k_{yx} \cdot y^i - (1-\theta)Kx^i$$

$$I_y = E_y^{i,i+1} + (1-\theta)k_{zy} \cdot z^i - (1-\theta)(k_{yx} + k_{yz})y^i$$

$$I_z = E_z^{i,i+1} + (1-\theta)k_{xz} \cdot x^i + (1-\theta)k_{yz} \cdot y^i - (1-\theta)k_{zy} z^i$$

$$C' = C + (1-\theta)x^i$$

(19) et (20) ont des formes identiques à (8) et (9).

$$\text{Posons: } B'_x = x^i + I_x \cdot \Delta t$$

$$B'_y = y^i + I_y \cdot \Delta t$$

$$B'_z = z^i + I_z \cdot \Delta t$$

$$K'_{zy} = 1 + \theta k_{zy} \cdot \Delta t$$

$$K'_{yx} = 1 + \theta k_{yx} \cdot \Delta t$$

A partir de (20), on obtient:

$$z^{i+1} = [B'_z + \theta \cdot \Delta t \cdot (k_{yz} \cdot y^{i+1} + k_{xz} \cdot x^{i+1})] / K'_{zy} \quad (21)$$

et à partir de (19):

$$y^{i+1} = [B'_y \cdot K'_{zy} + \theta k_{zy} (B'_z + \theta k_{xz} \cdot \Delta t \cdot x^{i+1}) \cdot \Delta t] / (K'_{yx} \cdot K'_{zy} + \theta k_{yz} \cdot \Delta t) \quad (22)$$

Introduisons (22) dans (18). On obtient également une équation du second ordre de x^{i+1} :

$$\alpha' (x^{i+1})^2 + \beta' x^{i+1} + \gamma' = 0 \quad (23)$$

$$\text{avec: } \alpha' = \theta [1 - \theta \cdot \Delta t \cdot (k_{yx} \frac{w'}{u'} + K)]$$

$$\beta' = C' - \theta [x^i + \Delta t (I_x + \theta k_{yx} \frac{y'}{u'} + k_{yx} \frac{w'}{u'} C' + KC' - B \cdot f)]$$

$$\gamma' = -[C' x^i + I_x \cdot \Delta t \cdot C' + \theta k_{yx} \cdot \Delta t \frac{v'}{u'} C' - B \cdot f \cdot \Delta t \cdot (1-\theta) x^i]$$

et

$$u' = K'_{yx} K'_{zy} + \theta k_{yz} \cdot \Delta t$$

$$v' = B'_{yz} K'_{zy} + \theta k_{zy} \cdot B'_z \cdot \Delta t$$

$$w' = \theta^2 k_{zy} \cdot k_{xz} \cdot \Delta t^2$$

On peut également démontrer qu'il faut conserver la première solution parmi les deux suivantes:

$$x_1^{i+1} = (-\beta' + \sqrt{\beta'^2 - 4\alpha'\gamma'}) / 2\alpha' \quad ($$

$$x_2^{i+1} = (-\beta' - \sqrt{\beta'^2 - 4\alpha'\gamma'}) / 2\alpha' \quad ($$

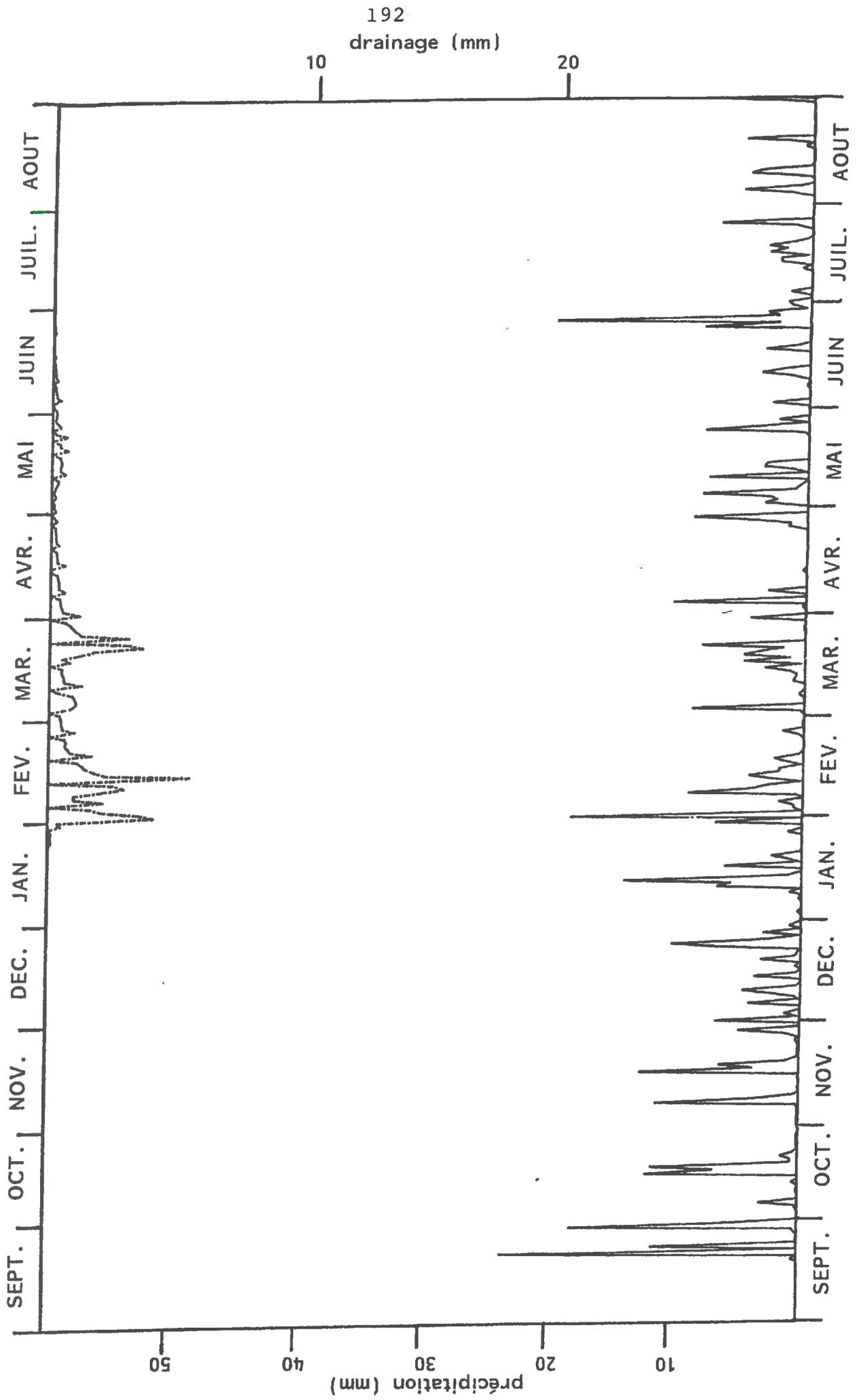
pour que x^{i+1} ne soit pas négatif.

Lorsque $\theta = 0$, on se trouve dans le Cas 1 (explicite) et lorsque $\theta = 1$, on se trouve dans le Cas 2 (implicite). La solution avec $\theta = 0,5$ s'appelle méthode des différences finies centrées. Théoriquement, c'est la méthode la plus exacte. Mais elle peut également provoquer des instabilités dans le résultat (valeurs négative

