

**EVALUATION DES PERTES DE COMPOSÉS
AZOTÉS DANS LES EAUX SOUTERRAINES
LORS DE L'ÉPANDAGE DES FUMIERS ET
LISIERS. DÉVELOPPEMENT D'UN OUTIL
D'ÉVALUATION.**

Projet PARDE-Fumier-89-2
Dossier No 3331.05.90.09
Ministère de l'Environnement du Québec
Direction de la recherche et des technologies environnementales
2360, chemin Ste-Foy, Sainte-Foy, Québec, G1V 4H2

**Evaluation des pertes de composés azotés dans les eaux souterraines
lors de l'épandage des fumiers et lisiers
Développement d'un outil d'évaluation**

**Rapport d'étape No 1
Revue bibliographique**

par

**Olivier Banton
Pierre Lafrance
Oscar Camara
Jean-Pierre Villeneuve**

26 mars 1991

Institut National de la Recherche Scientifique, INRS-Eau
2800, Einstein, CP 7500, Sainte-Foy, Québec, G1V 4C7

Rapport Scientifique INRS-Eau No R-309

Chapitre 1. INTRODUCTION	1-1
Chapitre 2. PROBLÉMATIQUE DES NITRATES SUR LA QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES	2-1
2.1 Introduction	2-1
2.2 Problématique des nitrates et de la qualité des eaux souterraines	2-3
2.2.1 Eaux souterraines	2-5
2.2.2 Eaux de drainage agricole	2-8
2.2.3 Epandage de fumiers et lisiers	2-12
Chapitre 3. MÉTHODES D'ÉVALUATION DES RISQUES	3-1
3.1 Introduction	3-1
3.2 Notion de vulnérabilité	3-1
3.3 Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité	3-3
3.4 Résultats des méthodes d'évaluation	3-5
3.5 Choix de la méthode d'évaluation	3-6
Chapitre 4. PROCESSUS DE TRANSFORMATION ET FACTEURS DU MILIEU	4-1
4.1 Introduction	4-1
4.2 Le cycle de l'azote	4-2
4.3 Processus	4-3
4.3.1 Processus gouvernant les entrées en azote	4-4
4.3.2 Processus gouvernant les sorties en azote	4-5
4.3.3 Processus gouvernant les transformations internes	4-7
4.3.4 Influence des propriétés transitoires du sol	4-8
4.4 Expressions mathématiques des processus	4-9
4.4.1 Adsorption-désorption de l'ammonium	4-10
4.4.2 Autres transformations biochimiques internes	4-11
4.4.3 Prélèvement de nitrates par les plantes	4-12
4.4.4 Correction des paramètres biochimiques	4-7
Chapitre 5. REVUE DES MODELES MATHÉMATIQUES	5-1
5.1 Introduction	5-1
5.2 Typologie des modèles de transport des formes azotées	5-3
5.3 Hypothèses simplificatrices de modélisation	5-5
5.4 Modèles mécanistiques	5-6
5.5 Modèles à réservoirs	5-7
5.6 Revue des modèles existants	5-9
5.7 Spatialisation de l'évaluation	5-11
Chapitre 6. CONCLUSION	6-1
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	bib-1

CHAPITRE I

INTRODUCTION

Ce rapport constitue la première étape prévue dans le développement d'un outil d'évaluation des pertes de composés azotés dans les eaux souterraines en milieu agricole. Il a pour principal objectif de dégager, à travers une revue de la littérature récente, la problématique et les actuelles méthodes d'étude du destin des nitrates dans l'eau souterraine, nitrates ayant pour origine l'épandage aux champs agricoles de fumiers et lisiers. La valorisation agronomique de plus en plus intensive au Québec de ces fumures organiques naturelles soulève en effet depuis tout récemment la question concernant l'impact de ces épandages sur la qualité des différents éléments des agro-écosystèmes.

Parmi ces éléments, l'eau souterraine est apparue comme une ressource vulnérable à l'utilisation excessive ou irrationnelle des fumiers et lisiers comme source d'azote en agriculture. Cette vulnérabilité à la contamination par les nitrates est fonction de nombreux facteurs incluant les propriétés de l'azote, la pédogéochimie, l'hydrogéologie, les pratiques agricoles et d'épandage de fumiers et lisiers, ainsi que l'usage prévu de l'eau souterraine comme source d'eau d'alimentation ou d'irrigation.

L'objectif d'une étude de la vulnérabilité d'un système d'eau souterraine est de quantifier le potentiel de risque de contamination, ainsi que ses conséquences possibles sur l'exploitation de l'eau. Une telle étude permet d'identifier les éléments nécessaires, tant pour la prévention que pour les mesures à mettre en place lorsque des composés indésirables affectent l'utilisation des ressources. La détermination de la vulnérabilité d'un site conduit à devoir évaluer le potentiel de détérioration de la ressource. Ceci peut se faire en considérant la quantité d'intrants susceptible d'atteindre la ressource, et ainsi de compromettre la qualité de l'eau consommée. Cette quantité convertible en concentration peut être comparée à des critères de potabilité et d'exploitation.

Le présent projet propose le développement d'un outil d'évaluation qui prenne en compte les caractéristiques du milieu naturel québécois et la nature des fumiers et lisiers. L'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les nitrates doit être faite en tenant compte du cheminement et de l'évolution dans le sol des différentes formes azotées provenant des fumiers.

Cette première étape du travail a ainsi consisté en une revue bibliographique approfondie de toutes les méthodes d'évaluation et de contrôle des risques d'arrivée de nitrates dans les eaux suite à l'épandage de fumiers et lisiers. Cette phase a permis de préciser l'importance réelle des problèmes dans le contexte québécois, de définir les connaissances essentielles nécessaires pour la prise en compte des processus affectant le destin de l'azote dans le sol, et de dégager, parmi les approches prédictives actuelles, les principaux éléments de modélisation du transport des nitrates dans le sol.

L'élaboration d'un outil d'évaluation des pertes de nitrates vers les eaux souterraines doit prendre en compte de nombreux aspects principalement liés aux comportements des agro-écosystèmes et des contaminations diffuses, à l'optimisation des rendements agricoles et à la gestion-utilisation de l'eau souterraine. La problématique du destin des nitrates dans les sols agricoles a la particularité de devoir considérer cette forme d'azote minéral à la fois comme un nutriment essentiel aux cultures mais aussi comme un contaminant potentiel des eaux souterraines. En ce sens, les risques de contamination résulteront de la compétition entre le prélèvement par les plantes et l'entraînement par l'eau, en regard des besoins versus les apports. L'évaluation des risques de contamination doit ainsi prendre en compte *a priori* tous les concepts phénoménologiques liés au cycle de l'azote, aux interactions dans le système sol-eau-plante, et aux processus de transport avec l'eau.

La présente revue de littérature permet de discuter de l'état des connaissances sur ces concepts et de dégager les principaux éléments qui peuvent être utilisés dans l'optique d'une méthodologie d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines. Cette approche critique permet d'identifier les principaux éléments que doit prendre en compte un outil d'évaluation, en regard d'une part des conditions réelles rencontrées sur le terrain, et d'autre part des exigences liées à l'application pratique de l'évaluation.

Enfin, ce rapport se compose de quatre principaux chapitres se rapportant respectivement à la problématique de la contamination par les nitrates, au concept d'évaluation des risques, au cycle de l'azote dans le sol, et à la modélisation de son destin dans le sol et l'eau souterraine. Une revue critique a été réalisée en ce sens au travers de multiples approches et études, dont nous exposons ci-après les résultats. Ceci constitue la base de notre réflexion à partir de laquelle nous établirons nos choix concernant les processus et les approches mathématiques répondant le mieux à nos besoins d'évaluation et donc à privilégier pour le développement de notre outil d'évaluation des pertes de composés azotés dans les eaux souterraines lors de l'épandage des fumiers et lisiers en milieu agricole. Ces choix, qui reposeront par ailleurs sur des hypothèses simplificatrices et leur nécessaire vérification-validation scientifique, seront exposés ultérieurement lors de l'établissement du modèle à développer.

CHAPITRE II

PROBLÉMATIQUE DES NITRATES SUR LA QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES

2.1 Introduction

Tous les experts, agronomes ou économistes, s'accordent à dire que l'augmentation de la production agricole reste la voie principale et indispensable pour répondre au défi de l'accroissement prévu de la population mondiale d'ici au troisième millénaire. Etant donné que les espaces vierges disponibles sont très limités, ce n'est à l'évidence que par l'accroissement des rendements des zones cultivées actuelles, plutôt que par la mise en valeur des nouvelles terres, que cette augmentation de production peut se réaliser (Ignazini, 1987; Henin et Sebillote, 1981).

Le rôle de la fertilisation, et surtout des engrais azotés, est à cet égard responsable de 40% à 50% de la production végétale. En même temps que se développaient des systèmes de culture intensive faisant appel aux techniques modernes, les gouvernements et les spécialistes des pays industrialisés se sont interrogés sur l'impact de ces pratiques sur la qualité des différentes composantes des agro-écosystèmes.

Il est bien connu que les engrais chimiques azotés sont essentiels à la croissance des plantes, puisqu'ils font partie intégrante de la vie des cellules et que les plantes en réclament une grande quantité. Il apparaît donc que le développement, au siècle dernier, des engrais chimiques est à l'origine d'une révolution de l'agriculture qui a permis à l'homme d'augmenter presque à volonté les capacités de la production alimentaire. Lorsqu'ils sont appliqués sous une forme convenable et en quantités adéquates, les engrais azotés permettent la croissance végétale sans limite nutritionnelle. Par contre, l'usage abusif de ces mêmes engrais peut avoir des répercussions indésirables ou néfastes sur l'environnement. C'est ainsi que les environmentalistes ont identifié l'usage

inadéquat des engrais comme source potentielle de certaines nuisances à la santé humaine (Dionne, 1978; AFEQ, 1984; François, 1987).

Les risques d'atteinte à la santé humaine sont principalement liés à la teneur en nitrates dissous dans l'eau de consommation. Dès que la teneur en nitrate atteint 25 mg/L, la part des nitrates de l'eau dans l'apport alimentaire global n'est plus négligeable. Il est, par ailleurs, plus facile d'agir sur la qualité l'eau que sur celle des aliments qui sont de nature et d'origine très variées (Foulhouze, 1988; Dushemin et al., 1988). Un apport élevé en nitrates est encore plus dangereux pour les nourrissons; il a été en effet constaté que l'absorption d'une quantité élevée de nitrate par ceux-ci pouvait entraîner une sévère maladie, la méthémoglobinémie (inhabilité du transport de l'oxygène par le sang). L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a établi la concentration maximale en nitrates pour les eaux de distribution publique à 50 mg NO_3/L , soit 11.3 mg N- NO_3/L (EEC, 1980). Aux Etats-Unis, l'Agence de Protection de l'Environnement (US-EPA) suggère une limite de 45 mg NO_3/L , soit 10 mg N- NO_3/L (Thompson, 1985; US-EPA, 1985; Ware, 1988).

Newbould (1989) mentionne qu'en 1982, 72 pays ont été producteurs d'engrais azotés, avec une capacité de production d'environ 99 millions de tonnes d'azote, alors que seulement 12 ans auparavant, cette capacité n'était que de 50 millions de tonnes. La consommation mondiale d'engrais chimiques azotés a été en 1970 de 31.8 millions de tonnes, et, en 1980, de 60.3 millions de tonnes: ceci représente un taux moyen d'augmentation annuelle de la consommation de 7%. C'est ainsi que les projections suggèrent que l'utilisation de 90 millions de tonnes d'azote en 1990 grimpera à 111-134 millions de tonnes pour l'an 2000 (UNIDO, 1980; FAO, 1981; Stangel, 1984). L'usage de ces immenses quantités d'engrais chimiques n'a pour but que l'augmentation du volume des récoltes. Cependant, la quantité d'azote qui n'a pas été utilisée dans la zone racinaire des plantes est susceptible d'être transportée au-delà de cette zone, sous la forme d'ions nitrates. Ce phénomène peut poser de sérieux problèmes à la qualité des eaux souterraines (Bresler et Laufer, 1974; Power et Schepers, 1989; Strebel et al., 1989).

Il faut de plus mentionner que l'épandage des engrais azotés n'est pas la seule source potentielle de contamination des eaux souterraines par les nitrates. Parmi

les autres sources, on trouve le lessivage provenant, d'une part, des étangs de lagunage et des installations utilisées pour la disposition des eaux usées municipales et industrielles, et d'autre part, de l'épandage aux champs agricoles des boues, lisiers et fumiers provenant des élevages. Plusieurs auteurs soulignent que le transport des composés azotés ainsi que leurs transformations chimiques ou biologiques, jouent un rôle prépondérant dans le contrôle de la production des cultures et dans la qualité des eaux de surface et des nappes souterraines. Pour estimer l'importance des risques de contamination de l'eau souterraine occasionnés par ces espèces azotées, il est donc nécessaire de connaître les processus qui contrôlent leur destin, depuis la surface du sol, en traversant la zone non-saturée, jusqu'à la nappe phréatique. Dans cette optique, le développement de modèles de transport des nitrates dans le sol permet la représentation mathématique des processus impliqués: de tels modèles de recherche exigent ainsi une meilleure compréhension possible des processus affectant le transport. Les modèles de gestion, souvent développés à partir d'une simplification des représentations mathématiques des principaux processus, aideront par la suite à utiliser de façon optimale les engrais azotés afin de prévenir la contamination des eaux souterraines par les nitrates. Enfin, il est évident que l'intensification de la production agricole conduit inévitablement à des risques plus élevés pour la qualité de l'eau souterraine. Ceci conduit à de nouvelles exigences dans le développement des méthodologies et techniques nécessaires à la gestion rationnelle des produits agro-chimiques, aux fins de la préservation de la qualité des eaux souterraines.

2.2 Problématique des nitrates et de la qualité des eaux souterraines

L'enrichissement des sols agricoles en azote, suite aux fertilisations intensives par des engrais chimiques ou des fumures organiques, a pour conséquence que les eaux de ruissellement et d'infiltration qui aboutissent aux systèmes hydrographiques ont une charge azotée plus élevée que celles des eaux provenant des aires forestières ou incultes, ou des aires d'agriculture extensive (Novotny et Chesters, 1981; Canter, 1986). Le lessivage provient de l'infiltration des eaux de pluie ou de l'eau d'irrigation à travers les horizons du sol. La nature et les caractéristiques des sols affectent particulièrement ce lessivage. La présence de macro-pores et de fissures dans la structure du sol peut favoriser le lessivage des

nitrate dissous dans l'eau. En raison de la très grande mobilité des nitrates qui ne sont que très peu retenus au sol, une attention particulière doit leur être portée quant aux risques de contamination de la nappe phréatique.

La zone non-saturée du sol, située entre la surface du sol et la nappe d'eau souterraine, est constituée de divers horizons présentant des épaisseurs, des caractéristiques physiques et des propriétés bio-physico-chimiques très diverses: ceci conditionnera en grande partie le temps requis pour le transfert de solutés vers la nappe (Brown et Beck, 1989; Richard et Steenhuis, 1988; Jury, 1975; Thomas et Kandiah, 1989). Dans le milieu saturé du matériau aquifère, les transferts de l'eau et des composés présents sont essentiellement horizontaux par opposition au transfert vertical ayant lieu dans la zone non-saturée (Landreau, 1984). A ce niveau, l'absence de matière organique et d'activité microbiologique majeure se traduit généralement par une grande mobilité et une persistance élevée des solutés organiques ou inorganiques présents dans l'eau souterraine.

La contamination diffuse des eaux, par les nitrates et autres composés agro-chimiques, provient de l'une ou de l'autre, ou de la combinaison des trois voies hydrologiques suivantes: 1) écoulement superficiel ou ruissellement vers les rivières ou lacs; 2) mouvement latéral à travers les zones non-saturée et/ou saturée du sol vers les cours d'eau de surface, et: 3) percolation verticale à travers la zone non-saturée jusqu'à la nappe phréatique. Par ailleurs, la quantité d'eau et de nitrates qui est transportée par ces voies est influencée par de nombreux facteurs, incluant le climat, les propriétés du sol, la géologie du site, les diverses pratiques agricoles et autres formes d'utilisation du territoire.

Plusieurs études visant la prédiction du destin des charges diffuses en azote estiment que les voies et processus hydrologiques doivent être considérés comme les éléments de base autour desquels s'élabore la modélisation mathématique qui simule le transport des espèces azotées dans le sol (Mehran et Tanji, 1974; Tanji, 1980; Kaluarachchi et Parker, 1988). Toutefois, le développement, l'adaptation et l'application d'un modèle à diverses conditions de terrain exigent une connaissance approfondie tant des mécanismes hydrologiques et bio-physico-chimiques impliqués, que des techniques de résolution des équations du transport de l'eau et des solutés.

2.2.1 Eaux souterraines

L'augmentation continue des cas de contamination des eaux souterraines par les nitrates, contamination qui compromet gravement l'exploitation de la ressource aux fins de la consommation humaine, est devenue au cours des vingt dernières années une préoccupation majeure dans plusieurs pays du monde. De ce fait, la contamination des eaux souterraines par les nitrates constitue un problème prioritaire pour les gestionnaires de la qualité de l'eau (Stewart et al., 1968; Mariotti, 1986; Meier et Mull, 1989).

La littérature est très abondante au sujet de l'augmentation des concentrations en nitrates dans les aquifères à travers le monde, particulièrement en Europe et aux Etats-Unis. De nombreux pays en voie de développement sont également confrontés à des problèmes similaires. Dans ces derniers cas, les technologies de production agricole peuvent y être aussi avancées que dans les pays développés; cependant, les agriculteurs y sont moins sensibles aux risques potentiels de contamination que représentent l'utilisation abusive des composés agro-chimiques. D'où l'importance de se préoccuper, dans tous les cas, de la prévention de la contamination d'origine agricole, tant au niveau de l'éducation des producteurs qu'à celui du développement d'outils de prédiction des risques de contamination.

