

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 MARSILY

E. LEDOUX

A. MARIOTTI

B. CAUSSADE

G. GIRARD

S. HENIN

L. ZILLIOX

Président

Rapporteur

Rapporteur

Examineur

Examineur

Examineur

Examineur

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.

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

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.

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

BIBLIOGRAPHIE