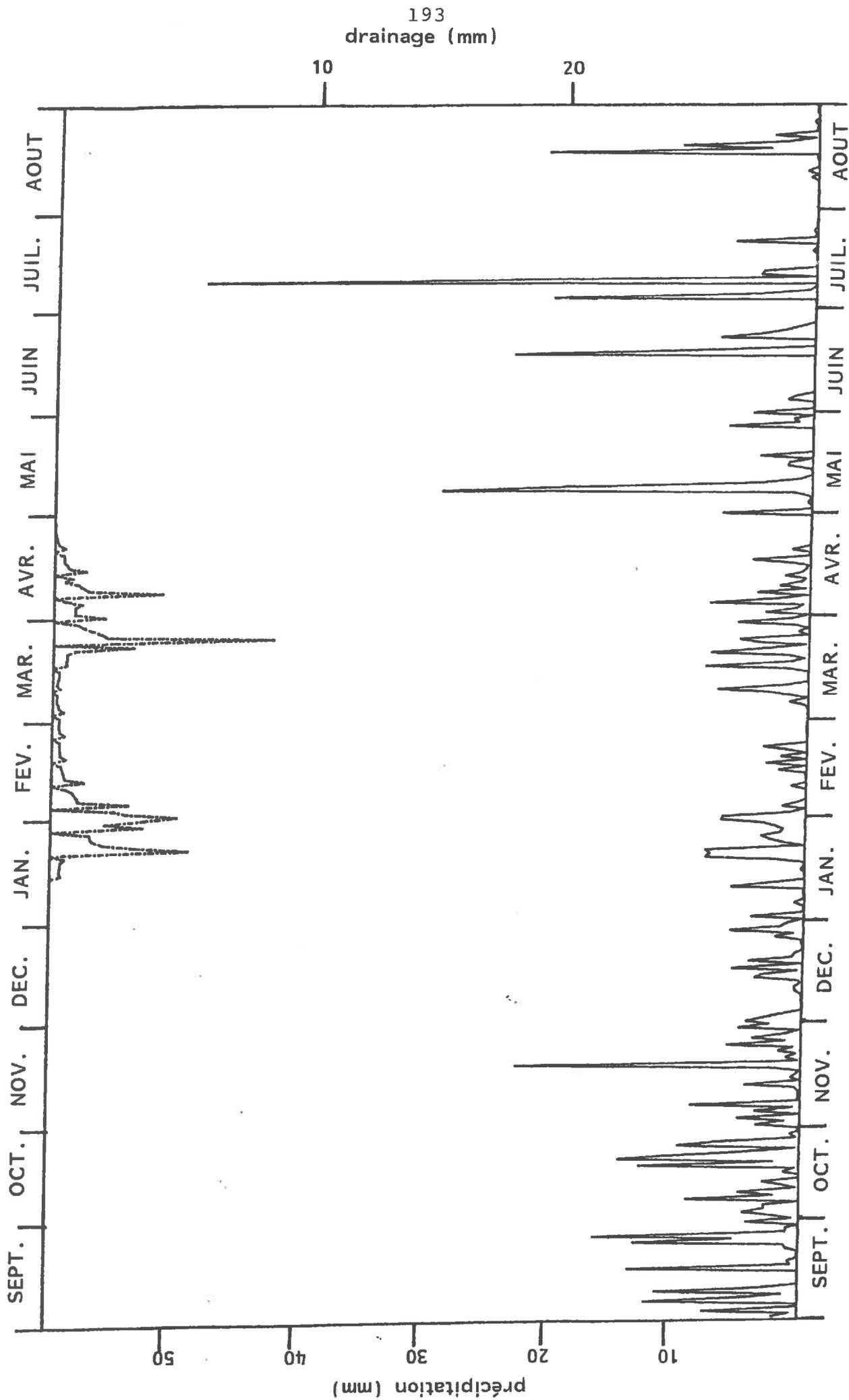
ANNEXE 2

DONNEES SUR LA CASE LYSIMETRIQUE N° 11 DE L'INRA DE VERSAILLES

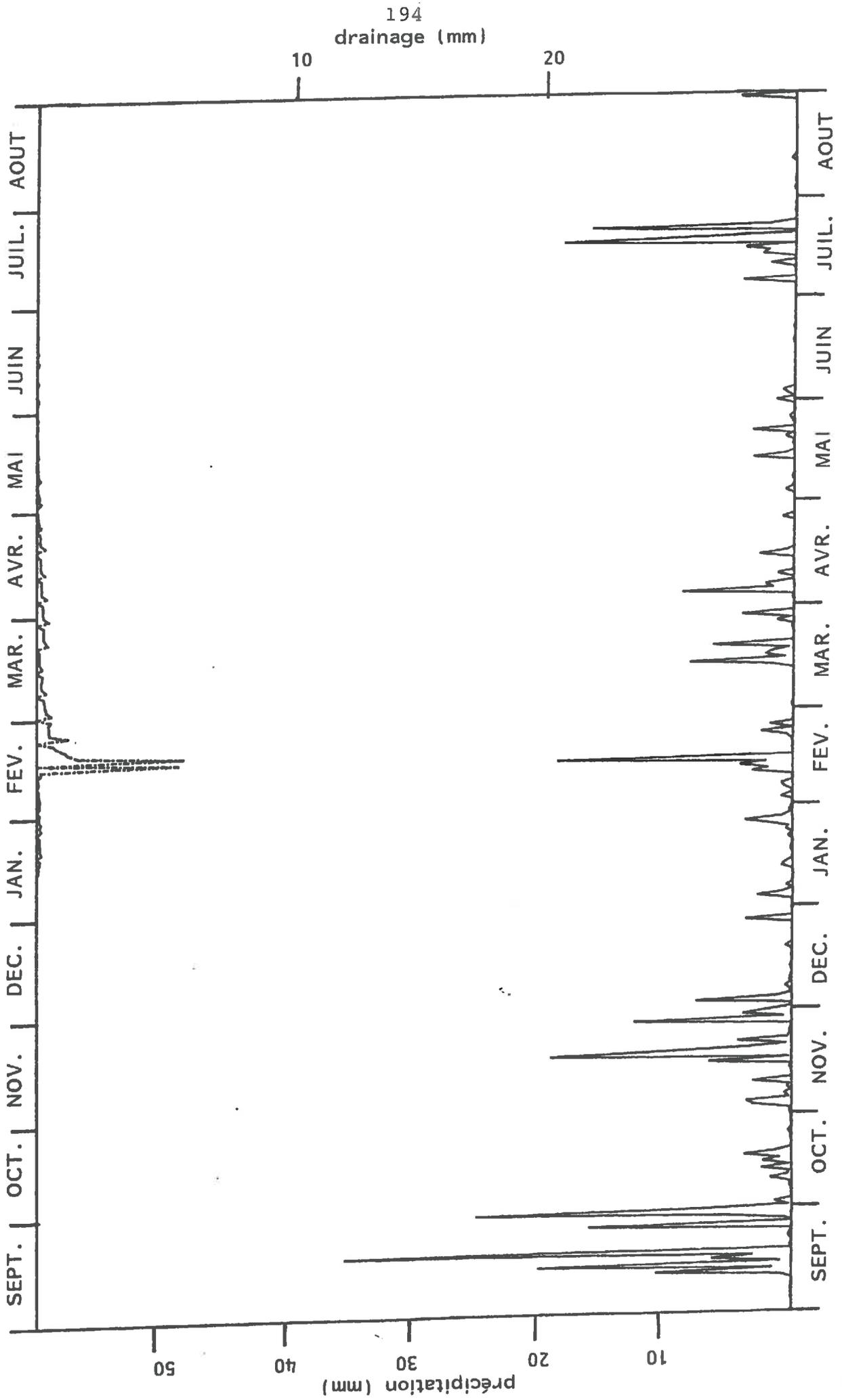
GRAPHIQUE1-1 précipitation et drainage 01/09/73 - 31/08/74



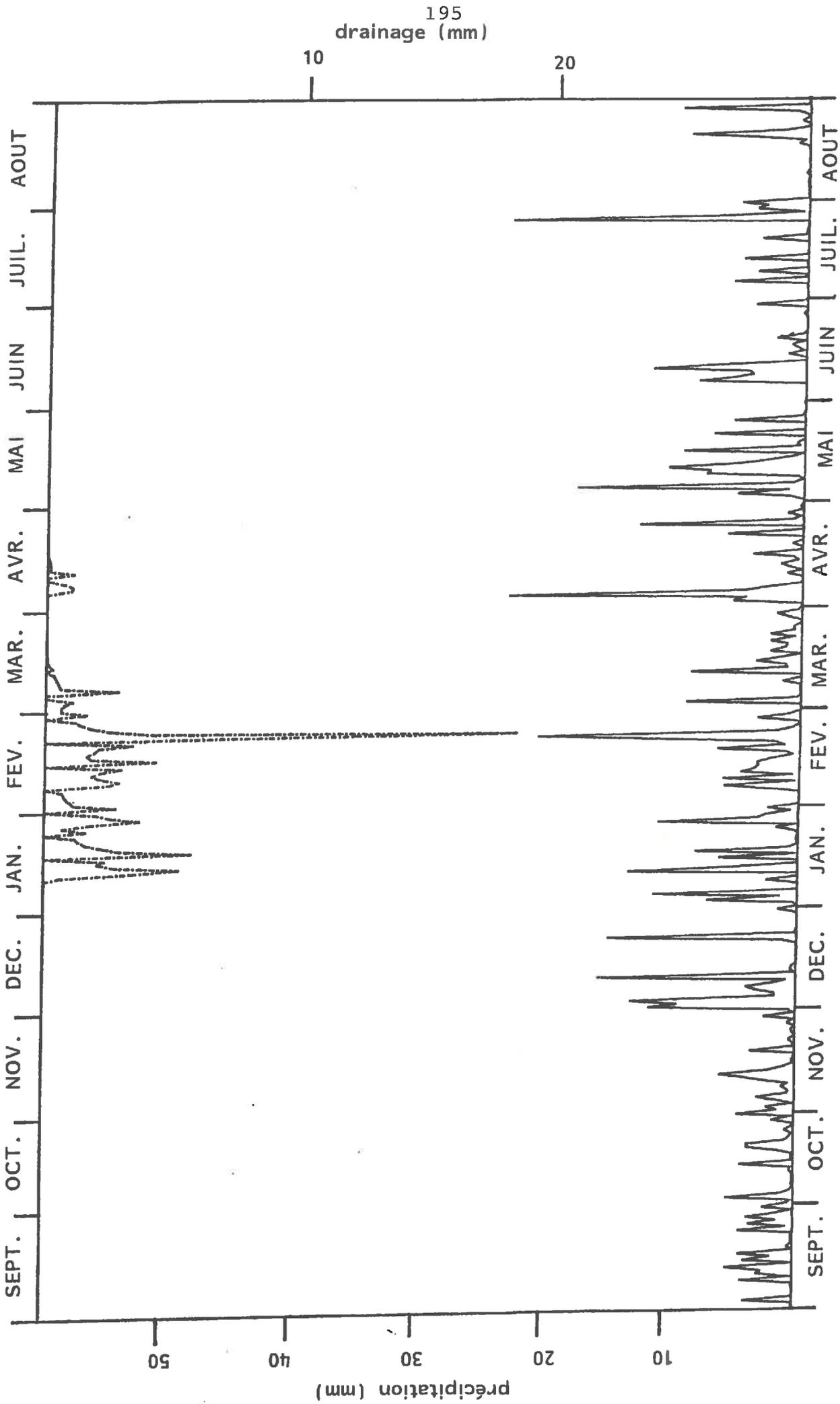
GRAPHIQUE1-2 précipitation et drainage 01/09/74 - 31/08/75



GRAPHIQUE1-3 précipitation et drainage 01/09/75 - 31/08/76

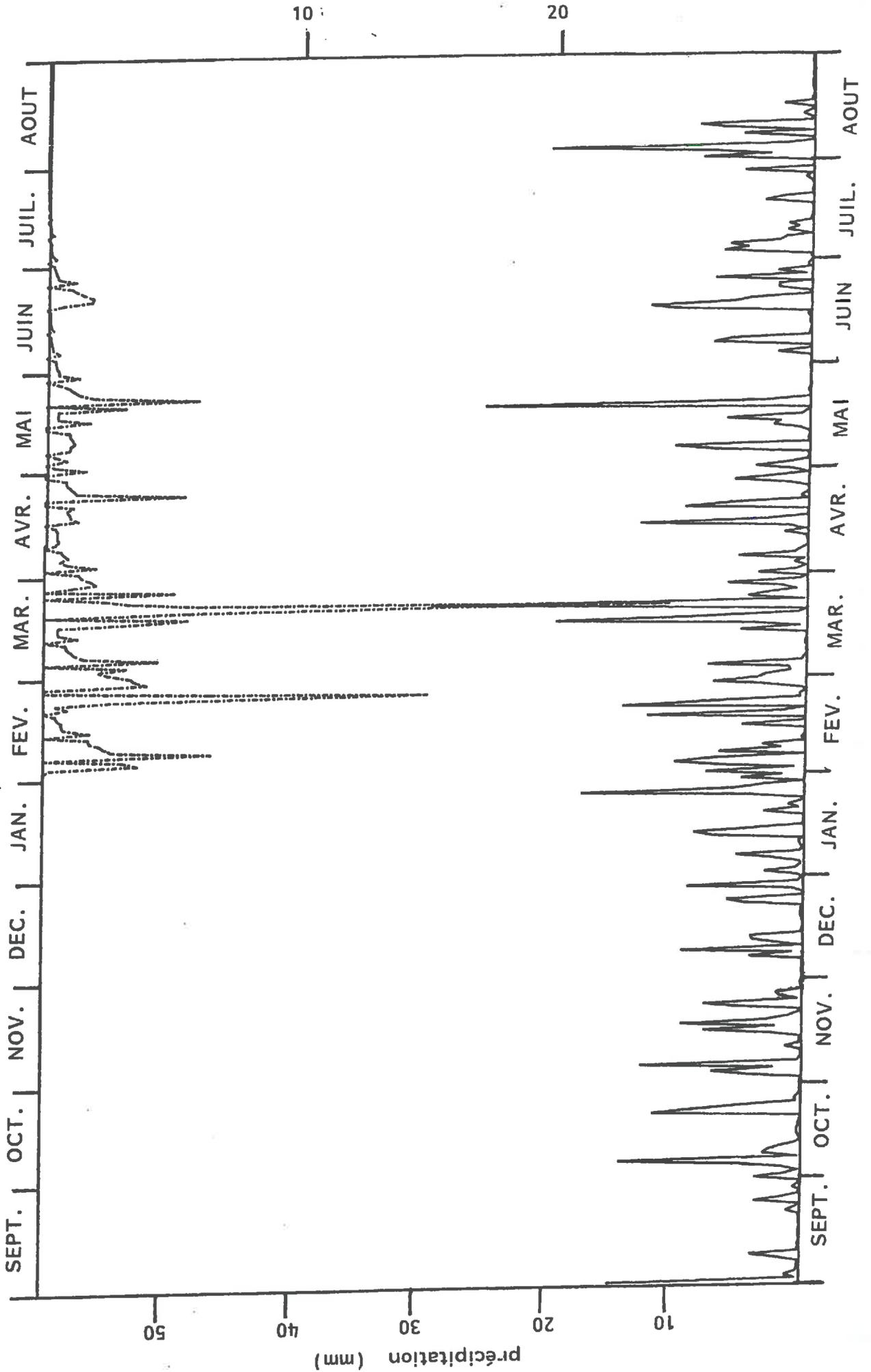


GRAPHIQUE1-4 précipitation et drainage 01/09/76 - 31/08/77

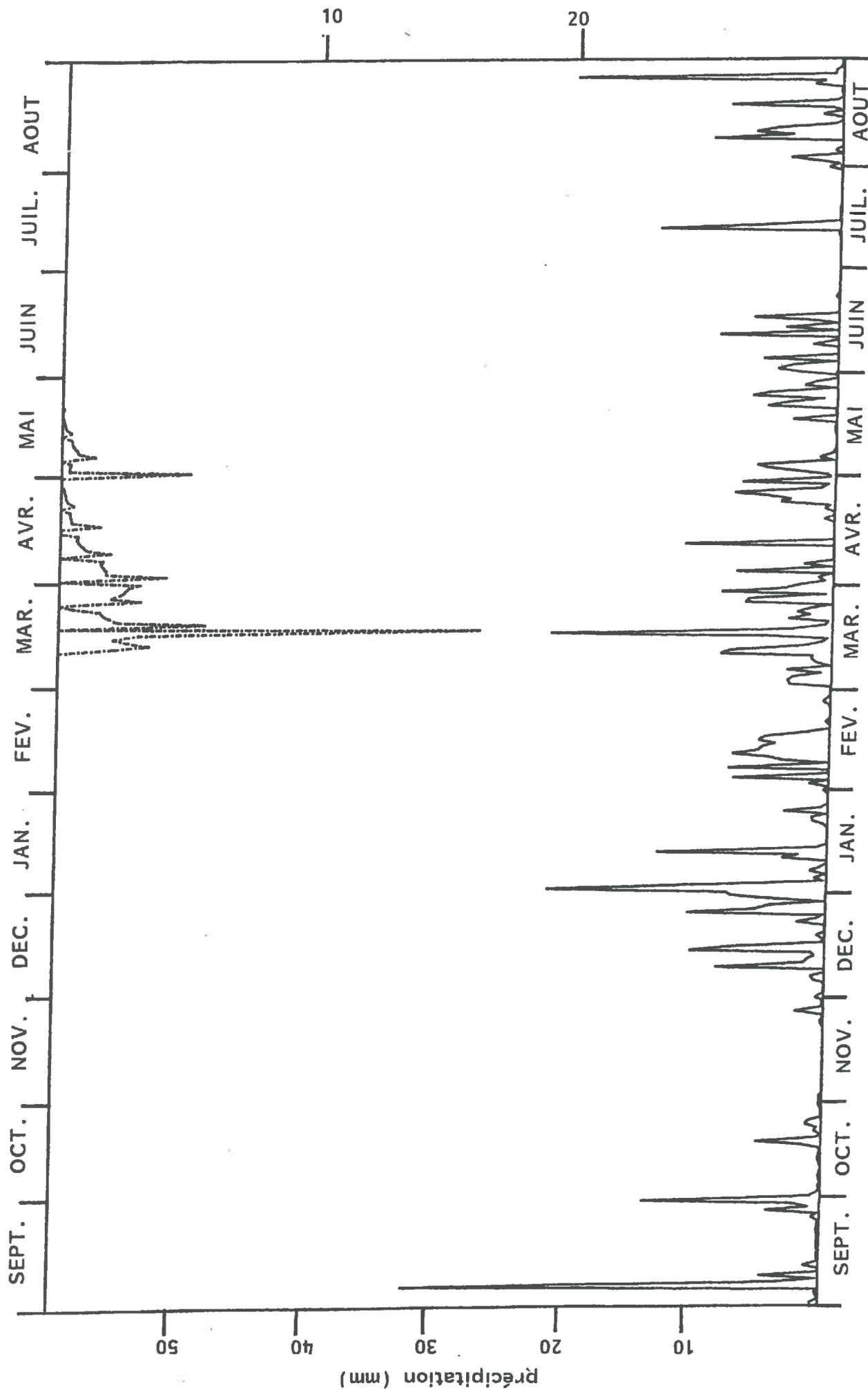


drainage (mm)