En Europe, de nombreux pays utilisent en abondance les eaux souterraines pour leur approvisionnement en eau potable. Au Danemark, en Allemagne, en Hollande et en Angleterre, l'eau souterraine correspond respectivement à 97%, 73%, 70% et 30% de la consommation totale en eau. En Allemagne, on a constaté que les concentrations en nitrates mesurées dans les régions où l'agriculture se pratique intensivement, peuvent dépasser la norme européenne fixée à 11.3 mg N-NO₃/L, par un facteur situé entre 2 et plus de 4 (Strebel et al., 1989). En Belgique, dans la région wallonne, l'eau de distribution est produite principalement à partir de l'eau souterraine, ceci dans une proportion de 83%. Des teneurs comprises entre 20 et 30 mg N-NO₃/L caractérisent environ 80% des échantillons d'eau prélevés dans la nappe bruxelloise (de Becker, 1989). En Angleterre, des concentrations élevées en nitrates ont été mesurées dans des nappes peu profondes de diverses régions et dans la zone non-saturée des sols

agricoles (Foster, 1981; Cameron et Wild, 1984; Whitmore et Addiscott, 1986; Foster et Bath, 1986). En Suède, l'analyse d'eaux souterraines prélevées en région agricole indique une concentration moyenne (sur 127 prélèvements) de 3.2 mg N-NO₃/L, avec une concentration maximale de 177 mg N-NO₃/L (Wiklander, 1977). Aux Pays-Bas, un réseau de 370 stations de contrôle a été mis en place en 1977 pour assurer le suivi de la qualité des eaux souterraines. Les campagnes d'échantillonnage, terminées en 1984, révèlent que sur 250 points de captage, 12 présentent une teneur en nitrates supérieure ou égale à 50 mg/L (Lavoux, 1987). En France, la plaine d'Alsace présente une nappe située à moins de vingt mètres de profondeur et parfois même affleurante: elle est particulièrement vulnérable aux contaminations de surface et on y a observé une montée significative des teneurs en nitrates (Ramon, 1987). La valeur moyenne des concentrations retrouvées dans les eaux de cette nappe a pratiquement doublé en 10 ans, passant de 13 mg/L à 24 mg/L, et, dans nombreuses zones, à des teneurs comprises entre 50 mg/L et 100 mg/L. Les secteurs qui dépassent la norme de 50 mg/L sont encore peu étendus, mais la totalité de la nappe est déjà atteinte par la contamination (Bernhard et al., 1985).

En Israël, les quantités de nitrates présents dans l'eau des aquifères des plaines côtières sont passées de 7 mille tonnes en 1930 à 118 mille tonnes en 1981. La concentration moyenne en nitrate y était de 52 mg/L (Kanfi et Ronen, 1982; Kanfi et al., 1983; Ronen et al., 1983; 1984). En Algérie, l'eau souterraine constitue la seule source d'eau potable. Une campagne d'échantillonnage de l'eau des nappes a été menée dans la plaine de Mitidja durant les mois de mars à avril 1986. Les teneurs retrouvées en nitrates ont varié entre 2 et 287 mg/L, dépassant ainsi la norme européenne établie à 50 mg NO₃/L (Mimouni et Chibane, 1989).

Aux Etats-Unis, l'eau souterraine est une ressource de très grande importance. Environ 50% de la consommation publique en eau provient des eaux souterraines: cela équivaut à 75% des besoins des villes en eau potable et à 95% des besoins domestiques des régions rurales (Solley et al., 1983; Scott, 1985). L'usage des eaux souterraines aux Etats-Unis est passé de 129 millions de m³/j en 1960, à 337 millions de m³/j en 1980 (Pye et Patrick, 1983). Un grand nombre de produits chimiques a été détecté dans ces eaux souterraines: les nitrates

provenant des fertilisants sont largement tenus comme responsables de nombreux cas de contamination (Pye et al., 1983; Keeney, 1986).

Une étude menée en 1985 par le Service de Géologie des Etats-Unis (USGS) à travers l'ensemble du pays, rapporte que les eaux considérées comme non contaminées contiennent rarement des teneurs inférieures à 3 mg N-NO₃/L (Madison et Brunett, 1985). On remarque qu'au niveau national, 20% des prélèvements d'eaux de puits présentent une concentration supérieure à 3 mg N-NO₃/L. On souligne qu'au Kansas, plus du 54% des puits échantillonnés ont présenté une teneur supérieure à 3 mg N-NO₃/L, et, dans 20% des cas, les teneurs sont supérieures à 10 mg N-NO₃/L. En général, les états les plus affectés sont localisés dans les régions les plus densément peuplées et là où l'agriculture avec irrigation est largement pratiquée (Power et Schepers, 1989).

Plusieurs recherches menées aux Etats-Unis confirment que l'irrigation peut s'accompagner d'une augmentation des teneurs en nitrates dans les eaux souterraines (Pratt, 1978; Ritter et Manger, 1985). A ce sujet, Sharpley et al. (1987) présentent les résultats d'un échantillonnage de 45 puits mené durant huit ans dans des régions agricoles du Texas et de l'Oklahoma. En général, les concentrations en nitrates se trouvaient dans des limites acceptables pour la consommation publique: cependant, ils ont observé des concentrations supérieures à 18 mg N-NO₃/L. Ritter et Chirnside (1983) rapportent que 32% des puits échantillonnés au Delaware ont montré des concentrations en nitrates excédant la limite de 10 mgN-NO₃/L. En Pennsylvanie, des eaux souterraines présentent également des concentrations supérieures à la norme (Robillard, 1988). Selon les constatations de Bachman (1984), 15% des puits échantillonnés dans la péninsule formée par les Etats de Delaware-Maryland-Virginie, présentent des concentrations supérieures à la norme. Au niveau national, environ 6% des forages situés en milieu rural captent une eau dont la teneur en nitrates dépasse la norme (Clark et Richardson, 1986; Maggette et al., 1989a et 1989b). Dans la plupart des cas, on a constaté que le processus naturel de dénitrification peut réduire les quantités de nitrates lessivées dans les eaux souterraines. Duke et al. (1978) ont mesuré une concentration d'environ 50 mg N-NO₃/L près d'une nappe phréatique, concentration qui diminue rapidement avec la profondeur sous la nappe. Ces auteurs émettent l'hypothèse qu'une dénitrification en milieu anaérobie se produit dans la zone saturée.

Au Canada, en 1981, plus de 6.2 millions d'habitants, soit 26% de la population, dépendaient des eaux souterraines pour leur approvisionnement en eau potable (Hess, 1986). Au Québec, cette proportion était de 19% en 1985. De plus, 47% des municipalités du Québec qui sont desservies par un réseau de distribution d'eau utilisent actuellement l'eau souterraine (Grenier, 1986; Sylvestre et Grenier, 1987). Au Québec, on a longtemps associé la notion de pollution agricole aux seules questions liées à la gestion des fumiers, en raison principalement des importants problèmes engendrés par la concentration des élevages dans certaines régions agricoles. Cependant, on ne peut plus limiter à ce seul secteur l'ensemble du problème de la pollution agricole (Bernard, 1985). Toutefois, la littérature québécoise relative à la contamination des nappes d'eau souterraine par l'usage intensif d'engrais, fumiers et lisiers, est extrêmement limitée: à ce sujet, seulement quelques travaux ont porté sur les teneurs en azote dans des eaux de drainage (Chamberland, 1976). Schmidt (1987) a compilé, au niveau national, les cas reconnus de contamination dûs aux activités agricoles: le Québec apparaît avec 3 sites affectés et l'Ontario avec 5 cas de contamination.

2.2.2 Eaux de drainage agricole

Le drainage agricole (soit par des drains ou par des fossés ouverts) est pratiqué couramment dans les régions tempérées: il a pour but l'évacuation du surplus d'eau contenu dans le sol. Cette pratique permet une meilleure croissance des plantes et facilite le travail du sol, le semis et la récolte. On obtient ainsi une exploitation optimale de la saison végétative (CPVQ, 1976; 1984; Skaggs et al., 1982). D'autre part, dans les régions côtières arides et semi-arides irriguées où l'on trouve des niveaux phréatiques élevés, le drainage sert à contrôler la remontée capillaire des sels vers la zone racinaire, permettant ainsi leur évacuation (Bower, 1974).

Le mouvement des éléments nutritifs dans les sols agricoles peut avoir lieu dans les zones non-saturée et saturée, et dépend notamment des propriétés physiques du sol, du climat et des pratiques culturales. L'ion nitrate est considéré comme non adsorbable au sol et donc très mobile dans le profil: ceci rend possible son transport vers les drains ou vers les aquifères. Par ailleurs, il est

reconnu que le drainage artificiel des terres agricoles a une influence sur le mouvement de l'eau, et donc sur celui des nitrates, bien que le destin de ce soluté ne soit pas toujours bien connu (Letey et al., 1977; Lowrance et al., 1984a; 1984b). L'écoulement de l'eau et des nitrates dans les champs pourvus d'un système de drainage diffère du mouvement naturel de l'eau dans le sol, puisque la vitesse de transport d'un point à un autre est largement diminuée lorsque l'eau atteint le réseau de drainage installé dans la zone saturée du sol.

Aux Etats-Unis, environ 42 millions d'hectares de terres agricoles sont drainés artificiellement (Pavelis, 1987). Dans ce pays, une abondante littérature a été publiée depuis 20 ans sur le problème des nitrates dans les eaux de drainage agricole. Par exemple, Carter (1971) rapporte que la concentration en nitrates des eaux de drainage en Idaho varie entre 3.0 et 3.79 mg/L. Erikson et Ellis (1971) mentionnent que les teneurs en nitrates des eaux de drainage au Michigan varient entre 0.2 et 11.1 mg/L. La proportion maximale d'engrais pouvant être ainsi perdue est de l'ordre de 20% par année. Devitt et al. (1976) observent que les pertes annuelles de nitrates pour six sites irrigués du sud de la Californie sont de 26 à 155 kg/ha/an. De grandes quantités de nitrates peuvent être exportées dans le cas d'une irrigation massive. Baker (1981) a fait une revue exhaustive de la littérature à ce sujet: cette étude rapporte que les concentrations en nitrates des eaux de drainage dans diverses régions agricoles des Etats-Unis dépassent la norme de 10 mg N-NO₃/L. Cet auteur remarque de plus que la grande variabilité des concentrations en nitrates n'est pas surprenante, puisque les sites étudiés comprennent une grande diversité de types de sols, de cultures, d'engrais azotés, d'installations de drainage et de régimes d'irrigation.

Les doses d'engrais appliquées au sol sont considérées comme l'un des facteurs pouvant influencer les teneurs en nitrates mesurées dans les effluents de drainage (Benoit et al., 1989). Des études indiquent que l'accroissement des teneurs en nitrates dans les effluents de drainage est directement relié à l'augmentation des doses d'engrais épandues aux champs (Glandon et Beck, 1971; Gerwing et al., 1979; Olson, 1980; Kanwar, 1985). Cependant, de nombreux travaux ont démontré qu'il n'y a pas toujours une simple correspondance entre les doses appliquées de fertilisants et les concentrations en nitrates exportés dans les eaux de drainage (Mac Kenzie et Viets, 1974; Jury, 1975; Letey et al., 1977). Ceci s'explique par le fait que d'autres facteurs doivent être pris en

compte, notamment le type de sol, le type de culture, l'état de l'eau dans le sol durant la croissance des plantes, et la concentration résiduelle en divers éléments nutritifs présents dans le sol. Les concentrations en éléments nutritifs sont également affectées par la nature de l'utilisation du sol et par le type de gestion eau-sol (Evans et al., 1989).

La qualité de l'eau de drainage dans la zone racinaire des plantes n'est pas nécessairement la même que celle qui atteint la nappe phréatique (Linden et al., 1984; Shirmohammadi et al., 1987; Staver et al., 1988). Toutefois, les pertes de nitrates par lessivage au-delà de la zone racinaire nous indiquent le risque de contamination de la nappe, surtout lorsque cette dernière est peu profonde. Les quantités de nitrates atteignant la nappe seront fonction des processus de transformation de l'azote dans le sol et des facteurs qui les contrôlent (aération du sol, pH, potentiel redox, contenu en matière organique et en eau, température, etc.). Gambrel et al., (1975a; 1975b) constatent, dans les plaines côtières de la Caroline du Nord, que la dénitrification a lieu dans les sols qui présentent un drainage déficient. Ils rapportent que la quantité de nitrates exportée hors du profil du sol est supérieure pour les sols bien drainés que pour ceux qui sont mal drainés.

La masse d'éléments nutritifs exportée par les eaux de drainage est également influencée par les pratiques de labour. Celles-ci affectent directement l'infiltrabilité de l'eau dans la couche superficielle du sol et, par conséquent, le transport des solutés. Le lessivage de nitrates sous différents types de labour a été largement étudié pour une diversité de climats et de type des sols (Kanwar et al., 1985; Rice et al., 1986; Owens, 1987; Kanwar et al., 1988a). A ce sujet, Kanwar et al. (1988b) constatent que durant la première année d'expérimentation sur un champ de maïs en Iowa, une variation des doses en fertilisant sur des parcelles labourées n'a pas affecté considérablement la concentration en nitrates dans les eaux de drainage. Cependant à la troisième année, la concentration moyenne en nitrates dans les parcelles labourées de façon traditionnelle était supérieure à celle retrouvée dans les parcelles non-labourées.

Les systèmes de drainage artificiel permettent le contrôle du niveau de la nappe phréatique lorsque certains dispositifs sont installés dans les champs agricoles. Le drainage contrôlé vise à réduire les débits sortants, et donc les quantités de

nitrate, par opposition aux systèmes traditionnels non-contrôlés. Ceci s'explique en partie par le fait qu'en contrôlant le niveau d'une nappe élevée, on serait en mesure d'augmenter les possibilités de dénitrification, ce qui pourrait limiter les concentrations en nitrates dans le profil du sol (Gilliam et al., 1979; Skaggs et Gilliam, 1981; 1986; Gilliam et Skaggs, 1986; Evans et al., 1987; 1989).

Au Canada, on estime qu'environ 8 millions d'hectares de territoire agricole sont drainés artificiellement: la première place est occupée par la Saskatchewan avec 3 millions d'hectares. Quant au Québec, l'installation du drainage souterrain a été adoptée plus tardivement que dans les autres provinces comme l'Ontario, l'Alberta ou la Saskatchewan. En 1975, le Québec a augmenté sa superficie drainée à 22 000 hectares, comparativement à 1 900 hectares en 1965. En 1988, plus de 600 000 hectares ont été améliorés par le drainage et on estime que cette pratique devrait bientôt s'étendre à 850 000 hectares supplémentaires (Irwin, 1970; 1985; Shady, 1989). Bien que la qualité de l'environnement et la conservation des superficies cultivées soient considérées comme importantes, les effets possibles des eaux de drainage sur les différents éléments des agro-écosystèmes du Québec ne sont pas encore bien connus, compte tenu notamment du développement trop récent des pratiques de drainage.

En Ontario, six sites caractéristiques de sols minéraux et trois de sols organiques ont été choisis pour échantillonner en continu leurs eaux de drainage entre 1972 et 1975. La concentration moyenne hebdomadaire en nitrates provenant des sols minéraux fertilisés à des doses conseillées, a rarement dépassé la limite de 10 mg N-NO₃/L. Cependant, ces mêmes sites fertilisés à des doses supérieures à celle recommandée ont présenté des concentrations supérieures à la norme. Quant aux sols organiques, la concentration moyenne annuelle en nitrates variait entre de 14.8 et 47.2 mg/L (Miller, 1979). Bolton et al. (1970) ont estimé les pertes en éléments nutritifs dans les eaux de drainage agricole sous trois systèmes de culture et deux niveaux de fertilisation appliqués sur des sols argileux. La concentration la plus élevée en nitrates était de 14 mg/L dans une parcelle de maïs, et la plus faible était de 1.1 mg/L dans une parcelle avec fourrage. Au Manitoba, on a étudié le cas de trois champs d'exploitation agricole sur lesquels ont été épandues de fortes quantités de boues digérées provenant de l'épuration d'eaux usées domestiques. Ce suivi a duré six années, afin de déterminer l'accumulation, le lessivage et la perte des nitrates. Après une saison en jachère,

les champs ont été cultivés pour les céréales. Des concentrations très élevées en nitrates ont été retrouvées pendant plusieurs années près de la surface des sols. Malgré cela, les concentrations mesurées dans les eaux de drainage n'ont pas montré d'influence significative des boues épandues sur les pertes en nitrates (Mills et Zwarich, 1982).