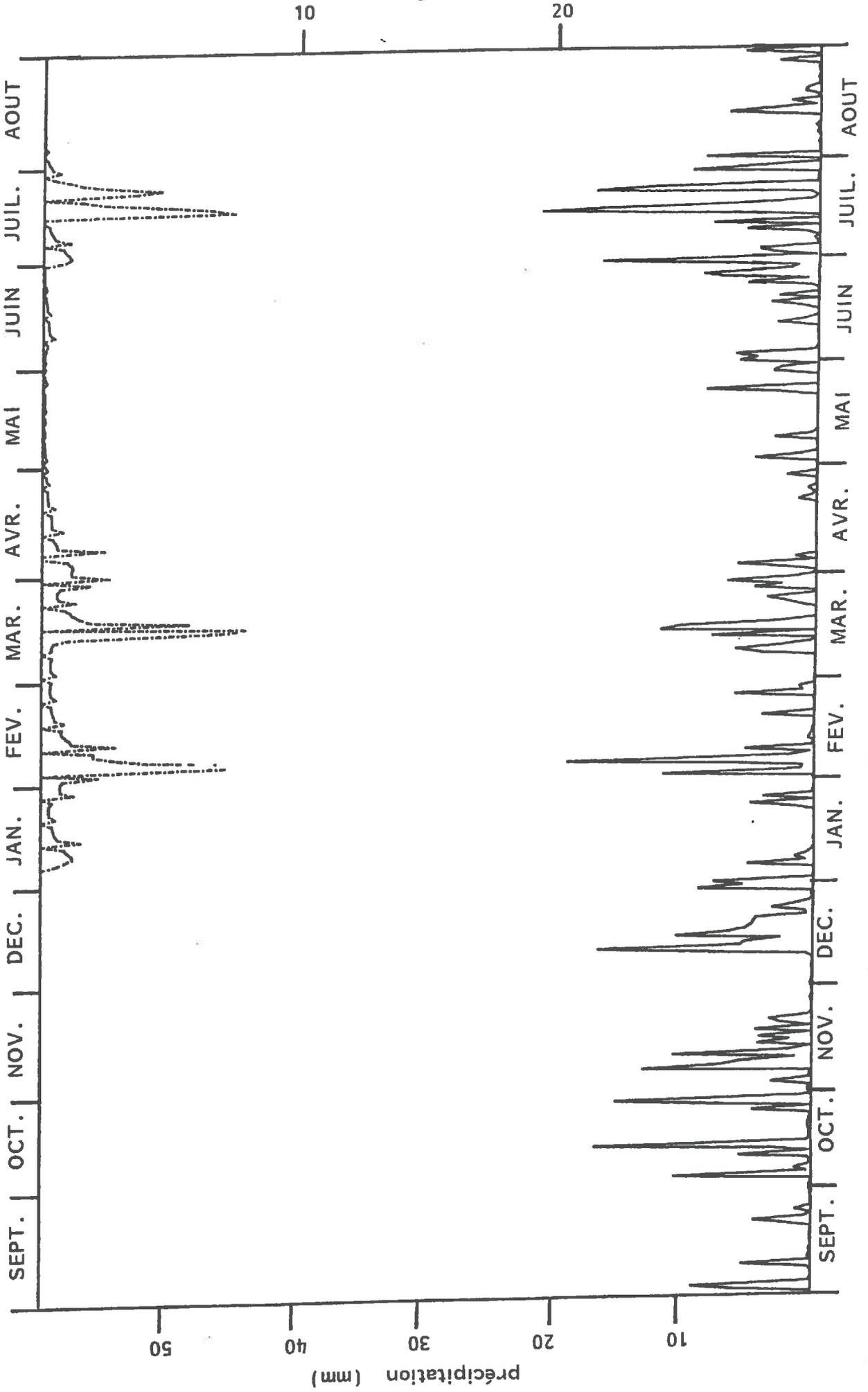
GRAPHIQUE1-5 précipitation et drainage 01/09/77 - 31/08/78



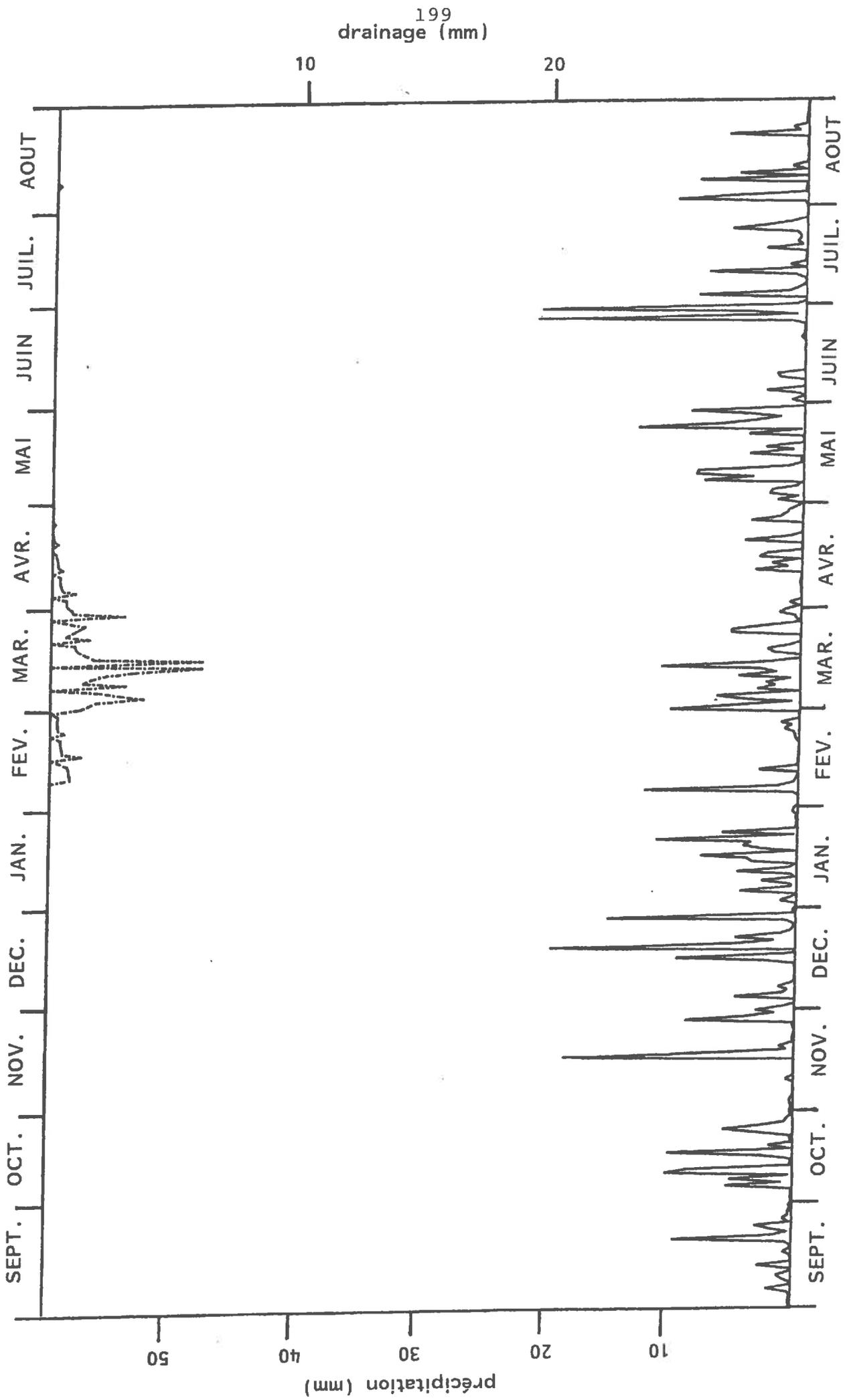
GRAPHIQUE1-6 précipitation et drainage 01/09/78/ - 31/08/79



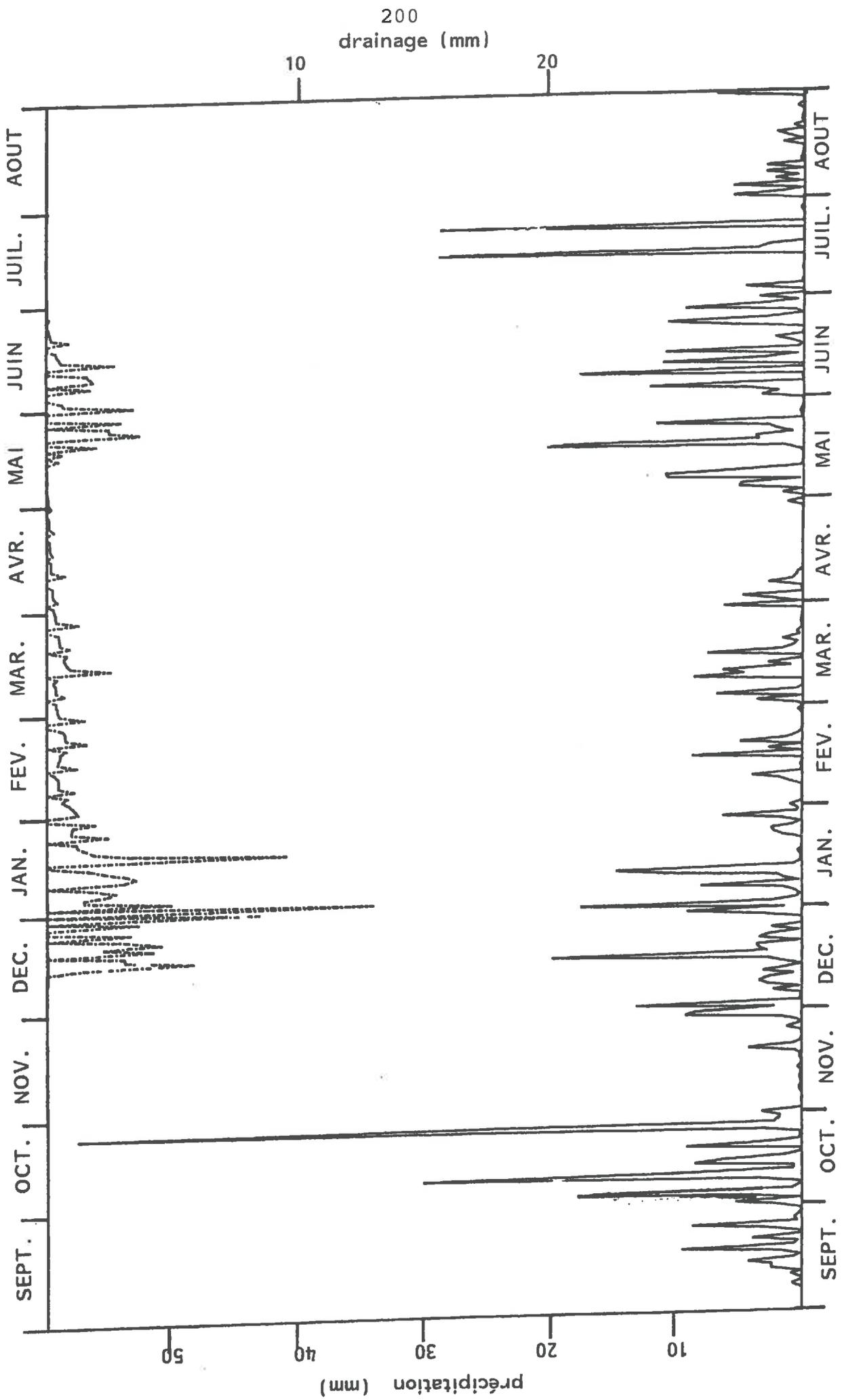
GRAPHIQUE1-7 précipitation et drainage 01/09/79 - 31/08/80