Au Québec et jusqu'à ces dernières années, très peu d'études ont été réalisées de façon approfondie pour quantifier l'évolution des teneurs en azote minéral dans les sols agricoles, particulièrement dans les eaux de drainage et les eaux souterraines, et ceci malgré l'importante superficie agricole dotée de drainage souterrain. Chamberland (1976) rapporte que Mac Kenzie (communication personnelle, 1972) a trouvé jusqu'à 26 mg N-NO₃/L dans les eaux d'une sortie de drains à la ferme expérimentale du Collège MacDonald (Ste-Anne-de-Bellevue, Québec). Pour sa part, Chamberland (1976) a réalisé le suivi de 1971 à 1973 de l'évolution des nitrates dans le sol et dans les eaux, principalement dans le sud-ouest du Québec. Les fumures azotées appliquées à des taux atteignant 600 kg N/ha en 2 ans sur des parcelles de maïs, ont eu un effet marqué et positif sur la concentration en nitrates retrouvée dans le sol. Les fumures n'ont toutefois pas contribué à une hausse des teneurs en nitrates retrouvées dans les nappes. Il faut cependant mentionner l'importance d'échantillonner à chaque épisode de drainage, compte tenu de la grande variabilité des concentrations en nitrates lessivés. En effet, les teneurs en nitrates subissent d'importantes fluctuations annuelles et inter-annuelles pour un même site, rendant difficile une évaluation des pertes et donc du risque de contamination de la nappe (Concaret et de Corey, 1989; Stevenson et Neilsen, 1990). Enfin, Miller et Mac Kenzie (1978) mentionnent que dans le sud-ouest du Québec, l'azote minéral représente un risque potentiel d'altération de la qualité du sol durant le mois de septembre.

2.2.3 Epandage de fumiers et lisiers

La préoccupation, relativement récente au Québec, de l'impact des épandages aux champs agricoles de fumiers et lisiers est rapidement devenue prioritaire du fait de la production et de l'utilisation intensive de ces fumures organiques. Entre 1951 et 1982, le nombre d'animaux par ferme a très fortement crû, même si l'évolution globale du cheptel québécois a été relativement modérée (0% pour les

bovins, 219% pour le porc, et 517% pour les volailles). Cette augmentation du nombre d'animaux à la ferme (259% pour les bovins, 3340% pour le porc, et 2046% pour la volaille) est attribuée à la diminution de 84% du nombre de fermes, leur nombre passant de 183 696 à 30 168. Durant cette même période, la quantité de déjections animales par ferme a augmenté dans de grandes proportions (250% pour les bovins, 2886% pour le porc) (Emond, 1988).

La solution la plus fréquemment pratiquée pour l'élimination des fumiers et lisiers et la plus valorisante pour le secteur agricole est actuellement l'épandage au champ. Cependant, les grands volumes à épandre (35 millions de mètres cubes pour le Québec en 1981), la courte durée de la période d'épandage, les nuisances environnementales incidentes et le coût élevé du transport posent à l'éleveur d'importants problèmes. Par ailleurs, les tentatives actuelles de valorisation des fumiers et lisiers se heurtent à des coûts de transformation encore élevés et à un faible débouché pour les produits de valorisation en regard de leur prix.

Pour ces différentes raisons, certains éleveurs ont malheureusement recours à des épandages excessifs durant des périodes qui peuvent ne pas correspondre au calendrier recommandé par le MAPAQ. Ces épandages, qui ne sont généralement pas réalisés comme fumure pour les cultures, mais comme solution au problème de l'élimination, présentent des risques d'incidences néfastes sur l'environnement agricole. La contamination tant des eaux de surface que des eaux souterraines peut entraîner des déséquilibres sérieux de l'écosystème en milieu agricole. Parmi les problèmes les plus apparents, la non-potabilité de l'eau pour l'homme ou le bétail est la nuisance qui induit les incidences économiques et sociales à court terme les plus importantes.

Les fumiers et lisiers représentent des quantités d'azote, phosphore et potassium importantes: par tonne de fumier frais, on retrouve en moyenne 6.4 kg d'azote (N), 3 kg de phosphore (P_2O_5), 2.8 kg de potassium (K_2O) (Cluis et Couillard, 1987). Emond (1988) évalue pour 1981 les quantités contenues dans les 24×10^6 m³ de fumiers et lisiers (+ 11×10^6 m³ d'eaux résiduelles) à 110×10^3 tonnes d'azote, 88×10^3 tonnes de phosphore, et 90×10^3 tonnes de potassium, et la valeur économique de ces fumiers et lisiers à 162×10^6 \$.

Cependant, la valorisation de ces fumures naturelles ne peut se faire qu'en harmonie avec la préservation des ressources hydriques. Parmi celles-ci, les eaux souterraines sont d'une très importante valeur économique en milieu agricole, puisqu'elles représentent la principale source d'alimentation en eau potable pour l'homme et le bétail (plus de 80% des fermes au Québec). Une régie de l'épandage doit donc être envisagée, tant pour optimiser l'impact positif de la fumure sur les cultures, que pour minimiser les incidences néfastes sur la qualité et l'exploitation des eaux souterraines.

Des cas de détérioration de la qualité des eaux de surface et souterraines par les nitrates sont rapportés, et ce de plus en plus fréquemment. Cette fréquence croissante est due à l'augmentation des quantités de fumier appliquées par surface cultivée, et à la conscience de plus en plus marquée de considérer l'eau comme une ressource nécessaire à la productivité agricole. Les cas de détérioration des eaux souterraines au Québec sont fréquents (Simard, 1977; Massé, 1981; Gangbazo et Buteau, 1985), principalement dans les régions à forte densité d'élevage.

Baker et al. (1975) ont montré que les eaux de drainage des champs fertilisés par épandage de fumier présentent une augmentation importante de leurs teneurs en azote, phosphore et sulfate. Une étude de Boorman (1977) portant spécifiquement sur l'épandage des lisiers de porc montre des augmentations en azote, phosphore et chlorure. Willrich (1969) a par ailleurs montré que les nitrates sont la principale forme de l'azote dans les eaux de drainage. Krajenbrink (1987) a constaté, aux Pays-Bas, des concentrations de 70 mg N-NO₃/L jusqu'à 40 m de profondeur. La norme en nitrate établie par "Animal Manure Management Committee" (1979) pour l'alimentation du bétail et des jeunes enfants est 10 mg N-NO₃/L. Les concentrations retrouvées dans les eaux de drainage présentent donc des risques certains de contamination des eaux souterraines d'alimentation. Les effets de cette contamination étant durables, celle-ci doit être considérée avec beaucoup d'attention, et ce d'autant plus que la surveillance de la qualité des eaux de consommation et des eaux souterraines n'est pas aisée, surtout lorsque d'entières régions agricoles sont affectées.

De Wit et Bleuten (1987), après avoir étudié 400 sites (dans une province des Pays-Bas de 1400 km²), ont mis clairement en évidence les relations entre le

degré de contamination des eaux souterraines en nitrate, phosphate et potassium, et différents types de sol et d'utilisation. Ils ont constaté dans l'eau souterraine des concentrations allant jusqu'à 750 mg NO₃/L. Côté (1982), résumant l'essentiel de la régie des épandages de fumier, précise que le volume de la fraction liquide du fumier épandu doit être bien inférieur au déficit en eau pour la saison de croissance, et son débit inférieur à la capacité d'infiltration du sol, afin de minimiser l'entrée de composés indésirables dans l'eau souterraine.

Les approches et méthodologies d'évaluation préliminaire des risques de contamination des eaux souterraines par les nitrates sont actuellement peu nombreuses. Van Drecht (1987) propose une méthode empirique prédisant le lessivage des nitrates dans les sols sableux après plusieurs années de pratiques culturales inchangées. La méthode est appliquée à l'échelle d'une municipalité. Une application sur 164 municipalités des Pays-Bas montre que l'eau souterraine dépasse la norme de potabilité des Pays-Bas (50 mg N-NO₃/L) dans 20% des cas. De Vries et al. (1987) ont développé une approche prédictive orientée sur les processus, pour évaluer la vulnérabilité des eaux souterraines à l'arrivée de nitrates. Cette approche est destinée à l'analyse de l'impact des applications d'azote sur une échelle régionale. Elle utilise pour cela l'information des cartes de sols.

Dans le cas de la prédiction des impacts des fumures organiques naturelles sur la qualité de l'eau souterraine, aucune étude ne propose actuellement de prendre en compte toutes les exigences liées d'une part à la connaissance des processus et des facteurs influençant le transport des nitrates dans la zone non-saturée, et d'autre part à l'application pratique d'une évaluation réaliste des risques aux fins de la gestion des ressources agricoles et de l'eau souterraine. Ces deux importants aspects sont discutés dans les chapitres suivants.

CHAPITRE III

MÉTHODES D'ÉVALUATION DES RISQUES

3.1 Introduction

Depuis deux décennies, un nombre croissant de travaux, portant sur la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, ont fait l'objet d'articles ou de communications. Parmi ceux-ci, on retrouve tout à la fois des cartes, des méthodes d'évaluation, des études, etc...

Ces documents traitent en général de la problématique et de la terminologie de la vulnérabilité, des sources et des types de contamination, de même que des facteurs jouant un rôle dans la contamination des eaux souterraines et influençant donc la vulnérabilité de cette ressource. Ils présentent par ailleurs différentes méthodes d'approche ou d'évaluation de la vulnérabilité, différant quant aux objectifs, aux méthodes, aux résultats et à la représentation de ceux-ci, ainsi qu'à l'utilisation possible, tant des méthodes que des résultats.

Nous présentons donc une synthèse rapide de cette revue plus ou moins critique, de ces différentes approches et méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination.

3.2 Notion de vulnérabilité

La contamination et la pollution sont liées à la présence d'un altérogène dans le milieu, provoquant une altération de la qualité de l'eau souterraine. La contamination ne devient pollution que lorsque cette altération présente des effets de nuisance ou de gêne envers l'utilisateur, et *a fortiori* un risque pour sa santé, et compromet ainsi l'utilisation de cette eau (Simard et al., 1977).

La vulnérabilité de l'eau souterraine à la contamination est un concept complexe, mal défini et qui peut représenter autant la sensibilité et la susceptibilité à la contamination, que les conditions naturelles qui influencent la pénétration, la propagation et même la purification dans le milieu.

La vulnérabilité, peut être définie à trois niveaux distincts.

Au premier niveau, la vulnérabilité se définit comme l'aptitude d'un système d'eau souterraine à être contaminé, c'est-à-dire son inaptitude à être protégé d'une contamination. Ce phénomène est lié à la dynamique externe au système, donc aux différentes conditions influençant la pénétration du contaminant dans le système. Les conditions régissant la vulnérabilité à ce premier niveau sont donc liées au contaminant lui-même, et aux conditions prévalant dans la zone non-saturée du sol au travers de laquelle le contaminant migre jusqu'à l'eau souterraine.

Au second niveau, la vulnérabilité intègre l'aptitude des eaux souterraines à propager et à conserver la contamination. C'est le domaine de la dynamique interne du système. Les conditions existant dans le milieu aquifère conditionnent le transport, la dispersion et la persistance du contaminant.

Le troisième niveau prend en considération les caractéristiques "polluantes" du contaminant, liées aux effets de gêne et de nuisance, aux concepts de normes, de seuils, et d'aptitude ou inaptitude à l'usage prévu. Ce niveau est donc celui de l'utilisation de l'eau comme source d'alimentation en eau potable, usage pour lequel l'eau doit répondre à certains critères.

Une vulnérabilité définie au premier niveau n'autorise aucune pénétration de contaminant dans le système. Au contraire, une vulnérabilité définie au troisième niveau autorise une entrée de contaminant dans le système, à condition que la concentration en contaminant dans l'eau prélevée dans le système ne rende pas celle-ci inapte à l'utilisation envisagée.

Il apparaît tout de suite que le premier niveau (type gestion écologique environnementale) sera le plus strict, mais sera aussi de ce fait celui qui permettra la conservation de la ressource pour toute utilisation future.

Le second niveau est celui utilisé généralement pour la définition des périmètres (ou aires) de protection des captages, qui est un cas particulier de protection des eaux souterraines.

Les facteurs influençant le potentiel de contamination des eaux souterraines sont nombreux et de toutes natures. Caractériser les agressions et les défenses nécessite de connaître les facteurs liés à celles-ci. Les différents facteurs intervenant et influençant la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination sont ceux liés aux phénomènes de pénétration et de propagation dans l'aquifère, ou différemment, à l'émission (sources et types de contamination), au transport (hydrogéologie), à la persistance et/ou rétention (contaminants, hydrochimie) et à l'utilisation de la ressource (captage, consommation). Les facteurs intervenant dans ces phénomènes, et leur influence sur la vulnérabilité, dépendent des niveaux de définition de la vulnérabilité. Ces facteurs et les processus auxquels ils sont reliés sont discutés, dans le cas des nitrates, au chapitre 4.

3.3 Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité

L'objectif d'une étude de la vulnérabilité d'un système d'eau souterraine à la contamination est de fournir le potentiel et le degré de risque de contamination, mais aussi le degré des conséquences possibles d'une contamination, de même que les éléments nécessaires, tant pour la prévention que pour les mesures à mettre en place à la suite d'une contamination. L'objectif doit aussi englober l'étude des différents scénarios correspondant aux différentes possibilités et alternatives qui s'offrent au niveau de la gestion du contaminant, étude devant conduire à la sélection du scénario le moins dommageable pour la ressource. Les objectifs et buts à atteindre sont donc multiples et de différentes natures.

Les méthodes d'évaluation, bien que devant être précises, fiables et faciles d'utilisation, se doivent aussi d'être simples, rapides et peu onéreuses, même ou surtout si elles ne sont que des études préliminaires. Celles-ci peuvent être désirées pour une décision de planification d'aménagement, pour une présélection de sites, pour un travail de première approche ou même pour l'implantation d'un captage en un lieu de risque minimal. Elles doivent être avant tout des outils

de gestion pratiques et souples afin d'être utilisées par le plus grand nombre d'intervenants. Elles doivent être simples d'utilisation afin d'être appliquées dans tous les cas, sans réticences ou restrictions, et ainsi répondre à leurs finalités.

Pour réaliser une évaluation complète du risque, pour un problème particulier, il est nécessaire d'effectuer pour ce risque (Haines et al., 1985):

- son identification ... (source, nature, ...)
- sa quantification... (notion de probabilité)
- son évaluation ... (notion d'impact environnemental)
- la position (acceptation ou aversion) envers celui-ci (notion de contrôle)
- sa gestion.

Parmi les différentes approches ou méthodologies appliquées à l'évaluation du risque, la plus ancienne et plus fréquemment utilisée est l'expertise, en tant qu'étude menée par un spécialiste ou un comité de spécialistes, tels que des agronomes, des hydrogéologues, L'expertise est une démarche plus ou moins subjective, dont le résultat (validité-fiabilité) doit pour beaucoup à l'expérience professionnelle, tant sur le sujet même de la vulnérabilité, que sur la connaissance du contexte régional. Dans une expertise, les facteurs utilisés directement ou indirectement sont nombreux, d'autant plus qu'ils le sont souvent de façon intuitive. Pour pallier à l'oubli possible d'un facteur important ou déterminant, on peut utiliser une matrice d'aide à la décision, qui propose un cheminement pour l'analyse du problème, au travers des différents paramètres du contaminant et du milieu, cheminement conduisant à la décision. En cela la méthode ne fournit pas d'évaluation, mais seulement une méthodologie d'expertise.

Les méthodes à indexation (ou à indices) tentent de fournir une méthodologie standardisée pour l'évaluation du potentiel de contamination des eaux souterraines. Certaines d'entre elles essaient de donner de plus une technique de représentation standardisée des différents degrés de vulnérabilité. C'est entre autres le cas de la méthode DRASTIC (Aller et al., 1985), méthode actuellement utilisée aux États-Unis pour cette évaluation. Cependant, comme l'ont montré entre autres les travaux de Banton et Villeneuve (1989), ce type de méthode présente de grands défauts. Etant basée sur une évaluation relative des risques d'un site par rapport à un autre, elle n'en permet pas l'évaluation absolue pour un

site seul. Tendant à uniformiser le degré de vulnérabilité de tous les systèmes d'eau souterraine par l'addition des indices de pondération, elle limite la différenciation nette des sites non-vulnérables de ceux vulnérables. Finalement, elle ne prend pas en compte les caractéristiques propres du contaminant qui peuvent influencer différemment son comportement d'un site à l'autre.

Un nombre croissant de travaux rapporte l'application des modèles mathématiques de simulation du transport des contaminants comme outil d'évaluation du risque de contamination. Les modèles peuvent être classés de plusieurs manières. Une classification possible est celle-ci (Van Genuchten, 1978):

- modèles descriptifs
- modèles physiques (modèle réduit, essai en colonne)
- modèles analogiques (montage électrique)
- modèles mathématiques:
 - empiriques ou conceptuels (modèle entrée-sortie, régressions, ...)
 - déterministes ou stochastiques (basés sur les processus)

Leur intérêt est de pouvoir, dans un cas donné, prévoir le devenir d'une contamination et ainsi d'étudier les différents scénarios envisageables pour prévenir ou limiter cette contamination.

3.4 Résultats des méthodes d'évaluation

Les résultats peuvent se présenter sous diverses formes, dépendant entre autres de la méthode d'évaluation de la vulnérabilité employée. Les résultats d'une expertise sont usuellement l'acceptation ou le refus de l'utilisation du produit concerné, ou des recommandations spécifiques concernant par exemple les doses ou les techniques d'application.

Une méthode à indexation fournit un indice pour un site et un cas donné, indice représentant le degré de vulnérabilité des eaux souterraines, réparti en classes, au moyen de codes standardisés.

Les résultats des modèles mathématiques se présentent généralement sous forme de valeurs, représentant les concentrations ou les masses de contaminant présentes dans l'eau souterraine. Ces résultats peuvent être présentés sous

diverses formes: tableaux, courbes, profils, cartes d'isovaleurs, etc. Ces résultats, qui correspondent à des valeurs ayant une réalité physique pouvant être mesurée réellement, permet donc leur comparaison à des valeurs de référence telles des critères ou normes de qualité.

La cartographie manuelle de la vulnérabilité repose généralement sur la délimitation de zones affectées d'un degré de vulnérabilité. La délimitation est basée sur les caractéristiques des terrains susjacentes à l'eau souterraine (sols), sur celles de l'aquifère et sur l'usage de l'eau. Elle est souvent compilée à partir des cartes préexistantes de pédologie, hydrogéologie, utilisation de l'eau, ...

La cartographie en général est une forme de représentation très utilisée et très commode pour présenter les différents résultats des diverses méthodes d'évaluation. La représentation des degrés de vulnérabilité en classes (fourchettes de valeurs) permet une visualisation rapide du risque concernant une zone donnée, et la comparaison aisée du risque de différentes zones.

3.5 Choix de la méthode d'évaluation

Parmi les différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, l'orientation du choix pour une de ces méthodes dépend principalement d'une part de l'objectif visé, et d'autre part du concept rattaché à la vulnérabilité.

Parmi les différentes méthodes d'évaluation présentées, il apparaît que le seul type de méthode pouvant répondre aux préoccupations et aux objectifs visés pour notre problématique est celui des modèles mathématiques de simulation du transport des contaminants dans les sols et les eaux souterraines. En effet, ce sont les seuls outils qui prennent en compte les processus physiques, chimiques et biologiques régissant le transport et la persistance de ces contaminants.

Ils fournissent, avec une précision dépendant bien entendu du modèle lui-même, des résultats ayant une réalité physique définie (concentration, masse cumulée, débit, temps, ...), confrontable aux mesures réelles *in situ*. Leurs résultats peuvent être interprétés sans ambiguïté, par comparaison avec des références et des

normes. Ce sont en ce sens des méthodes fiables et reproductibles qui, dans certains cas, peuvent être même utilisées par des non-spécialistes.

Dans le chapitre 4, nous présentons les processus, et les facteurs les influençant, qui doivent être pris en compte par la modélisation du transport, et réalisons dans le chapitre 5 la revue et la comparaison des principaux modèles existants et disponibles en faisant ressortir les processus que chacun d'eux prend en compte.

CHAPITRE IV

PROCESSUS DE TRANSFORMATION ET FACTEURS DU MILIEU

4.1 Introduction

Le présent chapitre a pour but de présenter les notions essentielles décrivant les processus de transformation de l'azote dans le sol. Ces processus déterminent en effet le destin des différentes formes d'azote minéral dans le sol, et donc les risques de transport vers la nappe d'eau souterraine. A l'opposé des substances organiques de synthèse (tels les pesticides) qui subissent dans le sol de simples réactions de dégradation ou de transformation irréversibles, l'azote minéral présente un cycle complexe dans le système eau-sol-plante. Les voies métaboliques empruntées ainsi que la grandeur des réactions de transformation seront par ailleurs grandement déterminées par les différents facteurs du milieu, incluant les facteurs climatiques, pédologiques, et bio-physico-chimiques du sol. La littérature dédiée à chacune des nombreuses étapes de transformation de l'azote dans le sol est volumineuse en ce qui concerne les cas particuliers, c'est-à-dire en conditions contrôlées de laboratoire. Cependant, la connaissance de l'évolution de ces processus en conditions de terrain est davantage limitée. Par ailleurs, la prise en compte de ces processus à l'intérieur d'une modélisation du destin de l'azote dans la zone non-saturée est, à l'heure actuelle, émergente et fragmentaire. Nous présentons ci-après les notions essentielles concernant les processus agissant sur l'azote et leur représentation mathématique, et, surtout, la démarche suggérée pour la prise en compte de ceux-ci à l'intérieur d'une modélisation du transport dans le sol.

4.2 Le cycle de l'azote

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 les composés N_2 (nombre d'oxydation = 0); N_2O (n.o. = + 1); NO (n.o. = +2); NO_2^- (n.o. = + 3); NO_3^- (n.o. = +5); NH_3 (n.o. = -3); NH_4^+ (n.o. = -3), et bien sur l'azote organique qui constitue la forme la plus importante (plus de 95%) de l'azote dans le sol, forme que nous allons étudier plus particulièrement.

Ainsi, l'azote peut se transformer d'une forme à une 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 un à titre d'exemple (Figure 4.1). Notons que la différence essentielle entre eux dépend du degré de 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 débute le cycle de l'azote. Elle constitue en effet l'origine de l'azote organique du sol, ce dernier subissant des dégradations biochimiques au cours desquelles l'azote passe à l'état minéral (minéralisation ou ammonification) et est susceptible à l'oxydation (nitrification). L'azote minéral ainsi obtenu peut être lessivé par l'eau, retourner à l'atmosphère par des voies gazeuses (dénitrification et volatilisation), être prélevé par les racines des plantes (assimilation, absorption ou prélèvement), ou encore, se retransformer en azote organique (immobilisation ou réorganisation).

Notons de plus le rôle important, dans ce cycle de l'azote, de la fixation des apports azotés artificiels épandus 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, de rejets d'eaux usées ou de fumiers qui prédominent largement dans les zones d'activités agricoles.

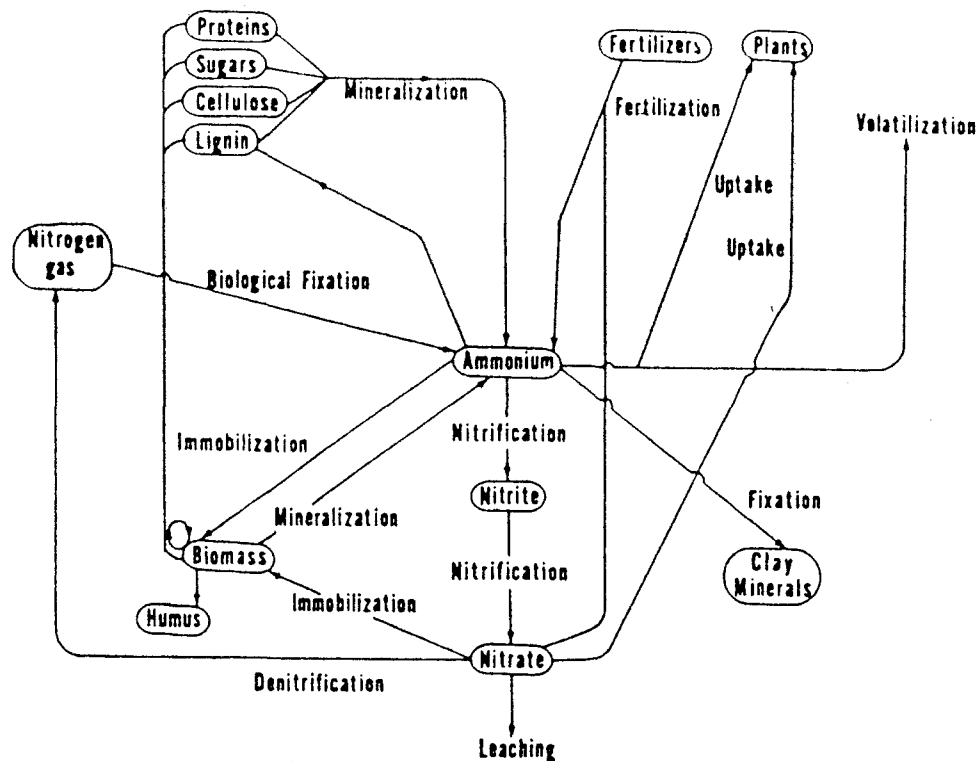


Figure 4.1 Schéma du cycle de l'azote (Frissel et Van Veen, 1978).

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

4.3 Processus

Le cycle de l'azote dans le sol sera présenté à l'aide d'un second schéma (Figure 4.2) mieux adapté à l'objectif de modélisation que nous poursuivons. Dans ce schéma, les processus sont classés en trois catégories selon le rôle de chacun pour le système sol-eau-plante: les processus gouvernant les entrées, ceux gouvernant les sorties, et les processus internes.

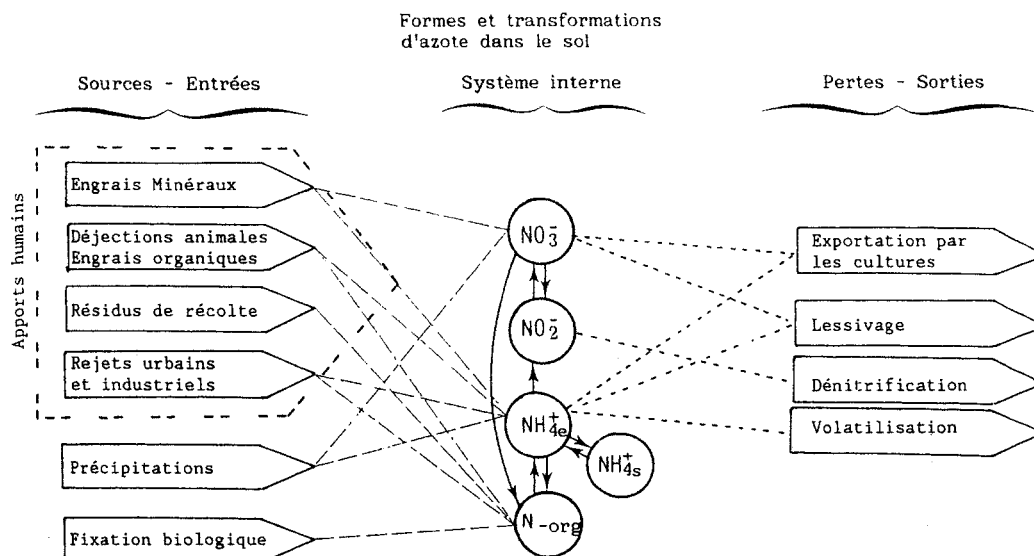


Figure 4.2 Sources et pertes de l'azote dans le sol.

4.3.1 Processus gouvernant les entrées en azote

1- Fixation biologique. Il s'agit du passage de l'azote atmosphérique (sous l'état N₂) en azote combiné sous l'action de certains micro-organismes du sol. On parle alors ou bien de la fixation symbiotique à l'aide de bactéries vivant en association avec des végétaux supérieurs (ex. *rhizobium* avec les légumineuses), ou bien de la fixation non-symbiotique par des bactéries libres (ex. *azotobacter*, *clostridium*). L'estimation de l'ampleur de ce processus, mécanisme principal de l'origine de l'azote organique du sol au niveau du globe, reste cependant toujours une tâche très difficile en raison des difficultés de mesure *in situ* et du manque de 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), données que l'on peut sans doute considérer comme

supérieures à la moyenne en raison de l'importance 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 artificielle.

2- Précipitations. Celles-ci peuvent contribuer à enrichir le sol en azote inorganique (NO_3^- et NH_3). Ces quantités d'azote sont cependant très mal connues, par suite d'absence de mesures *in situ*. 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- Apports artificiels. Ce sont les plus importants en zones d'occupation humaine et sont à l'origine de la contamination des eaux par l'azote. Pour ce qui nous concerne, c'est surtout l'épandage d'engrais sur les champs, aussi bien d'engrais minéraux industriels (contenant NO_3^- et NH_4^+), que d'engrais organiques ou de fumures naturelles provenant des 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 les trente dernières années. L'apport issu des rejets ponctuels dans les zones urbaines (ex.: eaux usées industrielles ou domestiques), ne sont pas pris en considération dans notre étude.

4.3.2 Processus gouvernant les sorties en azote

1- Dénitrification. Il s'agit de la destruction (réaction de réduction) de l'azote nitrique (N-NO_3) par des bactéries anaérobies ou par des réactions oxydo-réductrices en milieu réducteur, c'est-à-dire pauvre en oxygène. En effet et sous ces conditions, les nitrates sont utilisés comme accepteurs d'électrons. Cette réaction ne peut donc avoir lieu que dans le cas d'un important déficit en oxygène. Une caractéristique particulière de cette réaction est son instantanéité, ce qui rend difficile la mise en évidence et la mesure du processus sur le terrain.

Les quantités en jeu seraient de l'ordre de 15 à 20 kg N/ha/an dans un sol agricole (Hénin, 1980).

2- *Volatilisation*. C'est la transformation de l'azote ammoniacal du sol en azote atmosphérique. Une condition venteuse et une alcalinité du sol seraient favorables à cette réaction. Cependant, on ne dispose que de très peu de mesures réalisées *in situ* pour ce processus.

3- *Prélèvements (absorption et assimilation) par les plantes*. Les végétaux extraient par leurs racines l'azote minéral du sol pour leur croissance. Cette extraction concerne de préférence le nitrate, 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 évidemment influencé par de très nombreux facteurs tant naturels, comme le climat (précipitation et température) et les propriétés du sol, qu'anthropogéniques, 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 culture, son ampleur peut varier de moins de 100 à 200, voire 300 (prairies) kg N/ha/an.

4- *Lessivage*. Comme le prélèvement de l'azote par les plantes, ce processus concerne théoriquement toutes les formes d'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, NO_3^- , de par sa grande solubilité (1 500 g NO_3^- /L à 20°C) et sa charge négative, est parfaitement lessivable et ne subit pas de rétention sur le sol. 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 (plus particulièrement en nitrates) et du régime de l'eau dans le sol qui sont, eux, influencés par des facteurs climatologiques, pédologiques et agronomiques. Ce flux subit d'importantes variations régionales et saisonnières. En France, par exemple, 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 la problématique essentielle du destin des nitrates dans la zone non-saturée du sol.

4.3.3 Processus gouvernant les transformations internes

1- *Ammonification (minéralisation)*. C'est la transformation de l'azote organique en azote minéral sous l'effet de l'activité microbologique (bactéries et champignons). Tout comme la nitrification, ce processus est d'une grande importance agronomique, car il fournit l'azote minéral assimilable par les plantes. La réaction peut avoir lieu sous de nombreuses conditions, mais une bonne aération (présence d'oxygène), une température tiède et une humidité moyenne sont favorables. D'autre part, la vitesse de cette transformation dépend de la composition même de l'azote organique qui est, en général, très hétérogène. Avec un taux de minéralisation de la matière organique de l'ordre de 2 à 3% par an, l'ampleur de ce processus peut être estimé à 150-200 kg N/ha/an dans un sol cultivé (Hénin, 1980).

2- *Nitrification*. Il s'agit de l'oxydation de l'azote ammoniacal en azote nitrique en présence de bactéries aérobies (genre *nitrobacter*). La réaction comprend 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 faible persistance des nitrites dans la nature. Les conditions de réalisation de ce processus sont presque les mêmes que celles de la minéralisation, avec néanmoins une plus grande exigence en oxygène. L'ampleur du processus est sensiblement équivalente à celle de la minéralisation.

3- *Réorganisation (immobilisation)*. A l'opposé de la minéralisation, c'est le passage de l'azote minéral (ammoniacal et nitrique) en azote organique suite à l'intervention de 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- Adsorption-désorption de l'ammonium. Comme pour tout autre cation, une partie des ions ammonium (NH_4^+) est fixée, par mécanisme d'échange d'ions, sur les grains de sol (surtout dans un sol argileux) ou/et les particules organiques (les substances humiques électronégatives). Le terme adsorption-désorption est utilisé pour désigner l'échange entre la phase liquide et la phase solide. Il convient de noter que l'ammonium adsorbé est beaucoup moins accessible pour la métabolisation (nitrification, assimilation) que l'ammonium libre dissous dans l'eau.

4.3.4 Influence des propriétés transitoires du sol

Les facteurs du milieu influençant le destin de l'azote dans le sol sont, tel qu'indiqué précédemment, nombreux et inter-reliés. Ce paragraphe présente rapidement l'importance des propriétés transitoires du sol (température et contenu en eau) sur les transformation de l'azote. La température est très importante puisqu'elle a un effet sur le régime d'écoulement de l'eau dans la zone non-saturée (Miller, 1980; Milly, 1982), sur l'activité microbienne, sur l'ensemble des processus de transformation de l'azote, et sur la croissance des plantes (Tillotson et Wagenet, 1982; Benes, 1986; Johnsson et al. 1987).

La nitrification résulte de l'oxydation de l'ammonium provoquée par l'activité des micro-organismes, et la dénitrification résulte de la transformation des nitrates en azote moléculaire. L'un des facteurs principaux affectant le sens et l'importance de ces processus est la teneur en humidité du sol (Black, 1968). A ce sujet, Miller et Johnson (1964) constatent que le taux de nitrification le plus élevé a lieu lorsque la teneur en eau correspond à une succion de 0.5 bar. D'autre part, la température a d'importants effets: Kafkafi (1973) mentionne qu'à des températures inférieures à 13°C, l'activité microbienne diminue considérablement et le risque de lessivage des nitrates par les eaux d'infiltration est alors plus élevé. Pour sa part, Alexander (1950) affirme que la dénitrification diminue en milieu de pH inférieur à 5.5 et à des températures inférieures à 10°C, et qu'elle cesse pratiquement à 2°C. La nitrification a été abondamment étudiée en laboratoire

sous de nombreuses conditions de température: ces études ont montré que la nitrification peut avoir lieu même dans les sols à basses températures (Anderson et Purvis, 1955; Anderson, 1960).

Malgré les nombreuses études concernant les transformations de l'azote et l'importance des propriétés transitoires du sol (température, contenu en eau) sur celles-ci, peu d'efforts ont été consentis pour la simulation numérique de ces effets (Caussade et Prat, 1984). De même, les processus de migration des différentes formes d'azote dans le profil de sol, spécialement durant la saison non végétative en régions tempérées, n'ont pas encore été suffisamment étudiés dans l'optique de leur modélisation. Ces processus sont considérés comme des composantes importantes des modèles de simulation (Galinato et al., 1986; Campbell et al., 1970).

4.4 Expressions mathématiques des processus

Nous présentons dans ce paragraphe l'approche utilisée pour la quantification de chaque processus pris en compte dans le schéma du cycle de l'azote (Figure 4.3).