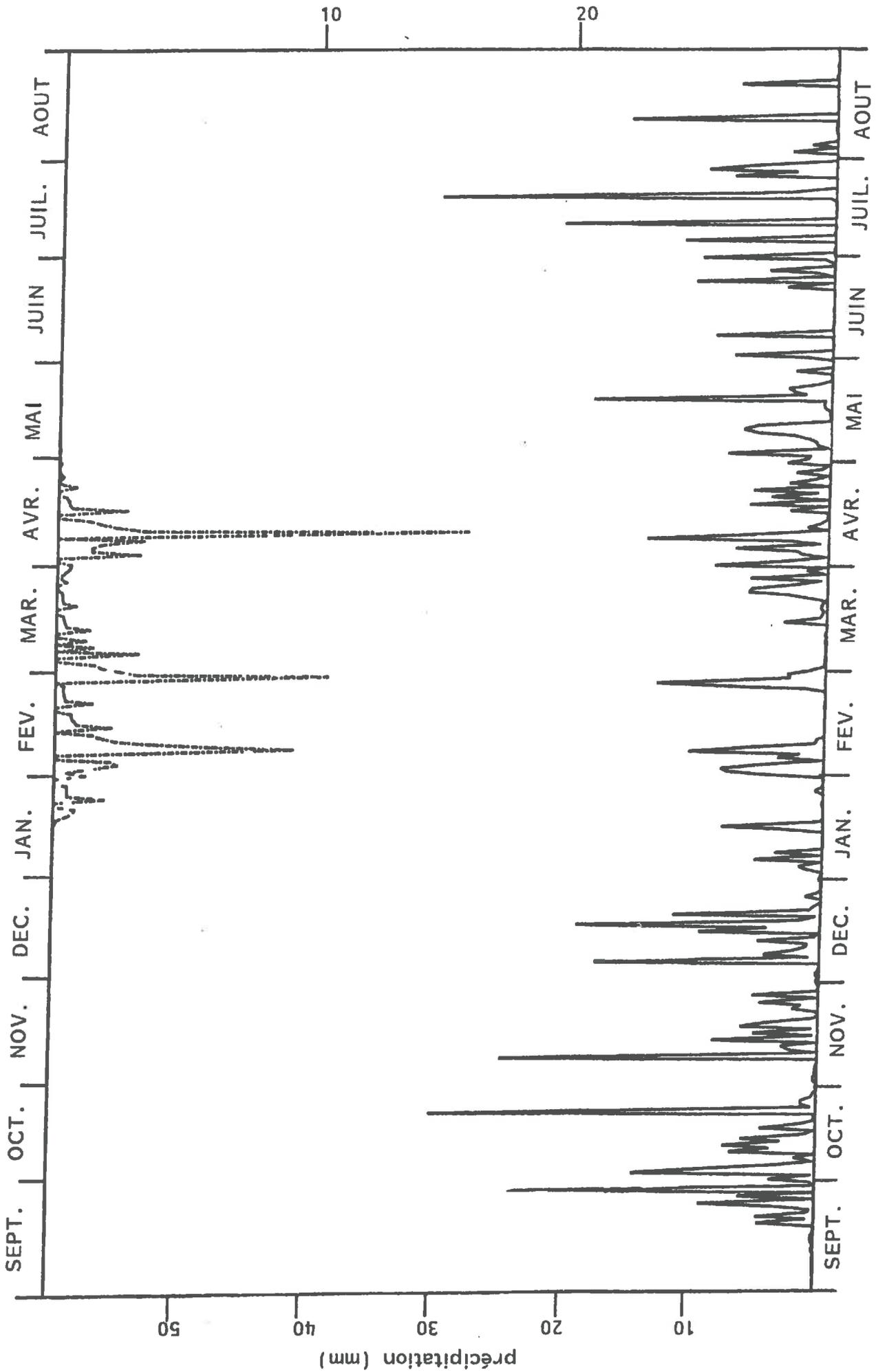
GRAPHIQUE1-8 précipitation et drainage 01/09/80 - 31/08/81



GRAPHIQUE1-9 précipitation et drainage 01/09/81 - 31/08/82



GRAPHIQUE1-10 Précipitation et drainage 01/09/82 - 31/08/83



1973-74			1974-75			1975-76					
Maïs			Blé			Maïs					
DATES	VOLUME LESSIVE l/case	[N NO ₃] mg/l	Qté N NO ₃ LESSIVEE mg/case	DATES	VOLUME LESSIVE l/case	[N NO ₃] mg/l	Qté N NO ₃ LESSIVEE mg/case	DATES	VOLUME LESSIVE l/case	[N NO ₃] mg/l	Qté N NO ₃ LESSIVEE mg/case
23/1-29/1	2,53	11,7	30	13/1-21/1	23,13	6,7	155	13/1-13/2	6,30	14	88
30/1-1/2	19,85	5,1	100	22/1-30/1	43,18	7,0	302	13/2-19/2	49,72	7,9	393
2/2 -8/2	22,20	6	133	31/1-19/2	36,58	8,4	307	20/3-19/5	16,79	7,8	135
9/2-1/3	48,37	7	339	20/2-14/3	11,49	8,9	102	22/5-19/6	1,59	11,5	18
2/3-22/3	34,73	7,5	260	15/3-28/3	45,03	9,5	428	TOTAL	74,40	8,46	630
23/3-5/4	27,71	8,7	242	29/3-7/4	23,53	9,8	231	(37,7)			
6/4-6/5	11,54	9,5	109	8/4-23/4	18,50	8,2	152	mm			
7/5-20/5	7,53	10,2	77	13/1-23/4	201,44	8,32	1677				
21/5-28/5	3,91	10,2	40	TOTAL	(100,7)	Moyenne	(8,4				
29/5-1/7	4,22	10,5	44				Kg/ha)				
23/1-1/7	182,59	7,52	1374								
TOTAL	(91,3)	Moyenne	(6,87								
	mm		(Kg N/ha)								

RESULTAT D'OBSERVATION DE LA CONCENTRATION EN NO₃

1976-1977			1977-1978			1978-1979					
Blé			Maïs			Blé					
DATES	VOLUME LESSIVE l/case	[N NO ₃] mg/l	Qté N. NO ₃ LESSIVEE mg/case	DATES	VOLUME LESSIVE l/case	[N NO ₃] mg/l	Qté N. NO ₃ LESSIVEE mg/case	DATES	VOLUME LESSIVE l/case	[N NO ₃] mg/l	Qté N. NO ₃ LESSIVEE mg/case
10/1-24/1	67,32	14,7	989	2/2-21/2	62,11	25,4	1579	12/3-23/3	86,45	4,4	380
25/1-16/2	81,82	20,6	1685	22/2-4/3	100,12	27,0	2703	24/3-4/4	48,90	1,7	86
17/2-4/3	84,84	28,6	2426	6/3-16/3	26,42	28,0	740	5/4-20/4	27,85	1,7	48
7/3-17/3	11,46	28,6	328	17/3-24/3	102,70	28,7	2953	21/4-10/5	21,80	2,4	53
6/4-15/4	8,55	8,6	73	5/3-20/4	51,93	31,5	1636	11/5-22/5	3,48	2,1	7
10/1-15/4	253,99	21,65	5501	21/4-11/5	38,04	31,2	1189	4/3-22/5	188,48	3,0	574
TOTAL	(127,0) mm	Moyenne	(27,50 Kg/ha)	12/5-26/5	39,14	35,5	1389	TOTAL	(94,24) mm	Moyenne	(2,8 Kg/ha)
				27/5-30/6	34,67	40,5	1404				
				1/7-17/7	6,14	38,5	236				
				TOTAL	461,27 (230,63 mm)	30 Moyenne	13829 (69,1 Kg/ha)				

1979-1980			1980-1981			1981-1982					
Maïs			Blé			Maïs					
DATES	VOLUME LESSIVE l/case	[N NO ₃] mg/l	Qté N NO ₃ LESSIVEE mg/case	DATES	VOLUME LESSIVE l/case	[N NO ₃] mg/l	Qtén. NO ₃ LESSIVEE mg/case	DATES	VOLUME LESSIVE l/case	[N NO ₃] mg/l	Qté N NO ₃ LESSIVEE mg/case
7/1-28/1	27,60	8,2	228	9/2-4/3	28,70	2,5	72	16/12-23/12	49,35	8,7	429
29/1-11/2	71,04	7,8	558	5/3-13/3	40,10	1,1	4,6	24/12-7/1	84,29	9,4	793
12/2-29/2	19,70	8,3	163	14/3-27/3	48,19	1,7	82	8/1-25/1	80,07	11,6	929
1/3-30/3	61,55	7,5	462	28/3-10/4	18,94	1,9	35	26/1-10/2	25,76	11,5	296
21/3-14/4	43,27	8,5	368	11/4-2/5	4,96	2,4	12	11/2-10/3	30,28	11,6	351
15/4-12/5	10,19	9,1	93	9/2-2/5	140,89	1,75	247	11/3-8/4	29,92	11,8	353
13/5-20/6	8,91	11,7	105	TOTAL	(70,4) mm	Moyenne	(1,2 Kg/ha)	9/4-19/5	9,96	13,8	138
21/6-9/7	14,40	11,1	160					21/5-10/6	47,90	14,2	680
10/7-4/8	78,87	11,5	907					11/6-2/7	15,76	13,2	208
7/1-4/8	335,53	9,1	3044					16/12-2/7	373,29	11,2	4177
TOTAL	(167,76 mm)	Moyenne	(15,2 Kg/ha)					TOTAL	(186,64 mm)	Moyenne	(20,9 Kg/ha)

ANNEE AGRICOLE		CULTURE	APPORTS AU PRINTEMPS (ENGRAIS AMMONITRATE) (KgN/ha)		N. DANS LES PARTIES AERIENNES DES PLANTES (KgN/ha)	APPORTS EN AUTOMNE (APRES LA RECOLTE) POUR L'ANNEE SUIVANTE (KgN/ha)	
SEMIS	RECOLTE		QUANTITE	DATES D'APPORT		RESIDUS	AMMONIACAL (NH ₄) ₂ SO ₄
08/05/74	30/10/74	Maïs	148.2	02/05/74	139.0	20.3	90.3
05/12/74	29/07/75	Blé	130	17/03/75 18/04/75	140.3	45.2	0
23/04/76	16/09/76	Maïs	160	02/04/76	94.9	0	0
26/10/76	16/08/77	Blé	140	29/03/77 03/15/77	189.9	63.3	71.5
12/05/78	31/10/78	Maïs	160	10/05/78	215.1	34.6	0
22/11/78	14/08/79	Blé	140	05/03/79 08/05/74	114.7	16.1	0
29/04/80	20/10/80	Maïs	160	06/05/80	185.1	50.2	0
29/10/80	12/08/81	Blé	152	10/03/81 17/04/81	120.6	0	0
21/04/82	18/10/82	Maïs	160	20/04/82	177.9	28.6	0
23/11/82	03/08/83	Blé	140	03/03/83 06/04/83	122.8	0	0

TABLEAU DES DONNEES AGRICOLES SUR LA CASE 11

tableau des donnees de l'ETP decataire (mm/Jour)