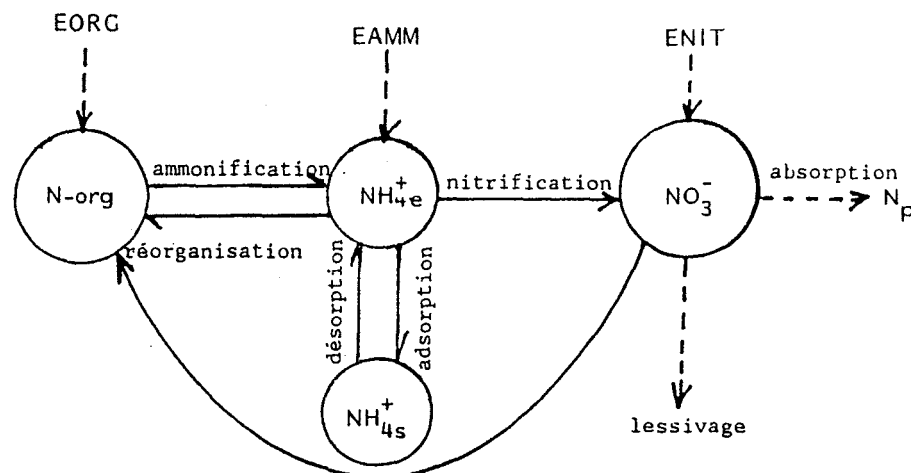


Figure 4.3 Processus pris en compte par la modélisation.

4.4.1 Adsorption-désorption de l'ammonium

Une adsorption linéaire et instantanée peut être admise entre l'ammonium dissous en phase liquide et celui adsorbé sur la phase solide (Cho, 1971; Selim et Iskandar, 1981; Tillotson et Wagenet, 1982). Cette adsorption est décrite par:

$$(\text{NH}_4^+)_s = K_d (\text{NH}_4^+)_e \quad (4-1)$$

avec

$(\text{NH}_4^+)_s$: ammonium adsorbé

$(\text{NH}_4^+)_e$: ammonium dissous

K_d : coefficient de distribution

ou encore:

$$(\text{NH}_4^+)_e = (\text{NH}_4^+) / (1 + K_d) \quad (4-2)$$

$(\text{NH}_4^+) = (\text{NH}_4^+)_e + (\text{NH}_4^+)_s =$ 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 a observé que la quantité de NH_4^+ fixé atteint 72% de la fixation totale dans un temps de contact de 5 minutes: un quasi-équilibre de l'adsorption est alors établi après cette première phase de fixation rapide. En toute rigueur, le coefficient de distribution doit dépendre de la température. A part quelques études à très hautes températures (quelques centaines de °C) menées 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. L'impact de la température sur la partition sol/eau de l'ammonium est un important aspect du destin de l'azote qui nécessite un approfondissement ultérieur.

4.4.2 Autres transformations biochimiques internes

Dans le cas des transformations biochimiques internes prises en compte par la modélisation (ammonification, nitrification et réorganisations), 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) adoptent une cinétique de réaction du premier ordre formulée par:

$$dC/dt = -kC \quad (4-3')$$

avec C: concentration de l'espèce azotée
k: constante élémentaire de vitesse de réaction (ordre 1)

Cette approche peut être démontrée à partir d'une cinétique enzymatique sous l'hypothèse que le sol est riche en biomasse. Dans ces conditions, la vitesse de disparition de l'une ou l'autre des formes minérales de l'azote n'est proportionnelle qu'à la concentration de cette forme. Il est supposé que cette hypothèse est toujours validée dans les zones agricoles où se pose le problème des nitrates. Notons que de nombreux résultats d'études isotopiques du cycle de l'azote (Mariotti, 1982) ont montré qu'en conditions normales, l'hypothèse d'une réaction d'ordre 1 était satisfaisante pour les processus de transformation de l'azote.

Nous pouvons transformer l'équation (4-3') de la façon suivante:

$$dM/dt = -kM \quad (4-3)$$

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

Cette dernière équation sera désormais utilisée lors 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 considérée pour le terrain sont, la plupart du temps, exprimées en kg N/ha.

4.4.3 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 ce besoin, c'est-à-dire de la teneur en nitrates du sol. Le besoin de la plante en azote varie, quant à lui, en fonction du stade végétatif, des conditions agronomiques et des autres facteurs pédoclimatiques. Ainsi et pour une même culture, l'évolution de la consommation en nitrates peut être différente suivant les conditions du milieu, comme cela est illustré par la figure 4.4.

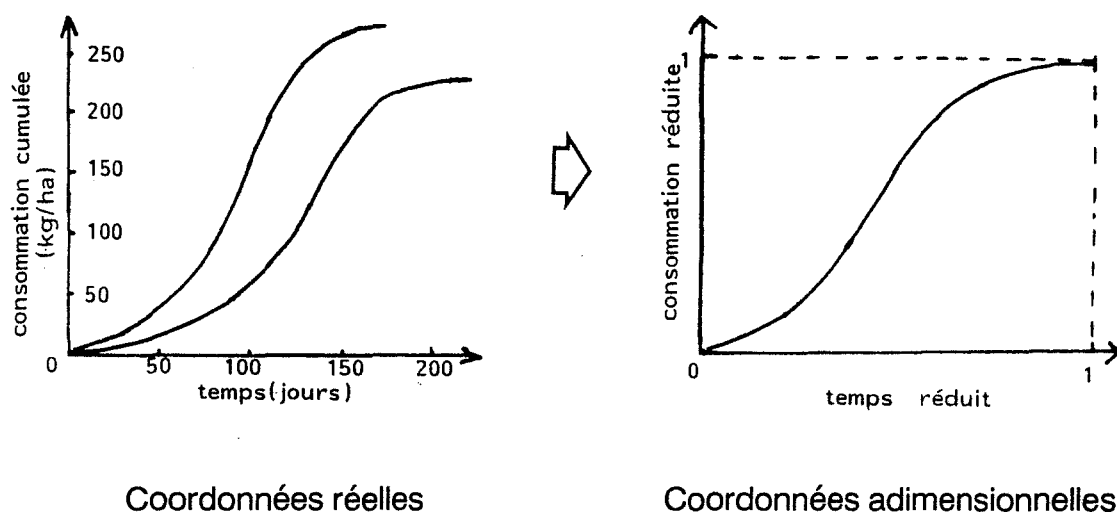


Figure 4.4 Courbes de consommation en NO_3^- .

Nous présentons d'abord quelques définitions:

- la condition optimale est définie comme celle sous laquelle tous les facteurs sont optimaux 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 certaines conditions agronomiques réelles, 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.

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:

$$F_p(t)_{t=T} = B_0 \quad (4-4)$$

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

$$f_p(t) = dF_p(t)/dt \quad (4-5)$$

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 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 que si l'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 4.4, les deux courbes se superposent et l'on a toujours une seule courbe adimensionnelle.

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:

$$F'_{pp}(t')_{t'=1} = 1 \quad (4-6)$$

avec $t' = t/T$.

Il en vient le flux de prélèvement réduit (t'):

$$f'_{pp}(t') - dF'_{pp}(t')/dt = (1/T)(dF'_{pp}(t')/dt') \quad (4-7)$$

et le flux de prélèvement est:

$$f_{pp}(t) = Bf'_{pp}(t') = Bf'_{pp}(t/T) \quad (4-8)$$

B étant la consommation totale pseudo-potentielle.

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

Idéalement on devrait disposer d'une telle fonction $f'_{pp}(t/T)$ pour chaque espèce végétale ou tout au moins une par groupe (ex.: les cultures d'hiver, celles du

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 (Figure 4.5). Comme nous le verrons plus tard, cette formulation empirique a été appliquée à toutes les formes de cultures sauf aux prairies.

Sous les conditions réelles, la consommation dépend, en plus de $f_{pp}(t)$, de la quantité de nitrates disponible dans le sol. Le processus d'absorption biochimique de nitrates par les racines des plantes peut être dissocié en deux étapes: une étape de fixation physico-chimique à la surface des racines (adsorption) et une étape d'assimilation biologique par les plantes de ces nitrates fixés.

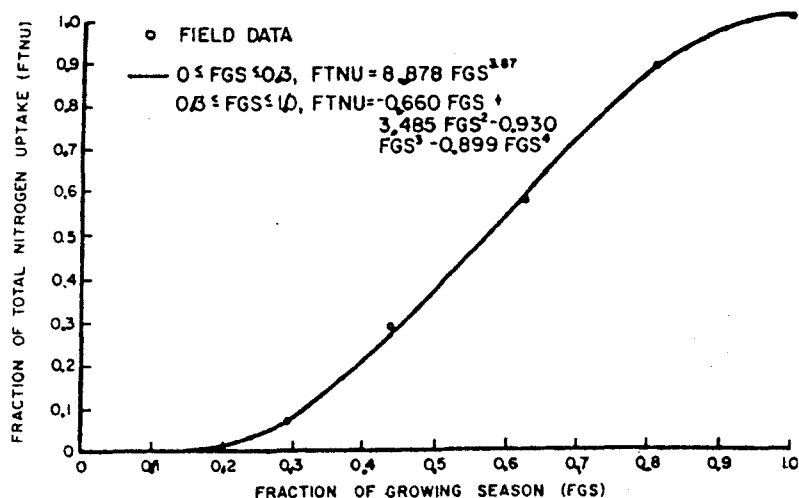


Figure 4.5 Fonction réduite de la consommation potentielle cumulée $F'_{pp}(t/T)$.

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



$$K_{ab} = (\text{NO}_3^-\text{X}) / ((\text{NO}_3^-)(\text{X})) \quad (4-10)$$

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 de l'adsorption.

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

$$\text{TOTX} = (X) + (\text{NO}_3^-X) \quad (4-11)$$

et (4-10) devient:

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

ou encore:

$$(\text{NO}_3^-X) = \text{TOTX}(\text{NO}_3^-)/((\text{NO}_3^-) + K_{ab}) \quad (4-12)$$

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:

$$\begin{aligned} f(t) &= f_{pp}(t)(\text{NO}_3^-)/((\text{NO}_3^-) + K_{ab}) \\ &= Bf'_{pp}(t/T)(\text{NO}_3^-)/((\text{NO}_3^-) + K_{ab}) \end{aligned} \quad (4-13)$$

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

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

4.4.4 Correction des paramètres biochimiques

Comme nous l'avons vu auparavant, la dynamique de l'azote dans le sol est influencée par certains facteurs climatologiques, pédologiques et agronomiques. Ceci se traduit dans la modélisation par le fait que les valeurs des constantes de vitesse de réaction dans l'équation (4-3) sont susceptibles de varier en fonction de ces facteurs.

Parmi ces nombreux facteurs (température, humidité, 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 du 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 éventuellement 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 seuls facteurs que l'on puisse vraiment prendre en considération dans une étude pratique. C'est donc en fonction de ces deux variables que s'effectue la correction des valeurs des paramètres biochimiques.

La température optimale pour les activités de la biomasse microbienne se situe le plus souvent à 35°C, et les constantes de vitesse de réaction prennent donc leurs valeurs maximales à cette température (Stanford et al., 1973). En ce qui concerne la correction, est adoptée une formule du type $k = k_0 Q_0^{(T-35)}$ (Prat, 1981). D'après les résultats des 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) optimale pour la minéralisation est proche de la capacité au champ (CC) et que la constante de vitesse de la réaction croît linéairement avec θ/CC ($k = k_0\theta/CC$) lorsque θ est inférieure à CC. Pour l'intervalle $\theta > CC$, s'applique une correction de diminution en proportion inverse ($k = k_0CC/\theta$) (Prat, 1981). Cette approche est également supposée valable pour les autres réactions (nitrification et réorganisations).

Nous arrivons finalement aux formules suivantes:

$$k = k_0 Q_0^{(T-35)\theta} / CC \quad \text{si } \theta < CC \quad (4-14)$$

et

$$k = k_0 Q_0^{(T-35)CC} / \theta \quad \text{si } \theta > CC \quad (4-15)$$

avec k_0 : constante 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 est une donnée d'entrée, tandis que l'humidité du sol est calculée par le modèle lui-même.

Les coefficients K_d et K_{ab} (des équations 4-1 et 4-13) devraient aussi être pris comme variables dans le temps, car ils sont influencés par certains facteurs tel que la température. Mais, faute de données expérimentales pertinente une valeur constante équivalente est généralement attribué pour un sol et une culture donnée.

CHAPITRE V

REVUE DES MODELES MATHÉMATIQUES

5.1 Introduction

La compréhension du comportement du N-NO₃ dans les sols agricoles s'est grandement amélioré durant la dernière décennie. On attribue ceci à la combinaison de plusieurs événements, dont le développement d'ordinateurs puissants et de techniques numériques efficaces; ces développements ont favorisé la mise en oeuvre de modèles prenant en compte les nombreux processus bio-physico-chimiques contrôlant le comportement du N-NO₃ dans l'environnement (Frissel et van Veen, 1981; Nielsen et al., 1982; Tanji, 1982; Zuvia et al., 1988).

Il est bien connu que, dans les phénomènes de recharge des nappes, la zone non-saturée joue un rôle déterminant, aussi bien sur la quantité que sur la qualité des eaux transférées (Hillel, 1974; Vachaud et al., 1989). Dans cette optique, le transport vertical des espèces azotées, et particulièrement des nitrates, représente l'une des préoccupations majeures du point de vue de la vulnérabilité des nappes face à leur contamination.

Définis comme des représentations simplifiées des systèmes réels, les modèles de simulation du transport de solutés dans les sols et les eaux souterraines peuvent être de types descriptifs, physiques, analogiques, ou mathématiques. Ces derniers, du fait de l'avènement des ordinateurs et de leur capacité à prendre en compte tous les processus intervenant dans ce transport, sont devenus les plus usités. La plupart d'entre eux nécessitent de calculs complexes et longs, ce qui se traduit en temps de calcul importants et en besoin d'une grande capacité de mémoire des machines.

Les modèles mathématiques ne présentent pas tous la même approche. A l'opposé des modèles conceptuels basés sur les processus physiques régissant

le déplacement de l'eau et des solutés dans le sol, les modèles empiriques utilisent des relations généralement simples établies sur les observations et les mesures de la réalité. Ce sont pour la plupart des modèles boîtes-noires, c'est-à-dire des systèmes pour lesquels il existe une relation entrées-sorties, mais à l'intérieur desquels aucune description des phénomènes engendrant cette relation n'est possible. Certains de ces modèles peuvent donner de bons résultats, tels ceux représentant des phénomènes simples où peu d'éléments entrent en jeu. Ces modèles sont généralement réservés à un usage limité, pour lequel des modèles plus complexes ne sont pas nécessaires.

L'avantage des modèles conceptuels est qu'ils reposent sur la compréhension des processus et leur représentation sous forme de lois physiques. Lorsque ces processus sont nombreux, les modèles sont complexes. Il est alors souvent nécessaire de faire des hypothèses simplificatrices permettant de négliger l'effet d'un phénomène devant un autre. De nombreuses manières de classer les modèles conceptuels existent, suivant leur approche de la réalité, suivant les processus dont ils tiennent compte, suivant le mode de résolution de leurs équations, etc.. Il est ainsi possible de différencier les modèles statiques de ceux dynamiques, distinction reposant par exemple sur l'état permanent ou transitoire du régime d'écoulement de l'eau. De même on différencie les modèles déterministes des modèles stochastiques; les premiers utilisant des valeurs ponctuelles pour chacun des paramètres, les seconds utilisant plutôt les distributions statistiques des valeurs de ces paramètres, fonction de leurs variabilités spatiale ou temporelle.

La plupart des modèles mathématiques de simulation utilisent l'équation différentielle du transport du soluté parfois couplée avec celle de l'écoulement. Ces deux équations sont basées sur le principe de la conservation de la masse et de l'énergie. L'équation du transport intègre des termes d'advection, de dispersion, d'adsorption, de dégradation, voire de transformation, filiation, et autres. Chacun de ces termes est régi par une ou plusieurs lois physiques représentées par les équations correspondantes. Ainsi la simulation passe souvent par la résolution d'un système d'équations, résolution qui peut être de ce fait très complexe. La complexité même de l'équation ou la nécessité d'un système d'équation ne permet pas toujours l'existence d'une solution analytique

pour le problème, ce qui conduit alors à une résolution numérique des équations du transport et des processus associés.

5.2 Typologie des modèles de transport des formes azotées

Les principaux processus affectant le transport et le destin des espèces azotées dans la zone non-saturée du sol sont l'advection, la dispersion, la rétention et la transformation (cycle de l'azote). Ces processus ont fait récemment l'objet d'intenses efforts de modélisation numérique pour la prévision du mouvement des nitrates dans la zone non-saturée et celle de leur lessivage vers les nappes phréatiques (Jury et al., 1976; Wagenet, 1980; Rao et al., 1984; White, 1987). Cependant, la modélisation déterministe du transport des espèces azotées néglige fréquemment l'influence de la variabilité des facteurs qui affectent les propriétés du sol (Wagenet et Hutson, 1987) et les processus de transformation.

Parmi les approches actuelles de modélisation concernant le devenir de l'azote dans le sol et l'eau souterraine, deux tendances peuvent être différenciées. En effet, suivant que la finalité principale soit l'étude des processus régissant ce devenir, ou l'étude de la disponibilité ou de l'impact de ce devenir dans (ou sur) le sol et les eaux souterraines, alors l'approche résultante sera une approche de gestion ou une de recherche. Ces deux approches fondamentalement différentes sur leur finalité le sont aussi pour les outils de modélisation développés.

Actuellement, les modèles de recherche sont les plus nombreux. Ils sont développés et utilisés par des scientifiques pour des fins de recherche plus fondamentales qu'appliquées. Ils sont basés sur les connaissances les plus précises et actuelles concernant les processus de transport et de transformation de l'azote. Destinés à vérifier les hypothèses concernant les processus, ils privilégient la précision, le réalisme et la fiabilité mais au prix d'une complexité extrême, d'un nombre très important de paramètres, et de temps de calcul souvent considérable même avec des machines très puissantes.

Ainsi, leur utilisation dans un contexte plus appliqué de gestion est-elle compromise si ce n'est impossible, principalement à cause des temps élevés de calcul, mais aussi et surtout à cause du nombre impressionnant de paramètres

nécessaires pour la modélisation, paramètres généralement jamais mesurés dans les cas réels au champ. Ainsi Johnsson, et al. (1987) remarquent que leur complexité limite leur utilisation sur des sites où les caractéristiques sont connues de manière extensive.

Frissel et Van Veen (1982) distinguent trois catégories parmi les modèles de recherche. Les modèles de transport mettent l'accent sur les processus de migration de l'azote (lessivage, volatilisation). Les modèles axés sur la matière organique s'intéressent à la disponibilité de l'azote minéral pour les plantes et aux processus de minéralisation dans le sol. Enfin, les modèles sol-plante étudient le cycle de l'azote et sa distribution entre le sol et la plante (quantité assimilée, matière sèche produite, facteurs limitants, ...).

Ces modèles de recherche, bien que devenant de plus en plus performants du fait de la puissance croissante des machines informatiques, demeurent cependant des outils de recherche et peu d'entre eux ont été appliqués sur des cas réels et comparés à des mesures de terrain. La plupart des applications ont été réalisées par les concepteurs des modèles et ont été limitées à un contexte d'application (type de sol, culture, climat) (Gustafson, 1988).

A l'opposé, les modèles de gestion se veulent des outils destinés à être utilisés par des intervenants non nécessairement spécialistes de la modélisation. Les modèles existants sont principalement destinés à l'optimisation fertilisation-rendement des cultures. Aucun, à notre connaissance, n'a été développé dans un objectif environnementaliste, c'est-à-dire pour minimiser l'impact de la fertilisation sur le sol et l'eau souterraine. Généralement, leur traitement mathématique est simple et souvent basé sur des régressions des comportements observés les années précédentes. Souvent destinés à un type de culture et spécifiques à un site, ces modèles sont peu exigeants en données d'entrée et s'avèrent pratiques dans un cadre d'application spécifique.

5.3 Hypothèses simplificatrices de modélisation

Le cycle de l'azote est d'une extrême complexité. Compte tenu de l'insuffisance des connaissances actuelles sur certains phénomènes, du manque de données pour leur prise en compte dans une modélisation et pour illustrer leurs importances relatives les uns par rapport aux autres, certaines simplifications sont généralement apportées pour la modélisation. Nous présentons donc ci-après quelques-unes des simplifications les plus communément réalisées pour les différents modèles. Ces simplifications ne sont pas nécessairement celles que nous apporterons pour le développement de l'outil d'évaluation des risques associés à l'épandage des fumiers.

(1) Ne disposant généralement pas de données sur la composition de l'azote organique du sol, de nombreux modèles la considère comme homogène et présente sous une forme unique dont la composition moyenne reflète la partie minéralisable sur l'échelle de temps considérée par la simulation.

(2) L'état actuel des connaissances et la disponibilité des données ne permet pas toujours la prise en compte des phénomènes d'échange sol-atmosphère. Ainsi, il est souvent supposé que les termes d'entrée (précipitation + fixation biologique) et les termes de sortie (dénitrification + volatilisation) se compensent globalement.

(3) Du fait de la rapidité de la nitratisation vis-à-vis de la nitrification, il est souvent considéré que la nitrification se fait en une seule étape gouvernée par la vitesse la plus lente (celle de la nitrification). En d'autres termes, est alors négligée 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) sur la cinétique de l'oxydation de l'ammonium et du nitrite dans le sol.

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

Les deux premières hypothèses sont en fait les plus discutables.

5.4 Modèles mécanistiques

Une modélisation fidèle du devenir des formes azotées dans le sol et l'eau souterraine nécessite que l'on décrive précisément les processus physique, thermique et chimique affectant l'azote dans le milieu poreux dans des conditions généralement non-saturées. Ceci est généralement réalisé pour les modèles phénoménologiques par l'utilisation des équations différentielles qui contrôlent le flux de l'eau, le transport de la chaleur et des solutés.

L'écoulement de l'eau dans un sol non-saturée ou saturé est décrit par l'équation différentielle de Richards. Cette équation qui résulte de la combinaison de l'équation de conservation de la masse et de l'équation de Darcy, décrit l'écoulement transitoire dans un milieu poreux non-saturé ou saturé, en tenant compte de la densité de l'eau, de la teneur en eau du sol, de la température, de la charge hydraulique, de la pression, de la perméabilité intrinsèque à l'eau, de la viscosité dynamique de l'eau, et du coefficient d'emmagasinement spécifique.

De même, il est possible d'exprimer le transport de chaleur dans un milieu poreux saturé ou partiellement saturé par une équation différentielle de convection-dispersion tenant compte de la chaleur spécifique du milieu poreux et de celle de l'eau, de la vitesse de Darcy, de la conductivité thermique du milieu, et de la température connue de la source d'eau.

Finalement, le transport du soluté par l'eau est décrit par une équation différentielle d'advection-dispersion, couplée avec des équations décrivant les réactions du soluté avec le sol et les réactions biogéochimiques. L'équation du transport tient compte de la concentration de soluté dissous, de la densité apparente du sol, du coefficient d'adsorption, et du coefficient de dispersion du soluté. Les équations représentant les processus de transformation tiennent compte des différents coefficients des cinétiques de nitrification, de dénitrification et de minéralisation de l'azote organique. Les équations de réaction prennent en compte les cinétiques d'adsorption, les fonctions d'absorption par les plantes et de volatilisation.

Les inconnues du système d'équations obtenu sont, respectivement, les charges hydrauliques H (permettant le calcul des vitesses), les températures T et les

concentrations de l'eau en soluté C (pour ses différentes formes). Le système d'équations (y compris les équations secondaires) doit alors être résolu numériquement par une méthode mathématique, telle celle des différences finies ou celle des éléments finis. Ce sont des méthodes très puissantes, mais nécessitant des techniques mathématiques sophistiquées, des algorithmes puissants, et des temps de calculs très longs. Ces modèles sont donc généralement développés pour répondre à des besoins de recherche, et se prêtent très difficilement à un usage de gestion.

5.5 Modèles à réservoirs

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. De plus, la prise en compte de l'ensemble des phénomènes physiques de façon trop détaillée entraîne, en plus d'une grande complexité mathématique, la nécessité d'acquérir une quantité de paramètres qu'il est difficile d'obtenir dans tous les cas.

Les approches de modélisation des modèles à réservoirs résultent donc d'un compromis entre une représentation précise de certains processus et une représentation empirique pour d'autres, tant au niveau du cycle de l'eau que pour celui de l'azote. Ainsi, la fonction production de nitrates est construite à partir de réservoirs de bilan et de réservoirs de transfert comme peut l'être aussi la fonction production eau du modèle.

Ainsi pour le lessivage (transport de masse dans la zone non-saturée), est souvent utilisé un mécanisme de mélange parfait à l'intérieur du compartiment et de vidange exponentielle proportionnelle au rapport flux d'eau/réserve en eau. Un modèle à réservoirs ne permet pas de simuler le profil en azote dans le sol, mais seulement de calculer une sortie à partir des entrées. Le contenu en azote peut cependant être connu sous ses différentes formes chimiques. Le calcul de la production de nitrates se fait dans le réservoir sol correspondant à la zone racinaire. Le flux d'eau qui traverse ce réservoir entraîne alors un flux de nitrate. Ces deux flux rentrent ensuite dans un deuxième réservoir correspondant à la

couche plus profonde avant d'atteindre la nappe aquifère. Les nitrates dans le deuxième réservoir, caractérisé par un coefficient de vidange et une capacité maximale de la réserve en eau, sont alors considérés comme chimiquement conservatifs.

Le bilan des différents éléments azotés dans un tel réservoir sol est donc réalisé au moyen d'un système d'équations décrivant les divers bilans en NO_3^- , NH_4^+ libre, NH_4^+ fixé (NH_4^+ total), et N organique.

Le flux d'entrée de NO_3^- dans le sol est égal à l'apport de N- NO_3 au champ, diminué de la partie ruisselée en surface calculée par le modèle hydrodynamique si existant. Les entrées en N ammoniacal et en N organique sont considérées comme égales à leurs apports au champ du fait que ces formes sont en général peu lessivables par le ruissellement.

Considérant de plus les processus de nitrification et de réorganisation, on obtient un système d'équations (pour le transport réactif des solutés) que l'on résout numériquement par la transformation des équations aux dérivées partielles usuelles ($\delta C/\delta t$) par des équations algébriques en différences finies ($\Delta C/\Delta t$). La résolution conduit au calcul des flux de nitrates percolant vers la nappe.

Deux catégories de données d'entrée sont introduites dans un tel modèle:

- les données de précipitations, de ruissellement, d'infiltration et de réserve en eau du sol;
- les données agricoles et pédologiques propres au modèle que sont principalement les apports en éléments azotés dûs à l'épandage d'engrais ou de fumiers, les pratiques culturales, 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 et le coefficient d'absorption.
- les coefficients de vitesse des quatre transformations biochimiques internes qui jouent des rôles indirects dans le calcul des flux de lessivage et de prélèvement des nitrates.

- les coefficients de correction des coefficients précédents en fonction de la température du sol.

Ces paramètres proviennent de la littérature, des mesures au champ, ou sont obtenus par calage du modèle.

Les résultats de sortie de ces modèles sont principalement des 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, les modèles permettent le calcul de la réserve en éléments azotés des différents compartiments du sol et les flux des quatre transformations biochimiques internes. Ces différents résultats peuvent être confrontés aux observations réalisées sur le terrain.

5.6 Revue des modèles existants

Devant la rapidité de l'évolution des connaissances et des techniques de simulation, notre revue de littérature concernant les modèles décrivant le transport des formes azotées dans les sols et leurs applications a été volontairement restreinte aux modèles ou adaptations de ceux-ci publiés depuis 1980.

Tillotson et al. (1980) couplent, à un modèle d'écoulement de l'eau, un modèle de transformation de l'azote incluant les principaux processus et cinétiques d'échange.

Le modèle de Bhat et al. (1980) est spécifiquement appliqué à la modélisation du devenir de l'azote des fumiers appliqués au champ, utilisant un simple bilan en eau pour la partie hydrique.

Le modèle CSMP (Frissel et van Veen, 1981) semble être le premier modèle tenant compte de la décomposition de la matière organique du sol, incluant fumier et paille. Il prend en compte la minéralisation, la nitrification-dénitrification, la volatilisation, la fixation et le lessivage. La décomposition de la matière organique tient aussi compte de sa nature (carbohydrates, cellulose, protéines,

sucre, ...). Le transport des formes azotées dans le sol est cependant peu pris en compte, si ce n'est au niveau des pertes en composés.

Le modèle de Tanji et al. (1981) couple l'écoulement avec le transport et la transformation de l'azote. Les principaux processus sont pris en compte dans ce modèle.

Le modèle de Rao et al. (1981) permet la prise en compte des résidus de culture et des fumiers. La matière organique est subdivisée en fractions lentement ou rapidement minéralisables. Le programme est constitué en modules pouvant être modifiés ou remplacés.

Selim et Iskandar (1981) présentent un modèle destiné à l'application des eaux usées sur les cultures. Ce modèle prend en compte les principaux processus de transport et de transformation de l'azote.

Le modèle de Thiéry (1983) est de type à réservoirs et couple le transport dans la zone non-saturée avec celui dans la nappe. Les réactions et transformations qu'il prend en compte sont relativement limitées. Ce modèle est un modèle de gestion destiné à réaliser le bilan en nitrates à la sortie du bassin versant ou en un point de captage de la nappe.

Wagenet et Rao (1983) démontrent l'importance de la prise en compte de la variabilité spatiale des propriétés hydrauliques du sol pour la simulation du mouvement de l'azote minéral.

Au fil des années 80, les modèles se raffinent tant au niveau de la prise en compte des processus que des techniques mathématiques utilisées. De ce fait, les modèles se complexifient aussi ce qui les rend de plus en plus performants mais difficiles à mettre en oeuvre. Ainsi, les modèles se différencient de plus en plus comme des outils de recherche et non de gestion.

Rolston et al. (1984) et Rao et al. (1984) présentent l'application de leur modélisation aux pertes de nitrates provenant des applications de fertilisants et fumiers sur des sols cultivés ou non cultivés.

Martin et al. (1988) montrent l'influence de l'irrigation sur le devenir de l'azote dans le sol.

Neeteson et al. (1989) présentent une application de leur modèle aux pertes de nitrates durant la période de croissance des plants de pommes de terre.

White (1989) applique la modélisation au lessivage des nitrates au travers des sols argileux structurés en utilisant un écoulement par fonction transfert.

Barraclough (1989) présente un modèle de lessivage de l'azote très raffiné pour le processus d'écoulement de l'eau dans le sol.

Borg et al. (1990) réalisent une comparaison intéressante des résultats de leur modèle SOILN avec des mesures réalisées sur un sol avec fertilisation et épandage de fumiers.

5.7 Spatialisation de l'évaluation

Pour l'évaluation de la vulnérabilité d'un système d'eau souterraine de grande étendue, il serait nécessaire de réaliser la simulation-évaluation sur tous les points de la zone étudiée. Généralement, ceci peut être évité en divisant le domaine étudié en zones homogènes vis-à-vis des paramètres et des données d'entrée. Cette zonation du domaine s'effectue pour quatre catégories de données:

(1) *Zonation vis-à-vis des apports*: Le domaine est zoné en fonction de l'homogénéité des apports par épandage. Considérant les trois formes d'azote et les diverses sources possibles (engrais, fumiers, lisiers), la seule unité de superficie qui puisse être considérée comme homogène serait la parcelle de champ.

(2) *Zonation vis-à-vis des exports*: La division du domaine est considérée 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.

(3) *Zonation vis-à-vis des propriétés physiques du sol*: La zonation est établie sur les paramètres physiques et hydrodynamiques régissant le cycle de l'eau dans le sol. Cette zonation repose principalement sur la délimitation des unités pédologiques.

(4) *Zonation vis-à-vis des propriétés biochimiques du sol*: La zonation est établie sur les valeurs des paramètres biochimiques régissant le cycle de l'azote dans le sol. Du fait que les propriétés biochimiques du sol sont étroitement dépendantes de ses propriétés physiques, d'autant plus que les conditions climatiques sont relativement homogènes dans une région, on peut largement se référer à la zonation pédologique.

La zonation obtenue finale regroupant les caractéristiques du sol, des cultures et des apports d'azote peut cependant être facilitée par les pratiques régionales de monoculture qui ont lieu sur des sols de même type et utilisent des types de fertilisation plus ou moins standards.

Malgré cette zonation du territoire étudié en unités homogènes, la variabilité spatiale des quatre classes de caractéristiques à l'intérieur de chaque unité peut être plus ou moins grande et influencer considérablement les résultats de l'évaluation sur cette unité. Il apparaît donc important que l'évaluation des risques, même réalisée sur des zones considérées homogènes, prenne en compte la variabilité spatiale des caractéristiques des sols, des cultures et des apports en fertilisants.

CHAPITRE VI

CONCLUSION

La revue bibliographique que nous venons de présenter a porté sur la problématique de la contamination des eaux souterraines par les composés azotés. Au travers de la littérature récente, nous avons fait le point sur cette problématique, défini la notion de vulnérabilité des eaux souterraines associée aux risques de contamination, étudié les différents processus et facteurs affectant les composés azotés dans le sol (i.e. le transport des solutés et le cycle de l'azote), et effectué une revue des approches de modélisation et des modèles existants.

Comme on a pu le constater, la contamination des eaux souterraines par les nitrates est un problème croissant dans tous les pays. Au Québec, où les cas y sont de plus en plus nombreux, on a pu identifier parmi les différentes sources de la contamination que les fumiers et lisiers d'élevage épandus sur les champs agricoles constituaient un risque important pour la qualité des eaux souterraines.

Ainsi, une préservation de la qualité de cette ressource consiste à définir la vulnérabilité de ce système comme toutes pénétrations de contamination à des concentrations excessives, relativement aux normes. L'utilisation d'un outil de gestion efficace de ces fumiers et lisiers, capable de prédire les niveaux de concentrations pouvant atteindre la nappe d'eaux souterraines, devient alors le moyen idéal pour la préservation de la qualité de la ressource, tout en maintenant l'utilisation-valorisation des fumiers et lisiers en agriculture.

Le nombre et la complexité des processus régissant le devenir de l'azote dans le sol, et le nombre des facteurs influençant celui-ci, nécessite que l'outil de gestion puisse les prendre en considération dans l'évaluation des quantités d'azote parvenant à la nappe. Ainsi, la modélisation mathématique semble être le seul outil capable de réaliser cette évaluation sur une base physique de simulation de la réalité.

Parmi les différentes approches de modélisation étudiées, on peut distinguer des modèles mathématiques complexes, reproduisant avec une très grande fiabilité les moindres processus. Ces modèles sont malheureusement difficiles à mettre

en oeuvre du fait du nombre très élevé de paramètres qui leur sont nécessaire, et des techniques mathématiques qui nécessitent généralement l'intervention de spécialistes de la modélisation pour les appliquer. Ces modèles qui demandent des temps de calcul très élevés sont spécifiquement destinés à des objectifs de recherche et ne s'appliqueraient que difficilement à une approche de gestion. A l'opposé, quelques rares expériences de modélisations développées et appliquées à un contexte de gestion ont montré qu'une simplification et une adaptation de ces modèles de recherche pouvaient en faire des outils puissants et précieux pour l'évaluation des risques de contamination.