	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983
JAN		0.49 0.51 0.43	0.24 0.53 0.59	0.24 0.53 0.59	0.25 0.47 0.55	0.20 0.33 0.54	0.26 0.23 0.21	0.22 0.27 0.30	0.08 0.45 0.11	0.46 0.13 0.31	0.40 0.42 0.81
FEV		0.68 0.73 0.68	0.38 0.49 0.70	0.38 0.49 0.62	0.93 0.92 1.04	0.46 0.35 1.02	0.32 0.31 0.44	0.83 0.53 0.62	0.50 0.48 0.75	0.56 0.54 0.85	0.43 0.70 0.99
MAR		0.87 1.08 1.43	1.01 0.59 1.06	1.01 0.59 1.06	1.50 1.91 1.57	0.87 1.29 1.21	1.04 0.60 1.20	1.07 0.73 1.25	0.97 1.40 1.85	1.14 1.39 1.47	1.04 1.25 1.55
AVR		2.16 2.47 2.09	1.17 1.87 3.24	2.01 2.42 2.60	1.83 1.98 3.01	1.49 1.55 2.27	1.42 2.12 1.69	1.68 2.69 1.75	1.59 2.75 2.23	2.16 2.87 2.57	1.39 2.57 2.60
MAI		2.22 3.30 3.06	2.04 2.98 2.70	3.45 3.25 3.31	2.09 2.98 3.75	1.75 1.84 2.73	2.34 2.92 2.09	2.13 4.13 2.76	2.53 3.15 2.98	2.27 3.84 3.92	2.74 2.81 3.62
JUIN		3.52 3.56 3.23	3.74 3.40 2.69	3.69 4.28 4.92	3.49 2.66 3.31	3.26 2.32 2.72	2.69 3.25 3.69	4.28 3.56 3.16	3.44 4.07 2.53	4.91 3.86 3.82	5.44 4.00 3.37
JUIL		3.93 2.99 3.85	3.31 3.82 3.79	5.03 3.67 3.47	3.67 2.94 2.18	2.50 2.86 2.85	4.06 3.84 3.92	3.07 2.34 3.89	3.67 3.34 3.44	4.89 5.13 3.26	4.60 5.28 4.36
AOUT		3.27 3.23 2.62	3.84 3.12 2.42	3.49 3.48 3.15	2.76 2.13 2.05	2.21 2.46 2.10	3.83 2.92 2.76	3.85 3.27 2.58	2.95 3.27 2.97	2.92 3.48 2.77	3.61 3.80 3.10
SEPT	2.80 2.16 1.49	2.25 1.76 1.20	2.15 1.39 1.56	1.95 1.63 1.71	1.84 1.49 1.23	2.12 1.71 1.42	2.41 2.17 1.28	2.66 2.34 1.65	2.72 2.02 1.57	2.65 2.50 1.79	
OCT	1.29 0.92 0.37	0.82 0.74 0.31	1.16 0.68 0.62	1.47 1.05 0.72	0.84 0.73 0.69	1.04 0.50 0.30	1.25 0.73 0.55	1.31 0.70 0.58	1.46 0.91 0.59	0.98 1.06 0.56	
NOV	0.62 0.24 0.12	0.28 0.62 0.43	0.45 0.31 0.34	0.47 0.29 0.45	0.49 0.44 0.00	0.30 0.14 0.15	0.47 0.22 0.22	0.32 0.36 0.14	0.31 0.62 0.30	0.76 0.42 0.32	
DEC	0.14 0.38 0.17	0.18 0.36 0.48	0.21 0.04 0.29	0.14 0.19 0.35	0.05 0.00 0.44	0.19 0.25 0.37	0.41 0.57 0.22	0.14 0.25 0.11	0.18 0.11 0.17	0.60 0.55 0.23	

donnees a la station de l'INRA de Versailles

tableau des donnees de la temperature mensuelle (C)
dans le sol a -10 cm de profondeur

	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983
JAN		4.4	5.9	5.0	3.9	2.9	0.5	1.3	3.7	3.7	5.0
FEV		3.6	4.7	3.9	5.8	2.7	2.7	5.1	2.7	4.6	2.0
MAR		6.2	5.0	5.8	7.9	6.5	5.3	5.4	7.9	5.9	6.0
AVR		10.4	8.3	10.0	8.4	8.1	8.3	8.8	10.6	9.8	9.0
MAI		13.1	11.6	15.2	12.6	12.4	12.3	12.8	12.6	13.9	12.0
JUIN		16.8	15.2	18.8	15.5	15.5	16.6	15.7	15.8	19.4	18.0
JUIL		18.0	18.5	22.8	17.6	17.1	18.6	16.1	16.5	20.7	22.0
AOUT		19.0	20.0	21.7	16.9	17.1	17.6	17.6	18.4	18.8	20.0
SEPT	18.0	14.7	16.0	16.3	14.9	15.5	15.6	15.6	16.3	17.9	
OCT	11.2	8.8	11.6	13.4	12.4	11.7	12.7	11.0	11.4	12.4	
NOV	6.5	7.2	8.3	8.4	7.7	7.2	7.3	6.2	8.2	8.7	
DEC	4.6	6.6	3.5	4.8	4.8	4.9	5.7	3.5	4.6	5.1	

donnees a la station de Villacoublay

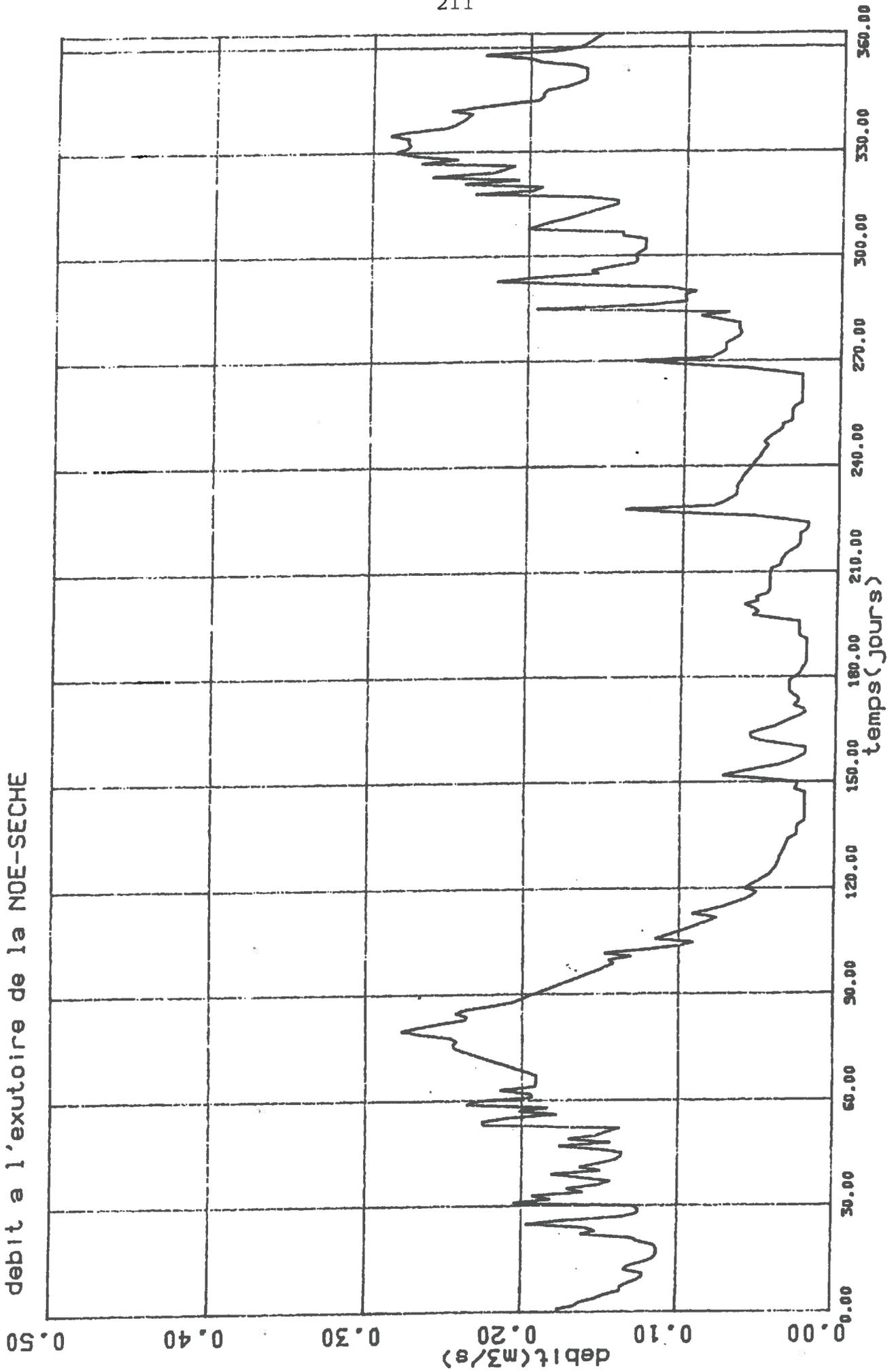
ANNEXE 3

DONNEES SUR LE BASSIN VERSANT DE LA NOE-SECHE

resultat d'observation de debit(M3/S)
a l'exutoire de la Noe-Seche(03/83 - 02/84)

	MARS	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC	JAN	FEV
1	0.	0.129	0.226	0.197	0.054	0.073	0.022	0.037	0.050	0.074	0.125	0.276
2	0.	0.205	0.193	0.181	0.050	0.062	0.020	0.036	0.048	0.074	0.140	0.252
3	0.176	0.181	0.195	0.175	0.046	0.049	0.020	0.034	0.046	0.070	0.140	0.246
4	0.165	0.193	0.214	0.169	0.042	0.036	0.020	0.031	0.049	0.066	0.201	0.242
5	0.162	0.160	0.191	0.163	0.040	0.029	0.020	0.027	0.046	0.064	0.193	0.239
6	0.152	0.171	0.191	0.157	0.038	0.024	0.020	0.025	0.043	0.066	0.185	0.236
7	0.146	0.150	0.191	0.151	0.037	0.020	0.020	0.025	0.039	0.066	0.176	0.250
8	0.136	0.143	0.191	0.146	0.036	0.020	0.020	0.025	0.037	0.066	0.168	0.233
9	0.136	0.159	0.197	0.141	0.036	0.020	0.020	0.025	0.037	0.078	0.160	0.214
10	0.132	0.181	0.204	0.145	0.034	0.035	0.025	0.021	0.031	0.090	0.152	0.194
11	0.126	0.149	0.210	0.130	0.033	0.049	0.025	0.020	0.031	0.072	0.143	0.191
12	0.122	0.163	0.217	0.148	0.032	0.056	0.025	0.020	0.031	0.195	0.143	0.191
13	0.122	0.151	0.224	0.120	0.031	0.055	0.025	0.036	0.031	0.123	0.161	0.188
14	0.134	0.140	0.230	0.100	0.030	0.048	0.025	0.055	0.029	0.059	0.234	0.177
15	0.131	0.136	0.237	0.090	0.025	0.039	0.041	0.106	0.025	0.100	0.197	0.169
16	0.121	0.136	0.243	0.115	0.025	0.035	0.055	0.137	0.025	0.100	0.191	0.164
17	0.115	0.148	0.244	0.108	0.025	0.030	0.051	0.081	0.025	0.093	0.241	0.164
18	0.113	0.176	0.241	0.101	0.024	0.024	0.055	0.074	0.025	0.111	0.206	0.164
19	0.113	0.143	0.246	0.094	0.020	0.020	0.060	0.070	0.025	0.170	0.262	0.164
20	0.113	0.170	0.264	0.088	0.020	0.022	0.051	0.066	0.025	0.220	0.223	0.172
21	0.115	0.152	0.277	0.081	0.020	0.028	0.053	0.066	0.025	0.193	0.215	0.194
22	0.125	0.145	0.265	0.075	0.020	0.025	0.045	0.066	0.025	0.155	0.209	0.200
23	0.130	0.137	0.251	0.092	0.020	0.025	0.044	0.065	0.025	0.160	0.269	0.229
24	0.162	0.225	0.235	0.082	0.020	0.028	0.044	0.063	0.042	0.147	0.245	0.184
25	0.152	0.225	0.235	0.072	0.020	0.031	0.044	0.062	0.061	0.131	0.271	0.169
26	0.159	0.209	0.242	0.065	0.020	0.031	0.044	0.060	0.098	0.130	0.286	0.164
27	0.197	0.177	0.234	0.058	0.020	0.031	0.044	0.058	0.131	0.132	0.278	0.160
28	0.173	0.202	0.218	0.053	0.027	0.031	0.044	0.056	0.083	0.129	0.275	0.157
29	0.135	0.183	0.205	0.050	0.025	0.027	0.043	0.055	0.078	0.125	0.278	0.154
30	0.125	0.235	0.199	0.058	0.025	0.024	0.037	0.053	0.074	0.125	0.277	
31	0.125		0.193		0.048	0.023		0.051		0.125	0.289	