A partir de la revue des différentes approches existant dans les divers domaines concernés, nous pourrons poser nos propres hypothèses simplificatrices que nous vérifierons par les moyens nécessaires, afin de développer un outil de gestion spécifique pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination dans le cadre de la problématique de l'utilisation des fumiers et lisiers aux champs.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFEQ, 1984. Guide de fertilisation. Association des Fabricants d'Engrais du Québec. Montréal, Québec.
- ALEXANDER, M., 1950. Introduction to Soil Microbiology. John Wiley and Sons, Inc., N.Y.
- ALLER, L., T. BENNETT, J.R., LEHR, R.J. PETTY, 1985. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. Rapport EPA/600/2-85/018, US Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma, USA.
- ANDERSON, O.E., 1960. The effect of low temperature on nitrification of ammonia in Cecil Sandy Loam. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 24: 286-289.
- ANDERSON, D.E., E.R. PURVIS, 1955. Effects of low temperature on nitrification of ammonia in soils. *Soil Sci.*, 80: 313-318.
- ANIMAL MANURE MANAGEMENT COMMITTEE, 1979. Canada Manure Management Guide, Publ. 1534, Agriculture Canada, Ottawa.
- ARDACANI, M.S., R.K. SCHULZ, A.D. McLAUREN, 1974. A kinetic study of ammonium and nitrite oxidation in a soil field plot. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 38:273-277.
- BACHMAN, L.J., 1984. Nitrate in the Columbia aquifer, Central Delmarva peninsula, Maryland. WRI Report 84-4322. U.S. Geol. Surv., Tuwson, MD., 51 pp.
- BAKER, J.L., 1981. Agricultural areas as nonpoint sources of pollution. In: M.R. OVERCASH and J.M. DAVIDSON (Eds.), *Environmental impact of nonpoint source pollution*, Ann Arbor Sci. Pub., Ann Arbor, MI, 449 pp.
- BAKER, J.L., CAMPBELL, K.L., JONHSON, H.P., J.J. HANWAY, 1975. *J. Environ. Qual.*, 4(3): 406-412.
- BANTON, O., J.P. VILLENEUVE, 1989. Evaluation of groundwater vulnerability to pesticides: A comparison of the agricultural DRASTIC index with PRZM leaching concentrations. *J. Contaminant Hydrol.* 4: 285-296.
- BARRACLOUGH, D., 1989. A usable mechanistic model of nitrate leaching. I. The model. *J. of Soil Science*, 40: 543-554. II. Application. *J. of Soil Science*, 40: 555-562.

- BENES, V., 1986. Movement of agrochemicals in the unsaturated and saturated zones. *In: J. VRBA, E. ROMJIN (Eds.), Impact of agricultural activities on groundwater. vol. 5, IAH, UNESCO, IUGS., pp. 29-87.*
- BENOIT, G.R., W.J. GRANT, J. BORNSTEIN, P. HEPLER, 1989. Carbon and nitrogen levels in a subsurface drained silty clay soil. *Trans. ASAE, 32: 559-563.*
- BERNARD, C., 1985. Contrôle de la pollution agricole diffuse. *Sci. Tech. Eau, 18: 374-379.*
- BERNHARD, C., C. SCHENCK, L. ZILLIOX, 1985. Les nitrates dans les eaux souterraines du Ried Central de l'Ill. *Techniques, Sciences, Méthodes-L'Eau, 80: 295-304.*
- BHAT, Z.K.S., T.H. FLOWERS, J.R. O'CALLAGHAN, 1980. A model for the simulation of the fate of nitrogen in farm wastes on land application. *J. Agric. Sci. Camb. 94:183-193.*
- BLACK, C.A., 1968. Crop yields in relation to water supply and soil fertility. *In: W.H. PIERRE et al. (Eds.), Plant environment and efficient water use, Am. Soc. Agron., Madison, WI, pp.177-206.*
- BOLTON, E.F., J.W. AYLESWORTH, F.R. HORE, 1970. Nutrient losses through tile drains under three cropping systems and two fertility levels on a Brookston clay soil. *Can. J. Soil Sci., 50: 275-279.*
- BOORMAN, C.V., 1977. Land application of swine waste residue for integrated crop production. *In: R. LOEHR (Ed.), Food fertilizer and agricultural residues, Ann Arbor Sci. Pub., Ann Arbor, MI, pp. 605-620.*
- BORG, G.C., P.E. JANSSON, B. LINDEN, 1990. Simulated and measured nitrogen conditions in a manured and fertilised soil. *Plant and Soil. 121: 251-267.*
- BOWER, C.A., 1974. Quality of drainage waters. *In: J. VAN SCHILFGAARDE (Ed.), Drainage for agriculture, Am. Soc. Agron., Agron. Monog. No. 17, Madison, WI, pp. 471-487.*
- BRESLER, E., A. LAUFER, 1974. Simulation of nitrate movement in soils under transient unsaturated flow conditions. *Israel J. Agric. Res., 23: 141-153.*
- BROWN, R.L., L.A. BECK, 1989. Subsurface drainage agriculture in California's San Joaquin Valley. *In: M.E. HUNTLEY (Ed.), Biotreatment of agricultural wastewater, CRC Press, Inc., Boca Raton, FA, pp. 1-13.*
- CAMERON, K.C., A. WILD, 1984. Potential aquifer pollution from nitrate leaching following the plowing of temporary grassland. *J. Environ. Qual., 13: 274-278.*

- CAMPBELL, C.A., W.S. FERGUSON, F.G. WARDER, 1970. Winter changes in soil nitrate and exchangeable ammonium. *Can. J. Soil Sci.*, 50: 151-162.
- CANTER, L.W., 1986. Water and soil impacts. *In: Environmental impacts of agriculture production activities*, Lewis Pub. Inc., N.Y., pp. 87-166.
- CARTER, D.L., J.A. BOUNDURANT, C.W. ROBBINSON, 1971. Water-soluble N-NO₃-nitrogen, PO₄-phosphorus, and total salt balances on a large irrigation tract. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 35: 331-335.
- CAUSSADE, B., M. PRAT, 1984. Simulation de l'impact de produits réactifs dans les sols - cas de l'azote. *J. Hydrol.*, 73: 89-104.
- CHAMBERLAND, E., 1976. Evolution des nitrates dans quelques systèmes sol-eau du Québec. *Can. J. Soil Sci.*, 56: 257-269.
- CHO, C.M., 1971. Convective transport of ammonium with nitrification in soil. *Can. J. Soil Sci.*, 52:339-350.
- CLARK, E.C., N.B. RICHARDSON, 1986. Agriculture not sole culprit. *Solutions*, 30: 32-36.
- CLUIS, D., D. COUILLARD, 1987. *Sciences et Techniques de l'Eau*, 20(4): 311-317.
- CONCARET, J., J. DE CRECY, 1989. Composition des eaux de drainage. Resultats experimentaux. *Soil Technol.*, 2: 185-203.
- COTE, D., 1982. La régie des épandages de fumier en rapport avec les propriétés physiques et hydrodynamiques des sols. Rapport Ministère de l'Agriculture du Québec, Service de recherche en sols. 1982-03-08. 12pp.
- CPVQ, 1976. Drainage souterrain, Information Générale. Conseil des Productions Végétales du Québec, Ministère de l'Agriculture du Québec. Montréal, Québec, 37 pp.
- CPVQ, 1984. Drainage souterrain; Cahier de normes. Conseil des Productions Végétales du Québec, Montréal, Québec, 37 pp.
- CWPU, 1977. Water resources with particular reference to groundwater. *Reading Bridge House*, RG1 8 ps, UK.
- DE BECKER, E., 1989. Impact de l'activité humaine sur la contamination azotée des eaux souterraines. *Tribune de L'Eau*, 41: 25-29.
- DEVITT, D., J. LETEY, L.J. LUND, J.W. BLAIR, 1976. Nitrate-nitrogen movement through soil as affected by soil profile characteristics. *J. Environ. Qual.*, 5: 285-288.
- DE VRIES, W., KRAGT, J.F., A. BREEUWSMA, 1987. *In: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*, Proc. No 38, TNO Committee on Hydrological Research, The Hague, Netherland, pp. 491-498.

- DE WIT, N.H.S.M., W. BLEUTEN, 1987. *In: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*, o.p., pp. 709-716.
- DIONNE, J.L., 1978. Les engrais chimiques et la qualité de l'environnement. Science Agriculture Québec, Conseil des Productions Végétales du Québec (CPVQ), Montréal, Québec, pp. 11-19.
- DUCHEMIN, J., J. DUFILS, M. PARIS, 1988. Nitrates et eaux d'alimentation. Situation en Haute et Basse-Normandie. *Techniques, Sciences, Méthodes- L'Eau*, 84: 181-190.
- DUKE, H.R., D.E. SMIKA, D.F. HEERMANN, 1978. Groundwater contamination by fertilizer nitrogen. *J. Irrig. and Drain, Div., ASCE*, 104(IR3): 283-291.
- EEC, 1980. Council directive on the quality of water for human consumption. Official Issue No. 80/778, EECL229, III European Economic Community, Brussels.
- EMOND, C., 1988. *Dans: Vers une utilisation raisonnée des ressources*, Recueil des exposés du colloque. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval, Québec, Canada, pp. 183-218.
- ERICKSON, A.E., B.G. ELLIS, 1971. The nutrient content of drainage water from agricultural land. *Michigan Agr. Exp. Sta. Res. Bull.* 31, 16 pp.
- EVANS, R.O., J.W. GILLIAM, R.W. SKAGGS, W.L. LEMKE, 1987. Effects of agricultural water management on drainage water quality. *Proc. 5th National Drainage Symposium, ASAE Publication 07-87*, St. Joseph, MI, pp. 210-219.
- EVANS, R.O., J.W. GILLIAM, R.W. SKAGGS, 1989. Managing water table management systems for water quality. *ASAE Paper No. 89-2129*, St. Joseph, MI.
- FAO, 1981. *Fertiliser Yearbook*, vol. 30. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome, Italy.
- FOSTER, I.D.L., 1981. Modelling nitrate behaviour in a small catchment, East Devon, UK. *Agro-Ecosystems*, 6: 325-341.
- FOSTER, S.S.D., A.H. BATH, 1986. The distribution of agricultural soil leachates in the unsaturated zone of the British Chalk. *In: J. VRBA and E. ROMJIN (Eds.), Impact of agricultural activities on groundwater*, vol. 5, IAH, UNESCO, IUGS, pp. 271- 284.
- FOSTER, S.S.D., A. CANALES, 1988. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en métodos existentes.

- Organización Mundial de la Salud, Organización Panamericana de la Salud.
- FOULHOUZE, R., 1988. Nitrates et eaux d'alimentation. *Techniques, Sciences, Méthodes-L'Eau*, 83: 4-88.
- FRANÇOIS, E., 1987. Agriculture et Environnement. *Annales de Gembloux*, 93: 173-193.
- FRISSEL, M.J., J.A. VAN VEEN, 1981. Simulation model for nitrogen immobilization et mineralization. In I.K. Iskandar (Eds.) *Modeling waste water renovation by land disposal*. John Willey and Sons, NY. p. 359-381.
- FRISSEL, M.J., J.A. VAN VEEN, 1982. A review of models for investigating the behaviour of nitrogen in soil. *Phil. Trans. R. Soc. London*. B296,341-349.
- GALINATO, G.J., R.S. KANWAR, J.I. BAKER, R. HORTON, 1986. Soil moisture and NO₃-N movement under freezing conditions. ASAE Paper No. 86-2514, St. Joseph, MI.
- GANGBAZO, G., J. BUTEAU, 1985. Analyse de la gestion des fumiers dans les bassins versant des rivières Assomption, Chaudière et Yamaska. Environnement du Québec, Envirodoq 850513, 850514 et 850515.
- GAMBRELL, R.P., J.W. GILLIAM, S.B. WEED, 1975a. Denitrification of some soils in the North Carolina coastal plain as affected by soil drainage. *J. Environ. Qual.*, 4: 311-316.
- GAMBRELL, R.P., J.W. GILLIAM, S.B. WEED, 1975b. Nitrogen losses from soils of the North Carolina coastal plain. *J. Environ. Qual.*, 4: 317-322.
- GERWING, J.R., A.C. CALDWELL, L.L. GOODROAD, 1979. Fertilizer nitrogen distribution between soil plant and aquifer. *J. Environ. Qual.*, 8: 281-284.
- GILLIAM, J.W., R.W. SKAGGS, S.B. WEED, 1979. Drainage control diminish nitrate loss from agricultural fields. *J. Environ. Qual.*, 8: 137-142.
- GILLIAM, J.W., R.W. SKAGGS, 1986. Controlled agricultural drainage to maintain water quality. *J. Irrig. and Drain. Eng.*, ASCE, 112: 254-263.
- GLANDON, L.R., L.A. BECK, 1971. Nutrients from tile drainage systems. *Water Pollut. Control Res.*, Series 13030. ELY-5/71-73.
- GRENIER, C., 1986. Guide pour la détermination de périmètre de protection autour des captages d'eau souterraine. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des Eaux Souterraines et de Consommation, Québec.
- GRIM, R.E., 1968. Clay mineralogy. MC Graw-Hill Series in Earth and Planetary Sciences.

- GUSTAFSON, A., 1988. Simulation of nitrate leaching from arable land in southern Sweden. *Acta Agric.Scand.* 38:13-23.
- HAIMES, Y.Y., V. CHANKONG, C. DU (1985) Risk assessment for groundwater contamination: I and II in *Computer Application in water resources*. Publ. ASCE. New York, pp. 1067-1099.
- HENIN, S., 1980. Groupe de travail "Activités agricoles et qualité des eaux" Rapport du sous groupe Système de culture, Minist. Agric. et Minist. Environ. Paris, France.
- HENIN, S., M. SEBILLOTE, 1981. Fertilisation azotée et risque de pollution. Réflexions sur un modèle. *C.R. Acad. Agr. Fr.*, 67: 60-71.
- HESS, P.J., 1986. Groundwater use in Canada, 1981. National Hydrology Research Institute. Paper No. 28, Inland Water Directorate Bulletin No. 140, Ottawa.
- HILLEL, D., 1980. "Flow of water in Unsaturated Soil". In: *Fundamental of Soil Physics*. Academic Press, N.Y., pp.195-232.
- IGNAZINI, J.C. 1987. Pratiques de l'agriculture intensive et qualité des eaux. *Fertilisants et agriculture*, 96: 297-311.
- IRWIN, R.W., H.D. AYERS, 1970. Land drainage policies and programs. *Can. Agric. Eng.*, 12: 110-113.
- IRWIN, R.W., 1985. On farm drainage policy in Canada. *Can. Agric. Eng.*, 27: 39-42.
- JOHANSSON, H., L. BERGSTRÖM, P.-E. JANSSON, K. PAUSTIAN, 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 18: 333-356.
- JURY, W.A., 1975. Solute travel times estimates for tile drain fields. II- Applications to experimental studies. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 39: 1024-1028.
- JURY, W.A., W.R. GARDNER, P.G. SAFFIGNA, C.B. TANNER, 1976. Model for predicting simultaneous movement of nitrate and water through a loamy sand. *Soil Sci.*, 122:36-43.
- KAFKAFI, U., 1973. Nutrient supply to irrigated crops. In: B. YARON et al. (Eds.), *Arid zone irrigation*, Ecological Studies, vol. 5. Springer-Verlag, N.Y., pp. 177-188.
- KALUARACHCHI, J.J., J.C. PARKER, 1988. Finite element model of nitrogen species transformations and transport in the unsaturated zone. *J. Hydrol.*, 103: 249-274.