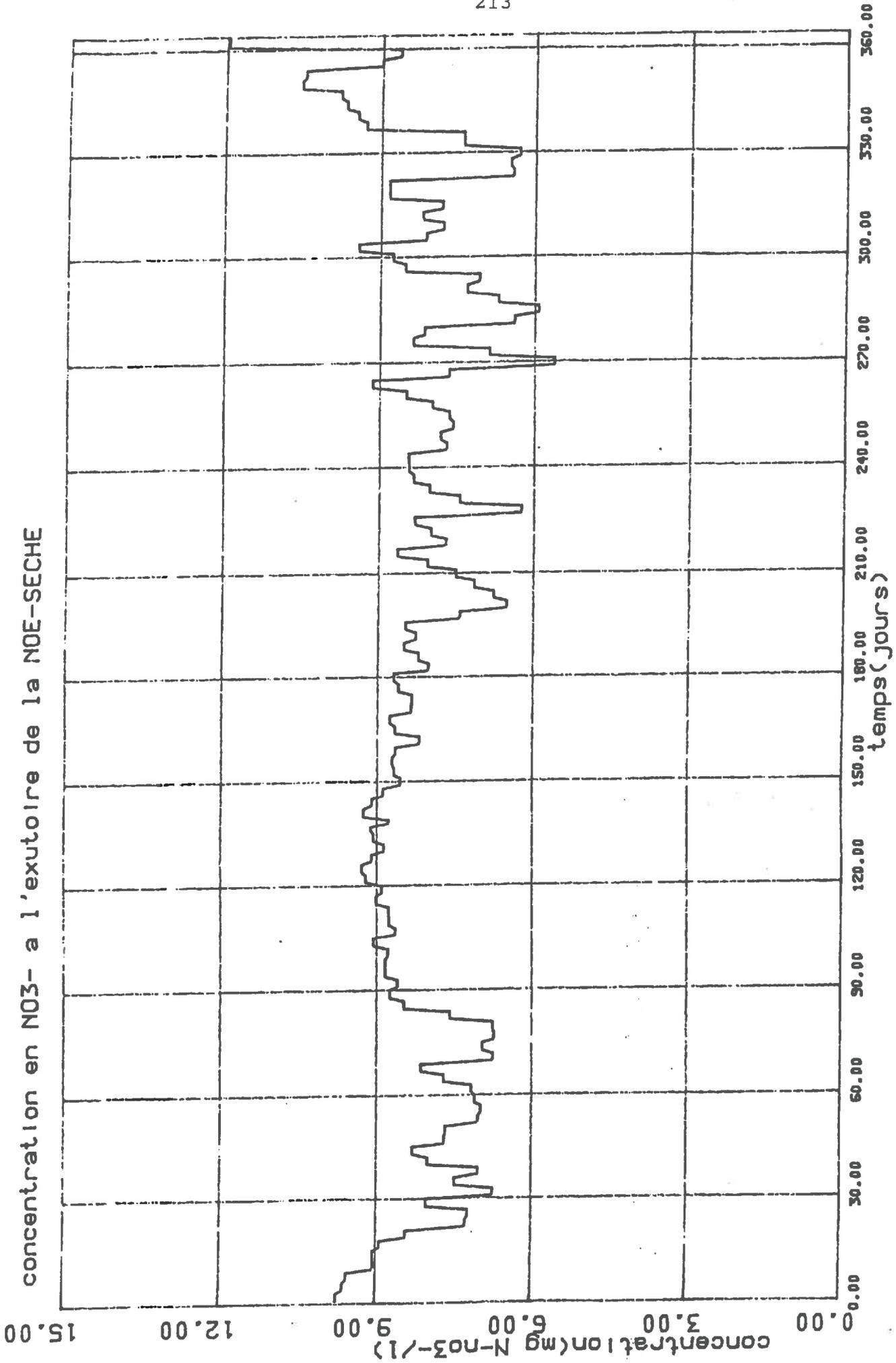
debit a l'exutoire de la NOE-SECHE



resultat d'observation de concentration en NC3-(mg N/l)
 a l'exutoire de la Noe-Seche(03/83 - 02/84)

	MARS	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC	JAN	FEV
1		8.05	-0.01	8.59	9.23	8.69	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	8.12	-0.01
2		6.75	7.18	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	7.69	8.37	-0.01	9.30
3	9.77	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	8.22	8.65	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
4	9.77	-0.01	-0.01	8.84	9.30	8.72	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	7.78	-0.01
5	9.77	7.50	7.71	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	7.82	8.13	-0.01	9.48
6	9.65	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	8.50	7.69	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
7	9.55	-0.01	-0.01	8.84	9.10	8.66	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	8.20	-0.01
8	9.65	7.04	8.16	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	7.57	6.39	-0.01	9.70
9	9.58	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	8.27	8.00	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
10	-0.01	-0.01	-0.01	8.79	8.87	8.20	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	7.80	-0.01
11	-0.01	8.02	6.75	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	7.66	5.92	-0.01	9.80
12	9.05	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	8.47	8.32	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
13	-0.01	-0.01	-0.01	9.08	9.08	8.67	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	8.84	-0.01
14	-0.01	8.32	6.96	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	7.99	6.72	-0.01	10.56
15	9.07	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	7.43	6.24	-0.01	6.72	-0.01	-0.01
16	-0.01	-0.01	-0.01	6.64	9.13	8.77	-0.01	-0.01	-0.01	6.72	-0.01	-0.01
17	-0.01	7.69	6.73	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	8.49	7.33	-0.01	10.49
18	8.93	-0.01	-0.01	-0.01	8.78	-0.01	6.51	7.44	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
19	-0.01	-0.01	-0.01	8.77	-0.01	8.36	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	6.42	-0.01
20	-0.01	7.67	6.77	-0.01	9.28	-0.01	-0.01	-0.01	9.14	7.08	-0.01	9.00
21	8.43	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	6.78	8.04	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
22	-0.01	-0.01	-0.01	8.79	-0.01	8.34	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	6.49	-0.01
23	-0.01	7.03	7.59	-0.01	9.10	-0.01	-0.01	-0.01	7.66	8.53	-0.01	8.65
24	7.29	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	7.15	8.34	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
25	-0.01	-0.01	-0.01	9.02	-0.01	8.60	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	6.30	-0.01
26	-0.01	6.98	8.49	-0.01	8.88	-0.01	-0.01	-0.01	5.62	8.76	-0.01	11.97
27	7.23	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	7.52	8.44	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
28	-0.01	-0.01	-0.01	8.91	-0.01	8.70	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	7.40	-0.01
29	-0.01	7.11	8.75	-0.01	8.55	-0.01	-0.01	-0.01	6.88	9.43	-0.01	-0.01
30	8.05	0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	8.06	8.45	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
31	-0.01		-0.01	-0.01	-0.01	8.02		-0.01		-0.01	7.40	

concentration en NO₃- a l'exutoire de la NOE-SECHE

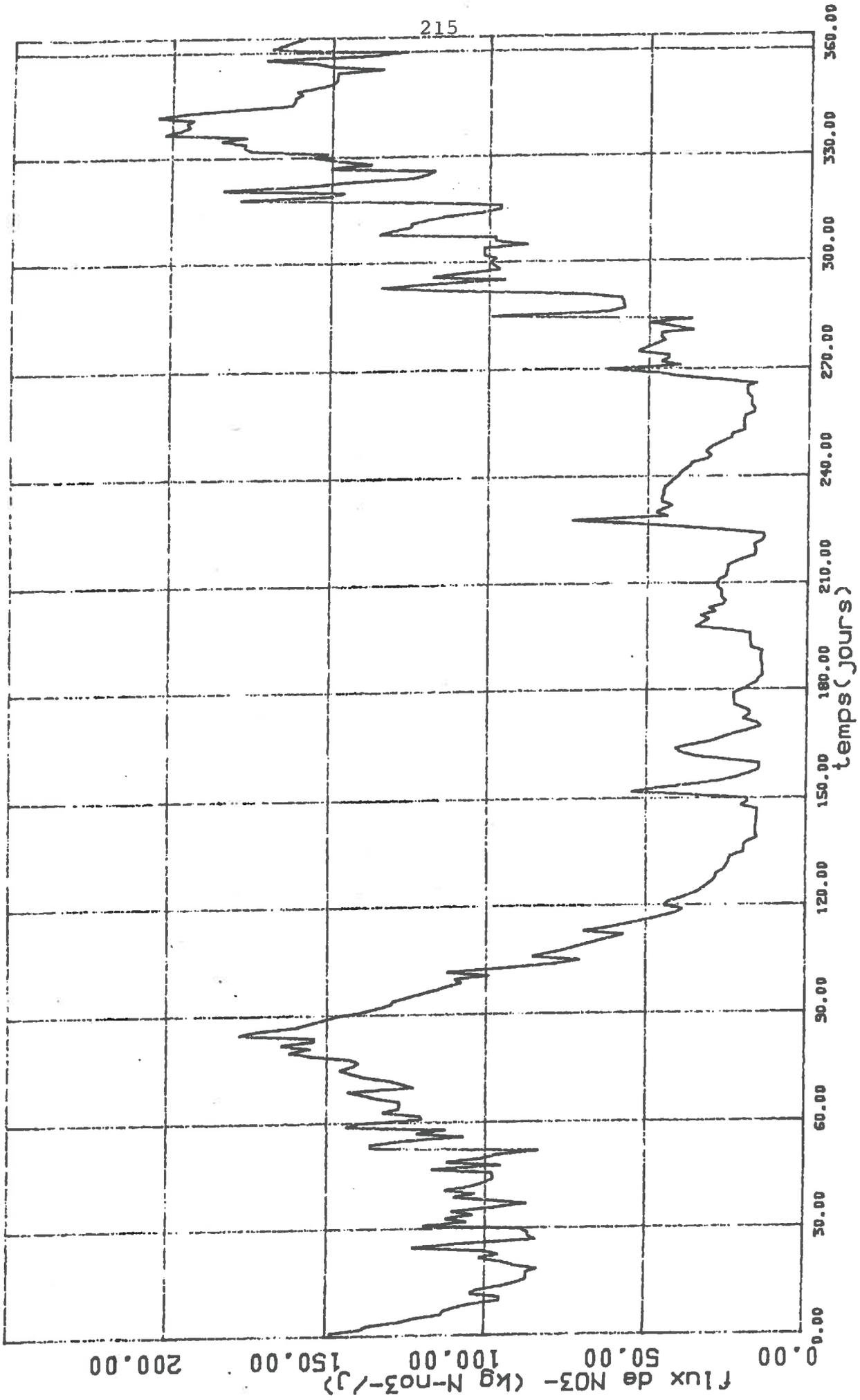


concentration mesurée a l'exutoire de la Noé-Sèche (03/03/83 - 29/02/84)

flux de NO3-(kg N/j) a l'exutoire
de la Noe-Seche(03/83 - 02/84)

	MARS	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC	JAN	FEV
1		83.7	138.8	138.8	43.1	54.8	15.2	25.6	36.5	44.0	87.7	176.5
2		119.6	119.7	134.3	39.9	46.6	13.9	25.1	31.9	53.5	98.2	202.5
3	148.6	105.6	121.0	129.9	36.7	36.8	14.2	25.4	30.6	50.6	98.2	197.7
4	139.3	112.6	132.8	129.1	33.7	27.1	14.2	23.2	32.6	47.7	135.1	194.5
5	136.7	103.7	127.2	124.5	32.1	21.8	14.2	20.2	31.1	45.0	129.7	195.8
6	126.7	110.8	127.2	119.9	30.5	18.1	14.7	16.6	29.1	46.4	124.4	193.3
7	121.7	97.2	127.2	115.3	29.1	15.0	14.7	16.6	26.4	46.4	124.7	204.8
8	113.4	87.0	134.7	111.5	28.3	15.0	14.7	16.6	24.2	36.4	119.0	195.3
9	112.6	96.7	138.9	107.7	28.3	15.0	14.3	17.3	24.2	43.1	113.4	179.3
10	109.3	110.1	143.8	110.1	26.1	24.8	17.9	14.5	20.3	49.7	102.4	162.6
11	104.3	103.2	122.5	98.7	25.3	34.7	17.9	13.8	20.5	36.8	96.4	161.7
12	95.4	112.9	126.6	112.4	24.5	39.7	18.3	14.4	20.5	99.7	96.4	161.7
13	95.4	104.6	130.6	94.1	24.3	41.2	18.3	25.9	20.5	62.9	123.0	159.2
14	104.8	100.6	138.3	78.5	23.5	36.0	18.3	39.5	20.0	57.5	178.7	161.5
15	102.7	97.8	142.5	70.6	19.6	29.2	26.3	57.1	17.3	58.1	150.5	154.2
16	94.8	97.8	146.1	85.8	19.7	26.5	35.3	73.9	17.3	58.1	145.9	149.6
17	90.1	98.3	141.9	80.6	19.7	22.7	32.7	43.7	18.3	58.9	184.1	148.6
18	87.2	116.9	140.1	75.4	18.2	18.2	30.9	47.6	18.3	70.3	157.3	148.6
19	87.2	95.0	143.0	71.2	15.2	14.4	33.7	45.0	18.3	107.7	145.3	148.6
20	87.2	112.7	154.4	66.7	16.0	15.9	28.7	42.4	19.7	134.6	123.7	133.7
21	83.8	100.7	162.0	61.4	16.0	20.2	31.0	45.8	19.7	118.1	119.3	150.9
22	91.0	96.1	155.0	57.0	16.0	18.0	26.4	45.8	19.7	94.8	117.2	155.5
23	94.7	83.2	164.6	69.9	15.7	18.0	25.8	45.2	16.5	117.9	150.8	171.1
24	102.0	136.7	154.1	62.3	15.7	20.2	27.2	45.4	27.8	108.3	137.4	137.5
25	95.7	136.7	154.1	56.1	15.7	23.0	27.2	41.7	40.4	96.5	147.5	126.3
26	100.1	126.0	177.5	50.7	15.3	23.0	27.2	43.2	47.6	98.4	155.7	169.6
27	123.1	106.7	171.6	45.2	15.3	23.0	28.6	42.3	63.6	99.9	151.3	165.5
28	108.1	121.8	159.9	40.8	20.7	23.3	28.6	40.8	40.3	97.6	175.8	162.4
29	84.3	112.4	155.0	38.5	18.5	20.3	27.9	40.1	46.4	101.8	177.7	159.3
30	86.9	144.4	150.4	44.6	18.5	18.0	25.8	38.7	44.0	101.8	177.1	
31	86.9		145.9	35.5	15.9			37.2		101.8	184.8	

flux de NO₃- à l'exutoire de la NOE-SECHE



flux de NO₃⁻ observé à l'exutoire de la Noé-Sèche (03/03/83 - 29/02/84)

donnees pluviometriques (mm/j)
sur le bassin de la Noe-Seche (03/83 - 02/84)

	MARS	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC	JAN	FEV
1	0.	2.5	8.0	5.5	2.3	0.	2.0	1.2	0.	0.	0.1	3.5
2	0.	10.1	4.3	1.4	0.	0.	4.8	1.3	0.	0.	1.3	5.5
3	0.1	9.5	5.4	1.3	0.	0.	4.2	0.2	0.	0.1	10.9	6.7
4	0.	5.8	5.4	0.2	0.	0.	0.9	0.1	0.	0.1	12.9	3.9
5	0.	7.1	2.7	0.	0.	0.1	1.1	0.1	0.	0.	4.5	1.6
6	0.	4.1	1.3	0.	1.1	0.2	0.6	0.2	0.	0.	2.5	1.4
7	0.	2.0	2.6	0.2	1.1	0.1	0.3	0.6	0.1	0.1	3.4	3.5
8	0.1	3.3	2.7	0.2	0.	0.	0.3	0.5	0.1	0.1	5.0	5.1
9	0.2	6.2	0.4	0.	0.	0.3	4.2	0.2	0.1	6.8	3.4	1.8
10	0.2	4.1	3.7	0.	0.	8.4	5.3	0.5	0.	6.8	0.5	0.3
11	0.1	3.3	6.3	0.	0.	8.2	1.6	0.8	0.1	1.1	1.8	0.1
12	0.1	3.2	8.3	2.6	0.	0.1	0.2	0.3	0.1	13.9	5.6	0.
13	2.3	7.0	9.8	2.6	0.	0.1	0.4	6.2	0.1	13.0	7.3	0.
14	3.5	0.1	5.9	0.	0.	0.2	1.6	9.4	0.1	0.1	12.2	0.1
15	1.4	0.1	3.7	0.	0.	0.1	7.5	18.8	0.1	2.0	11.7	0.1
16	0.3	0.1	6.7	2.7	0.	0.1	7.6	17.6	0.	2.5	8.4	0.1
17	0.3	5.0	8.2	2.7	0.	0.1	1.4	3.0	0.9	0.6	7.0	0.1
18	0.1	6.1	5.3	0.	0.	0.1	7.3	1.1	0.9	5.3	3.7	0.
19	0.1	1.2	8.8	0.	0.	1.4	8.2	1.3	0.2	8.6	7.5	2.0
20	0.3	4.8	13.1	0.	0.	6.3	1.1	1.2	0.1	12.7	5.4	6.1
21	2.0	5.1	8.2	0.	0.	6.2	2.5	0.1	0.1	9.6	0.9	7.1
22	2.9	2.4	2.4	0.	0.	2.1	2.4	0.	0.1	3.4	3.2	11.1
23	4.3	3.2	1.2	2.7	0.	0.8	0.2	0.	0.1	4.2	12.2	12.0
24	8.0	10.7	1.1	2.7	0.	0.	0.	0.2	0.1	0.1	14.4	4.0
25	8.0	15.4	0.2	0.	0.	0.	0.2	0.3	3.9	1.3	9.8	0.1
26	3.4	6.6	0.2	0.	0.	0.1	0.3	0.2	8.8	3.4	11.4	0.9
27	8.3	1.6	0.1	0.	0.	0.2	0.4	0.2	15.9	2.2	11.2	1.5
28	8.2	3.5	0.1	0.	0.	0.1	0.3	0.2	12.7	0.3	6.8	1.5
29	0.3	4.2	0.1	0.	0.	0.1	0.2	0.2	2.4	0.3	3.8	0.9
30	0.8	7.4	0.3	2.3	0.	0.1	0.2	0.1	1.8	0.3	5.8	
31	1.1		5.3		0.	1.2		0.6		0.2	4.8	

donnees d'ETP mensuelles(03/83 - 02/84)
de la station meteo de ROSTRENEM

```

=====
::      mois      :MARS: AVR: MAI: JUIN: JUIL: AOUT: SEPT: OCT: NOV: DEC: JAN: FEV:
::-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:
::valeurs(mm/jour): 1.6: 2.1: 2.8: 3.2: 3.3: 2.7: 1.8: 0.8: 0.7: 0.3: 0.3: 0.5:
=====

```

donnees de temperatures decadaires(03/83 - 02/84)
de la station meteo de ROSTRENEM
a -20cm de profondeur dans le sol

```

=====
::      mois:MARS  AVR   MAI   JUIN  JUIL  AOUT  SEPT  OCT   NOV   DEC   JAN   FEV:
::-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:-----:
::      :6.20  6.55  9.78  15.22  17.18  17.89  16.02  15.24  10.83  6.11  6.38  6.46:
::T( C):7.54  7.50  9.89  14.86  20.55  18.06  13.75  12.05  8.62  5.68  6.21  4.01:
::      :6.93  8.01  10.63  15.87  19.08  17.47  15.27  9.30  7.70  7.74  4.92  3.92:
=====

```


ANNEXE 4

DONNEES SUR LA PLAINE DE VALENCE

NUMEROTATION DES COMMUNES DE LA PLAINE DE VALENCE
DANS UN ORDRE ALPHABETIQUE

=====

- 1 = ALIXAN
- 2 = ALLEX
- 3 = AMBONIL
- 4 = BARBIERES
- 5 = BARCELONE
- 6 = LA BAUME CORNILLANE
- 7 = BEAUCHASTEL
- 8 = BEAUMON-LES-VALENCE
- 9 = BEAUMONT MONTEUX
- 10 = BEAUREGARD BARET
- 11 = BEAUVALLON
- 12 = BESAYES
- 13 = BOURG-DE-PEAGE
- 14 = BOURG-LES-VALENCE
- 15 = CHABEUIL
- 16 = CHABRILLAN
- 17 = CHARPEY
- 18 = CHATEAUDOUBLE
- 19 = CHATEAUNEUF SUR ISERE
- 20 = CHATUZANGE LE GOUBET
- 21 = COMBOVIN
- 22 = CORNAS
- 23 = CREST
- 24 = ETOILE SUR RHONE
- 25 = EURRE
- 26 = GIGORS
- 27 = GRANE
- 28 = GRANGE-LES-BEAUMONT
- 29 = GUILHERAND
- 30 = LIVRON SUR DROME
- 31 = LORIOLE SUR DROME
- 32 = MALISSARD
- 33 = MARCHES
- 34 = MONTELEGER
- 35 = MONTELIER
- 36 = MONTMEYRANT
- 37 = MONTOISON
- 38 = MONTVENDRE
- 39 = OURCHES
- 40 = PEYRUS
- 41 = PORTE-LES-VALENCE
- 42 = PONT DE L'ISERE
- 43 = ROCHEFORT-SAMSON
- 44 = ROMANS SUR ISERE
- 45 = ST-GEORGES-LES-BAIN
- 46 = ST-MARCEL-LES-VALENCE
- 47 = ST-PERAY
- 48 = ST-VINCENT-LA-COMMANDERIE
- 49 = UPIE
- 50 = VALENCE
- 51 = VAUNAVEYS LA ROCHETTE
- 52 = LA VOULTE SUR RHONE

PRODUCTIONS VEGETALES DES COMMUNES
DE LA PLAINE DE VALENCE

=====

No commune	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1	2828.2370.	564.	95.	756.	205.	14.	15.	125.	17.	396.	2800.	
2	1960.1318.	178.	40.	585.	197.	18.	22.	101.	15.	14.	2100.	
3	195.	170.	26.	2.	65.	33.	2.	0.	6.	2.	1. 100.	
4	1053.	343.	45.	13.	11.	17.	2.	214.	25.	0.	0.1400.	
5	800.	441.	127.	22.	76.	36.	96.	58.	90.	4.	1. 900.	
6	1410.	555.	133.	67.	77.	96.	29.	37.	83.	3.	1.1400.	
7	373.	262.	11.	6.	9.	7.	4.	29.	2.	5.	183. 100.	
8	1728.1152.	226.	24.	351.	150.	7.	30.	113.	12.	115.	1750.	
9	1256.	887.	119.	12.	199.	87.	5.	4.	37.	120.	228. 400.	
10	2273.	771.	118.	29.	138.	39.	54.	272.	68.	3.	3. 500.	
11	302.	138.	20.	2.	36.	26.	1.	9.	16.	3.	6. 400.	
12	962.	911.	277.	73.	259.	113.	14.	15.	101.	5.	5. 975.	
13	1391.	918.	219.	33.	196.	106.	29.	33.	80.	7.	139.1400.	
14	1881.	980.	181.	43.	160.	91.	17.	3.	15.	18.	354.1900.	
15	3884.2709.	758.	251.	690.	347.	33.	55.	309.	15.	70.	4175.	
16	1628.1075.	81.	42.	357.	186.	27.	61.	128.	10.	13.	400.	
17	1507.1287.	313.	117.	374.	163.	20.	48.	179.	5.	6.	1650.	
18	1737.	871.	224.	67.	225.	122.	19.	42.	84.	3.	0.1625.	
19	4298.3712.	790.	122.	714.	272.	46.	321.	123.	67.	1000.	4500.	
20	2699.1862.	544.	143.	493.	242.	30.	87.	141.	7.	26.	3075.	
21	3499.1939.	74.	7.	5.	42.	70.	1512.	122.	2.	1.	2900.	
22	424.	300.	17.	2.	2.	31.	11.	67.	36.	69.	15. 100.	
23	2192.1406.	260.	70.	181.	206.	55.	112.	226.	11.	25.	900.	
24	3768.2569.	661.	68.	690.	324.	25.	29.	202.	27.	267.	3950.	
25	1745.	954.	193.	13.	212.	134.	6.	7.	141.	9.	13.1700.	
26	3451.1247.	39.	13.	5.	34.	46.	979.	85.	2.	1.	800.	
27	4338.1712.	164.	74.	466.	353.	29.	121.	216.	11.	111.	400.	
28	843.	745.	74.	9.	119.	46.	5.	16.	30.	23.	321. 100.	
29	302.	227.	55.	40.	5.	46.	0.	10.	8.	14.	45. 100.	
30	3817.2816.	445.	0.	867.	204.	17.	22.	103.	54.	896.	4250.	
31	2632.1712.	218.	4.	384.	88.	11.	8.	64.	33.	723.	200.	
32	989.	706.	121.	16.	141.	74.	7.	4.	55.	4.	233. 875.	
33	1322.1147.	302.	120.	209.	169.	20.	173.	117.	3.	17.	1125.	
34	930.	726.	146.	29.	121.	122.	8.	22.	88.	8.	74. 800.	
35	2392.1933.	612.	169.	455.	223.	21.	44.	227.	7.	11.	2600.	
36	2291.1830.	450.	121.	485.	278.	33.	31.	260.	12.	10.	2350.	
37	1538.1267.	253.	52.	489.	160.	13.	10.	136.	24.	8.	1600.	
38	1752.1503.	328.	101.	453.	151.	3.	46.	229.	9.	13.	1550.	
39	898.	289.	62.	30.	35.	49.	7.	17.	54.	3.	5. 900.	
40	1007.	304.	93.	19.	73.	27.	1.	33.	35.	0.	0. 975.	
41	1358.1002.	143.	34.	158.	99.	4.	3.	37.	13.	340.	1500.	
42	988.	684.	52.	10.	101.	41.	2.	0.	35.	82.	320. 300.	
43	2699.1542.	253.	106.	178.	130.	24.	723.	121.	5.	9.	2325.	
44	3308.1615.	327.	96.	218.	202.	29.	96.	223.	31.	63.	300.	
45	517.	293.	22.	7.	3.	24.	9.	9.	63.	9.	64. 200.	
46	1450.1190.	267.	61.	215.	146.	11.	5.	57.	16.	333.	1500.	
47	1181.	766.	76.	2.	17.	30.	9.	328.	33.	53.	75. 100.	
48	1290.	452.	106.	35.	30.	71.	21.	81.	92.	2.	1.1250.	
49	1915.1050.	159.	41.	313.	156.	15.	14.	161.	15.	41.	2100.	
50	3669.1786.	503.	85.	326.	191.	20.	23.	119.	17.	157.	3800.	
51	1661.1161.	314.	196.	274.	250.	10.	15.	68.	7.	11.	2100.	
52	314.	206.	10.	3.	16.	4.	9.	15.	3.	11.	122. 400.	