- KANFI, Y., D. RONEN, 1982. Nitrate trends in the Coastal Plain aquifer - Prediction and reality. *Water Pollut. Contr. Unit. Isr. Comiss. Rep.*, 82/1: 6.
- KANFI, Y., D. RONEN, M. MARGARITZ, 1983. Nitrate trends in the Coastal Plain aquifer of Israel. *J. Hydrol.*
- KANWAR, R.S., J.L. BACKER, J.M. LAFLEN, 1985. Nitrate movement through the soil profile in relation to tillage system and fertilizer application method. *Trans. ASAE*, 28: 1802-1807.
- KANWAR, R.S., Z. SHAHVAR, J.L. BACKER, 1988a. Use of models to simulate the effects of agricultural practices on nitrate loss with drainage water. *Mathematical Modelling*, 10: 183-191.
- KANWAR, R.S., J.L. BAKER, D.G. BAKER, 1988b. Tillage and split N-fertilization effects on subsurface drainage water quality and crop yields. *Trans. ASAE*, 31: 453-461.
- KEENEY, D., 1986. Sources of nitrate to groundwater. *Crit. Rev. Environ. Control*, 16: 257-304.
- KRAJENBRINK, G.J.W., 1987. *In: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*, o.p., pp. 601-606.
- LANDREAU, A., 1984. Eléments sur les processus de contamination de nappes d'eau souterraine par les nitrates d'origine agricole. Congrès international sur l'utilisation des eaux souterraines et hydrologie des contaminants, vol. II, Montréal, Québec, pp. 465-473.
- LAVOUX, TH., 1987. La pollution nitratée. Les politiques menées en RFA, au Royaume-Uni et aux Pays-Bas. *Techniques, Sciences, Méthodes-L'Eau*, 82: 100-103.
- LETEY, J., J.W. BLAIR, D. DAVIT, L.J. LUND, P. NASH, 1977. Nitrate-nitrogen in effluent from agricultural tile drains in California. *Hilgardia*, 45: 289-319.
- LINDEN, D.R., C.E. CLAPP, W.E. LARSON, 1984. Quality of percolate water after treatment of municipal wastewater effluent by a crop irrigation system. *J. Environ. Qual.*, 13: 256-264.
- LOWRANCE, R.R., R.L. TODD, L.E. ASMUSSEN, 1984a. Nutrient cycling in an agricultural watershed: I. Phreatic movement. *J. Environ. Qual.*, 13: 22-26.
- LOWRANCE, R.R., R.L. TODD, L.E. ASMUSSEN, 1984b. Nutrient cycling in an agricultural watershed. II. Streamflow and artificial drainage. *J. Environ. Qual.*, 13: 27-32.
- MACKENZIE, A.J., F.G. VIETS, 1974. Nutrients and other chemicals in agricultural drainage waters. *In: J. VAN SCHILFGAARDE (Ed.), Drainage for*

- agriculture*, Am. Soc. Agron., Agron. Monog. No.17, Madison, WI, pp. 489-508.
- MADISON, R.J., J.O. BRUNETT, 1985. Overview of the occurrences of nitrates in groundwater of the United States. USGS, Water Supply Paper 2275, pp. 93-105.
- MAGETTE, W.L., R.A. WEISMILLER, J.S. ANGLE, R.B. BRINSFIELD, 1989a. A nitrate groundwater standard for the 1990 farm bill. *J. Soil and Water Conservation*, 44: 491-494.
- MAGETTE, W.L., A. SHIRMOHAMMADI, B.V. LESSLEY, R.A. WEISMILLER, 1989b. Managing groundwater quality in relation to agricultural activities. *Water Res. Bull.*, 25: 599-606.
- MARIOTTI, A., 1982. Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote. Thèse de Doctorat d'Etat es Sciences Naturelles, Univ. Pierre et Marie Curie, Paris, France.
- MARIOTTI, A., 1986. La dénitrification dans les eaux souterraines, principes et méthodes de son identification: Une revue. *J. Hydrol.*, 88: 1-23.
- MARTIN, D., G. JENNINGS, J. SCHEPERS, 1988. Modeling irrigation and nitrogen management. In: D.R.Hay (Ed.) *Planning now for irrigation and drainage in the 21st century*. Irrigation and Drainage Div. of ASCE, NY.
- MASSE, J., 1981. Les élevages intensifs et la pollution des sources d'eau potable. Conférence de l'Ordre des médecins vétérinaires du Québec. Montréal. 22p.
- MEHRAN, M., K. TANJI, 1974. Computer modeling of nitrogen transformations in soils. *J. Environ. Qual.*, 3: 391-396.
- MEIER, W., R. MULL, 1989. Nitrate in groundwater. In: *Groundwater Management. Quantity and Quality*, IAHS Publ. no. 188: 181-190.
- MILLER, M.H., 1979. Contribution of nitrogen and phosphorus to subsurface drainage water from intensively cropped mineral and organic soils in Ontario. *J. Environ. Qual.*, 8: 42-48.
- MILLER, R.D., 1980. Freezing phenomena in soils. In: D. HILLEL (Ed.), *Applications of soil physics*, Academic Press, N.Y., pp. 254-299.
- MILLER, P.L., A.F. MAC KENZIE, 1978. Effects of manures, ammonium nitrate and 5-coated urea on yield and uptake of N by corn in soils in southern Québec. *Can. J. Soil Sci.*, 58: 153-158.
- MILLER, R.D., D.D. JOHNSON, 1964. The effect of soil moisture tension on carbon dioxide evolution, nitrification and nitrogen mineralisation. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 28: 644-647.

- MILLS, J.G., M.A. ZWARICH, 1982. Movement and losses of nitrate following heavy applications of sewage sludge to a poorly drained soil. *Can. J. Soil Sci.*, 62: 249-257.
- MILLY, P.C.D., 1982. Moisture and heat transport in hysteretic in homogeneous porous media. A metric head-based formulation and a numerical model. *Water Resour. Res.*, 18: 489-498.
- MIMOUNI, O., B. CHIBANE, 1989. Predicting nitrate pollution of Mitidja Plain groundwater (Northern Algiers- Algeria). *Environ. Software*, 4: 136-141.
- MISRA, C.D., D.R. NIELSEN, J.W. BIGGAR, 1974. Nitrogen transformation in soil during leaching: I, II et III. *Soil Sci. Am., Proc.*, 38:289-304.
- NEETESON, J.J., D.J. GREENWOOD, A. DRAYCOTT, 1989. Model calculation of nitrate leaching during the growth period of potatoes. *Nether. J. Agric. Sc.* 37:237-256.
- NEWBOLD, P., 1989. The use of nitrogen in agriculture. Where do we go practically and ecologically ?. *Plant and Soil*, 115: 297-311.
- NIELSEN, D.R., J.W. BIGGAR, P.J. WIERENGA, 1982. "Nitrogen transport processes in soil". In: F.J. STEVENSON (Ed.), *Nitrogen in Agricultural Soils*, Am. Soc. Agron., Agron. Monog. No. 22, Madison, Wis., pp.423-448.
- NOVOTNY, V., G. CHESTERS, 1981. Interaction of pollutants with soil. In: *Handbook of nonpoint source pollution*, Van Nostrand Reinhold Company, N.Y., pp. 221-264.
- NUTMAN, P.S., 1965. Symbiotic nitrogen fixation. In: Bartholomew V. and F.E. Clark (Eds.) *Soil nitrogen*. Agron. Series No 10. Am. Soc. Agron. Madison.
- OLSON, R.V., 1980. Fate of tagged nitrogen fertilizer applied to irrigated corn. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 44: 514-517.
- OWENS, L.B., 1987. Nitrate leaching losses from monolith lysimeters as influenced by nitrapyrin. *J. Environ. Qual.*, 16: 34-38.
- PAVELIS, G.A., 1987. Drainage development, area, investment and capital values. In: USDA Bulletin, chap. 8; *From drainage in the United States; History, status and prospects*.
- POWER, J.F., J.S. SCHEPERS, 1989. Nitrate contamination of groundwater in North America. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26: 165-178.
- PRATT, P.F. (Ed.), 1978. Management of nitrogen in agriculture, Proceedings. Department of Soils and Environment Science, University of California, National Conference, May 15-18, Riverside, CA.

- PRAT, M. 1982. Simulation théorique du transport de produits réactifs dans les sols. Cas de l'azote dans les relations bassin versant-rivière. Thèse de Docteur Ingénieur, Inst. Nat. Polytechn. Toulouse, France.
- PYE, V.I., R. PATRICK, 1983. Groundwater contamination in the United States. *Science*, 221: 713-718.
- PYE, V.I., R. PATRICK, J. QUARLES, 1983. Groundwater contamination in the United States. Univ. of Pennsylvania Press, Philadelphia, PA.
- RAMON, S., 1987. Les nitrates, une nouvelle menace pour la nappe d'Alsace. *Techniques, Sciences, Méthodes-L'Eau*, 82: 104-110.
- RAO, P.S.C.; DAVIDSON, J.M., R.E. JESSUP, 1984. Simulation of nitrogen behaviour in the root zone of cropped land areas receiving organic wastes. *In: Frissel et van Veen (Eds.) Simulation of nitrogen behaviour of soil-plant systems*. Centre for Agric. Publ. and Doc., Wageningen, The Netherlands. p. 81-95.
- RAO, P.S.C.; R.E. JESSUP, K.R. REDDY, 1984. Simulation of nitrogen dynamics in flooded soils. *Soil Sci.*, 138:54-62.
- RICE, C.W., M.S. SMITH, R.L. BLEVINS, 1986. Soil nitrogen availability after long-term continuous non-tillage and conventional tillage corn production. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 1206-1210.
- RICHARD, T.L., S. STEENHUIS, 1988. Tile drain sampling of preferential flow on a field scale. *J. Contaminant Hydrol.*, 3: 307-325.
- RITTER, W.F., K.A. MANGER, 1985. Effects of irrigation efficiencies on nitrogen leaching losses. *J. Irrig. and Drain.*, Div., ASCE, III: 230-240.
- RITTER, W.F., A.E.M. CHIRNSIDE, 1983. Impact of land use on groundwater quality in southern Delaware. *Ground Water*, 22: 38-47.
- ROBILLARD, P.D., 1988. Groundwater quality in an intensively farmed region. ASAE Paper No. 88-204, St. Joseph, MI.
- ROLSTON, D.E., P.S.C. RAO, J.M. DAVIDSON, R.E. JESSUP, 1984. Simulation of denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped, and manure-amended field plots. *Soil Sci.* 137:270-279.
- RONEN, D., Y. KANFI, M. MARGARITZ, 1983. Sources of nitrates in groundwater of the coastal plain of Israel. *Water Res.*, 17: 1499-1503.
- RONEN, D., Y. KANFI, M. MARGARITZ, 1984. Nitrogen presence in groundwater as affected by the unsaturated zone. *In: B. YARON et al. (Eds.), Pollutants in porous media*, Springer-Verlag, N.Y., pp. 223-236.

- SCHMIDT, J.W., 1987. A review of remedial measures for groundwater pollution in Canada. *Water Pollut. Res. J. Canada*, 22: 21-31.
- SCOTT, N.R. (Ed.), 1985. Groundwater quality and management. Experiment Station Committee on Organisation and Policy, Cornell Univ., Ithaca, N.Y.
- SELIM, H.M., I.K. ISKANDAR, 1981a. Modeling nitrogen transport and transformations in soils: Theoretical considerations. *Soil Sci.*, 131:233-241.
- SELIM, H.M., I.K. ISKANDAR, 1981b. "WASTEN: A model for nitrogen behaviour in soils irrigated with liquid waste". In: M.J. FRISSEL, et J.A. VAN VEEN (Eds.), *Simulation of nitrogen behaviour of soil-plant systems*. Pudoc, Wageningen. The Netherlands.
- SHADY, A.M. (Ed.), 1989. Irrigation drainage and flood control in Canada. Ministère de l'Agriculture du Canada., 304 pp.
- SHARPLEY, A.N., S.J. SMITH, J.W. NANEY, 1987. Environmental impact of agricultural nitrogen and phosphorus use. *J. Agric. Food Chem.*, 35: 812-817.
- SHIRMOHAMMADI, A., W.L. MAGETTE, R.B. BRINSFIELD, K.R. STAVEN, 1987. Groundwater loading of agrochemicals in the coastal plain region. ASAE Paper No. 87-2632, St. Joseph, MI.
- SIMARD, G., 1977. Etude hydrogéologique sur la protection des eaux souterraines à St-Roch de l'Achigan, Comté de l'Assomption. Richesses Naturelles, Services des Eaux Souterraines. Rapport No 946, 10 p.
- SIMARD, G., M. SYLVESTRE, 1977. Vulnérabilité des ressources en eau souterraine du Québec à la pollution. *Rev. Assoc. Qué. Tech. Eau*, 15.
- SKAGGS, R.W., A. NASSEHZADEN-TABRIZI, G.R. FOSTER, 1982. Subsurface drainage effects on erosion. *J. Soil and Water Conservation*, 37: 167-172.
- SKAGGS, R.W., J.W. GILLIAM, 1986. Modeling subsurface drainage and water management systems to alleviate potential water quality problems. In: A. GIORGINI et al. (Eds.), *Agricultural non point source pollution: Model selection and application. Developments in Environmental Modelling*, 10, Elsevier Sci. Pub., The Netherlands, pp. 295-317.
- SKAGGS, R.W., J.W. GILLIAM, 1981. Effect of drainage system design operation on nitrate transport. *Trans. ASAE*, 24: 929-934.
- SOLLEY, W.B., E.B. CHASE, W.B. MANN, 1983. Estimated use of water in the United States in 1980. USGS Circ. 1001. US Geol. Surv., Washington, D.C.

- STANFORD, G., M.H. FRERE, - SCHWANINGER, 1973. Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. *Soil Science*. 115: 321-323.
- STANGEL, P.J., 1984. World nitrogen situation-trends outlook and requirement. *In: R.D. HAUCK (Ed.), Nitrogen in crop production*, Am. Soc. of Agron., Madison, WI, pp. 23-54.
- STAVER, K.R., R.V. BRINSFIELD, W.L. MAGETTE, 1988. Nitrogen export from Atlantic coastal plain soils. ASAE Paper No. 88-2040, St. Joseph, MI.
- STEVENSON, D.S., G.M. NEILSEN, 1990. Nitrogen additions and losses to drainage in orchard-type irrigated lysimeters. *Can. J. Soil Sci.*, 70: 11-19.
- STEWART, B.A., F.G. VIETS, G.L. HUTCHINSON, 1968. Agriculture's effect on nitrate pollution of groundwater. *J. Soil and Water Conservation*, 22: 13-15.
- STREBEL, O., W.H.M. DUYNISUELD, J. BÖTTCHER, 1989. Nitrate pollution of groundwater in Western Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26: 189-214.
- SYLVESTRE, M., C. GRENIER, 1987. L'eau souterraine, une source à exploiter. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des Eaux Souterraines et de Consommation, Québec.
- TANJI, K.K., 1980. Problems in modelling nonpoint sources of nitrogen in agricultural systems. *In: M.R. OVERCASH and J.M. DAVIDSON (Eds.), Environmental impact of nonpoint source pollution*, Ann Arbor Sci. Pub., Ann Arbor, MI, pp. 165-188.
- TANJI, K.K., 1982. "Modeling of the soil nitrogen cycle". *In: F.J. STEVENSON (ed.), Nitrogen in Agricultural Soils*. Am. Soc. Agron., Agron. Monog. No. 22, Madison, Wis., pp.721-772.
- TANJI, K.K., M. MEHRAN, S.K. GUPTA, 1981. Water and nitrogen fluxes in the root zone of irrigated maize. *In Frissel et van Veen (Eds.) Simulation of nitrogen behaviour of soil-plant systems*. Centre for Agric. Publ. and Doc., Wageningen, The Netherlands. p.51-66.
- THIÉRY, D. 1983. Description du modèle CREACHIM. Note technique SGN/EAU 83-15. Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Orléans, France 53p.
- THOMAS, R.G., A. KANDIAH, 1989. Management of groundwater in irrigated agriculture. *Water Qual. Bull.*, 14: 129-134.
- THOMPSON, R., 1985. The nitrate issue - A review. *Soil Use Manag.*, 3: 102-104.

- TILLOTSON, W.R., C.W. ROBBINS, R.J. WAGENET, R.J. HANKS, 1980. Soil water, solute and plant growth simulation. *Utah Agric. Exp. Stn. Bull.* 502, Utah State Univ.
- TILLOTSON, W.R., R. J. WAGENET, 1982. Simulation of fertilizer nitrogen under cropped simulation. *Soil Sci.* 133:133-143.
- UNIDO, 1980. World wide study of the fertilizer industry 1975-2000. Revised document 81. United Nations Industrial Development Organisation, Vienna, Austria.
- USEPA, 1985. Health effects criteria document for nitrate/nitrite. USEPA Criteria and Standards Division, Office of Drinking Water, Washington, D.C.
- VACHAUD, G.; M. VAUCLIN, J. COLOMBANI, 1981. Bilan hydrique dans le sud tunisien. I: caractéristiques expérimentales des transferts dans la zone non-saturée. *J. Hydrol.*, 49:31-52.
- VAN DRECHT, G., 1987. In: *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*, o.p., pp. 993-999.
- VAN GENUCHTEN, M. TH., 1978. Simulation models and their application to landfill disposal siting; a review of current technology. *Proc. of 4th annual research symp.* EPA 600/9-78/016.
- WAGENET, R.J., 1980. "Simulation of soil-water and nitrogen movement". In: M.J. FRISSEL, et J.A. VAN VEEN (eds.), *Simulation of nitrogen behaviour of soil-plant systems*. PUDOC, Wageningen, pp.67-80.
- WAGENET, R.J., B.K. RAO, 1983. Description of nitrogen movement in the presence of spatially variable soil hydraulic properties. *Agric. Water Manag.* 6: 227-242.
- WAGENET, R.J., J.L. HUTSON, 1987. Leaching Estimation And Chemistry Model (LEACHM). Continuum Water Resource Institut, Ithaca, N.Y., Vol. 2, 80pp.
- WARE, G.W. (Ed.), 1988. Nitrate and nitrite. *Rev. Environ. Contamination Toxicol.*, 107: 117-130.
- WATTS, D.G., R.J. HANKS, 1978. A soil-water nitrogen model for irrigated corn on sandy soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 42:492-499.
- WHITE, R.E., 1987. "Leaching". In: J.R. WILSON (Ed.), *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems*. C.A.B. International, Oxon, U.K., pp.193-211.
- WHITE, R.E., 1987. Prediction of nitrate leaching from a structured clay soil using transfer functions derived from externally applied or indigenous solute fluxes. *Hydrol.* 107:31-42.

- WHITMORE, A.P., T.M. ADDISCOTT, 1986. Computer simulation of winter leaching losses of nitrate from soils cropped with winter wheat. *Soil Use Manag.*, 2: 27-30.
- WIKLANDER, L., 1977. Leaching of plant nutrient in soils. IV- Contents in drainage and groundwater. *Acta Agriculturae Scandinavica*, 27: 175-189.
- WILLRICH, T.L., 1969. Properties of tile drainage water. Completion report project A-013-IA, Iowa State Water Res. Inst., Iowa State University, Ames Iowa, 39 p.
- ZUVIA, M., J.M. HETIER, I. LOPEZ, 1988. Modélisation de l'azote sous maïs et prairie de *Digitaria*. *Cahier ORSTROM, sér Pédol.*, 24:357-359.