I = SURFACE TOTALE; II = S.A.U.; III = BLE; IV = ORGE D'HIVER; V = MAIS;
VI = ORGE ESCOURGEON; VII = CULTURES FOURRAGERES; VIII = SURFACES TOUJOURS
EN HERBRES; IX = LUZERNES; X = VIGNES; XI = VERGERS; XII = SURFACE PRISE
PAR LE MODELE D'APRES LA CARTE DE MAILLAGE

PRODUCTION ANIMALE DES COMMUNES
DE LA PLAINE DE VALENCE

No Commune	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1	25	673	26	162	232	313	8	1030	994	75613	87905	279178
2	18	271	8	71	609	968	63	1320	587	654	73289	76331
3	0	204	0	0	0	0	0	220	32	30	30947	31049
4	63	132	24	89	37	43	1	21	83	223	4288	4857
5	10	15	3	187	336	512	50	283	107	322	6030	22915
6	11	132	1	123	818	1278	0	63	324	10304	45184	133325
7	4	4	0	42	0	0	0	0	9	114	40	206
8	29	556	26	129	156	225	32	1367	348	13338	14500	39942
9	5	99	20	81	40	64	0	23	163	589	6236	7144
10	91	182	13	287	266	557	0	1365	174	30288	8790	47081
11	0	0	1	27	14	22	0	3	44	12217	120	24345
12	61	112	1	121	40	81	24	142	493	18698	66950	152442
13	103	448	14	86	30	40	60	829	379	13358	18091	46177
14	19	253	20	22	27	31	0	65	172	5931	14789	20883
15	60	516	18	366	530	1313	56	1821	971	126332	188242	366395
16	40	53	7	146	487	665	78	992	607	101843	73527	194038
17	66	275	95	302	470	717	50	2693	582	27668	103385	173474
18	38	283	8	234	193	239	70	1672	423	30651	65120	129168
19	33	1493	52	295	397	467	0	1100	1032	59883	76968	175104
20	75	842	50	189	250	314	0	1219	476	201475	119343	442392
21	130	580	69	244	598	907	1	480	151	11777	26392	38304
22	18	19	7	49	90	106	0	4	106	363	321	784
23	31	273	5	387	317	681	0	504	1280	9687	38929	73842
24	90	652	13	108	936	1413	252	4720	541	36585	69052	179348
25	6	137	4	107	258	790	3	798	861	21793	61341	111918
26	33	131	29	184	1243	1518	0	377	227	319	14569	45032
27	33	48	7	525	578	867	334	3112	376	43806	52730	111839
28	9	11	6	45	78	104	0	13	201	525	23797	44183
29	0	0	3	3	29	43	0	0	28	109	2	115
30	26	408	1	23	292	445	69	953	252	23586	22284	85467
31	12	135	0	23	500	831	0	271	358	41299	27020	82604
32	12	20	15	115	95	102	0	132	203	8545	6044	15332
33	39	207	74	158	670	1390	52	1213	325	106257	66886	305546
34	29	140	6	45	410	622	121	915	367	25448	34338	66274
35	72	439	14	201	36	228	24	2493	382	58317	198428	294589
36	24	98	10	572	1975	4413	8	1723	1190	193052	157812	425639
37	13	437	9	190	482	640	282	2367	564	21178	135960	296455
38	25	540	10	250	834	991	146	3929	328	66038	55491	141386
39	0	0	10	67	206	340	0	9	80	104	10000	10150
40	26	39	4	16	55	56	3	500	148	162	68656	101445
41	20	272	3	30	100	142	0	26	179	8529	59615	68222
42	6	211	0	88	25	33	16	297	155	513	110	800
43	87	487	90	167	679	978	5	490	201	37216	76100	191955
44	183	306	26	370	14	16	0	67	924	3784	11043	36172
45	7	33	4	175	65	107	0	304	77	467	59	650
46	26	267	8	75	58	97	0	9	686	21097	8060	29248
47	139	175	42	334	162	291	0	12	302	1266	598	2117
48	60	110	38	99	78	90	0	224	170	11255	3609	23609
49	1	56	4	61	907	1053	0	31	408	40969	109613	268698
50	77	404	8	137	56	94	112	894	525	35601	56035	113701
51	11	337	1	90	243	571	0	2706	43	53101	1158610	276004
52	0	0	7	14	0	1	0	2	45	161	32	221

= VACHES LAITIÈRES; II = TOTAL BOVINS; III = JUMENTS;
V = CHEVRES; VI = BREBIS-MÈRES; VII = TOTAL OVINS; VIII = TRUIES-MÈRES
IX = TOTAL PORCIN; X = LAPINES-MÈRES; XI = POULES-POULETTES;
XII = POULETS DE CHAIR; XII = TOTAL VOLAILLES.

RESULTATS DE SIMULATION DU LESSIVAGE DES NITRATES SUR LA PLAINE DE VALENCE
 BILAN PAR COMMUNE ET SUR TOUTE LA PERIODE SIMULEE
 (LES DIFFERENTS FLUX CALCULES PAR LE MODELE MORELN)

***	AORG	AAMM	ANIT	AAZU	ENITR	FSUR	ENITR	FMI	FNI	FRA	FRH	FAB	FSUL	FNUN	B	Kab
1	576.	835.	643.	2053.	56.	586.	983.	1036.	640.	156.	1030.	460.	478.	232.	1.16	
2	344.	639.	523.	1506.	42.	481.	915.	882.	137.	826.	457.	184.	435.	184.	0.84	
3	2142.	1341.	627.	4110.	22.	605.	1600.	1639.	1048.	267.	1044.	942.	959.	213.	1.12	
4	86.	96.	69.	251.	15.	54.	320.	230.	145.	27.	114.	158.	165.	96.	0.55	
5	253.	392.	307.	951.	44.	263.	759.	637.	403.	75.	576.	279.	296.	195.	1.00	
6	477.	382.	221.	1080.	33.	188.	712.	599.	379.	90.	340.	379.	394.	113.	0.76	
7	88.	325.	297.	709.	25.	272.	839.	696.	428.	127.	420.	432.	442.	196.	0.63	
8	402.	597.	462.	1460.	45.	417.	936.	864.	533.	122.	824.	380.	404.	181.	0.91	
9	250.	575.	492.	1316.	36.	36.	456.	995.	922.	575.	176.	670.	543.	555.	190.	0.79
10	1354.	989.	137.	2081.	18.	18.	120.	1037.	918.	560.	167.	265.	631.	650.	98.	0.49
11	298.	364.	266.	928.	22.	23.	244.	962.	760.	472.	133.	463.	443.	466.	121.	0.64
12	646.	908.	695.	2248.	58.	637.	1305.	1271.	799.	155.	1150.	623.	639.	272.	1.69	
13	408.	567.	431.	1406.	36.	394.	882.	854.	527.	159.	645.	453.	463.	181.	0.99	
14	116.	395.	356.	867.	30.	326.	855.	736.	455.	147.	495.	437.	450.	135.	0.67	
15	543.	667.	486.	1696.	50.	51.	436.	1122.	1017.	636.	139.	908.	443.	466.	197.	1.24
16	3085.	1422.	394.	4901.	25.	369.	1189.	1494.	922.	293.	751.	801.	810.	173.	0.81	
17	843.	879.	598.	2320.	43.	43.	555.	1496.	866.	187.	1058.	688.	705.	250.	1.46	
18	603.	528.	328.	1460.	45.	45.	283.	714.	434.	113.	450.	423.	433.	137.	0.86	
19	370.	692.	569.	1630.	38.	38.	530.	992.	978.	611.	152.	469.	482.	237.	1.19	
20	854.	769.	485.	2108.	51.	51.	434.	1171.	1099.	682.	155.	861.	574.	191.	1.22	
21	236.	109.	31.	376.	6.	6.	25.	200.	158.	101.	8.	133.	56.	64.	0.80	
22	394.	369.	238.	1002.	10.	10.	228.	1328.	983.	633.	158.	512.	566.	584.	178.	0.81
23	643.	508.	285.	1456.	19.	19.	247.	1229.	1008.	634.	162.	599.	534.	551.	161.	0.97
24	510.	650.	479.	1639.	38.	39.	441.	1131.	1006.	632.	151.	825.	509.	531.	183.	1.03
25	420.	433.	291.	1144.	20.	20.	271.	996.	819.	510.	146.	502.	472.	482.	129.	0.73
26	608.	217.	14.	839.	3.	3.	11.	192.	197.	126.	11.	111.	98.	105.	109.	0.53
27	3288.	1338.	250.	4857.	19.	19.	231.	1214.	1461.	902.	313.	368.	977.	983.	110.	0.56
28	1636.	1096.	581.	3284.	46.	46.	505.	1051.	1244.	767.	249.	811.	686.	694.	223.	0.83
29	85.	563.	536.	1184.	78.	79.	458.	900.	823.	501.	69.	1094.	186.	222.	211.	1.60
30	176.	621.	563.	1360.	54.	54.	509.	962.	925.	571.	161.	703.	588.	603.	203.	0.79
31	2946.	1412.	430.	4788.	41.	42.	389.	1231.	1528.	940.	302.	540.	1052.	1057.	171.	0.62
32	164.	545.	490.	1198.	38.	38.	452.	951.	863.	538.	139.	784.	419.	437.	197.	0.90
33	1598.	1062.	528.	3189.	39.	39.	490.	1592.	1513.	961.	193.	1076.	748.	763.	258.	1.70
34	778.	704.	446.	1927.	27.	27.	419.	1170.	1064.	671.	156.	865.	488.	507.	201.	1.20
35	674.	766.	540.	1980.	55.	55.	486.	1137.	1068.	666.	124.	1094.	378.	404.	224.	1.47
36	1212.	937.	532.	2681.	52.	53.	479.	1099.	1109.	687.	121.	1153.	368.	397.	225.	1.34
37	1078.	976.	617.	2671.	34.	34.	583.	1272.	1246.	787.	176.	1095.	590.	613.	230.	1.15
38	1121.	934.	559.	2614.	73.	74.	485.	1133.	1133.	702.	120.	1176.	379.	408.	237.	1.27
39	98.	196.	162.	455.	24.	25.	137.	609.	455.	278.	78.	241.	306.	325.	90.	0.58
40	432.	335.	190.	957.	33.	34.	157.	310.	330.	208.	44.	208.	242.	249.	85.	0.53
41	250.	543.	459.	1252.	36.	36.	424.	866.	824.	511.	153.	674.	434.	447.	179.	0.84
42	546.	649.	466.	1661.	35.	35.	431.	1071.	984.	614.	169.	745.	529.	548.	190.	0.63
43	510.	384.	214.	1108.	33.	35.	181.	682.	599.	374.	74.	392.	332.	342.	176.	1.02
44	1211.	649.	246.	2106.	21.	21.	225.	994.	964.	596.	200.	408.	581.	591.	119.	0.73
45	542.	329.	149.	1020.	15.	15.	134.	1218.	892.	559.	139.	410.	524.	549.	126.	0.55
46	202.	641.	574.	1417.	49.	49.	525.	858.	887.	547.	150.	858.	409.	418.	224.	1.23
47	2163.	840.	120.	3123.	10.	10.	111.	1095.	1132.	702.	212.	442.	586.	594.	159.	0.79
48	199.	211.	145.	556.	26.	28.	119.	393.	331.	208.	43.	187.	232.	240.	105.	0.68
49	520.	525.	351.	1397.	22.	22.	329.	1120.	926.	581.	147.	640.	511.	536.	149.	0.74
50	225.	371.	295.	890.	31.	32.	263.	868.	710.	437.	132.	457.	417.	439.	117.	0.75
51	799.	801.	534.	2134.	57.	58.	477.	951.	956.	600.	112.	956.	392.	410.	204.	1.50
52	22.	398.	392.	812.	35.	36.	356.	836.	737.	453.	148.	424.	531.	541.	176.	0.53
moyen	557.	610.	424.	1591.	39.	40.	385.	952.	887.	553.	133.	720.	445.	462.		