

Principe et fonctionnement du modèle intégré STICS-MODCOU-NEWSAM

Eric GOMEZ¹, Emmanuel LEDOUX¹, Bruno MARY²

¹ Centre d'Informatique Géologique, ENSMP, 35 rue Saint-Honoré, 77 305 FONTAINEBLEAU. gomez@cig.ensmp.fr

² INRA, rue Fernand Christ, 02 007 LAON Cedex.

1. Adaptations des outils au transfert de nitrate à l'échelle régionale	1
1.1. Régionalisation du modèle STICS	2
1.1.1. Structuration des bases de données	2
1.1.2. Fonctionnement de la procédure de régionalisation	3
1.2. Transport conservatif d'éléments en solution dans la zone non-saturée	8
1.2.1. Problématique et objectifs du modèle	8
1.2.2. Conceptualisation du transport en zone non-saturée	8
1.3. Transport d'éléments en solution en aquifère	11
1.3.1. Problématique et objectifs du modèle	11
1.3.2. Conceptualisation du transport dans le domaine souterrain	11
2. Méthode d'intégration des outils	13
2.1. Choix méthodologique	13
2.2. Fonctionnalités du modèle intégré	16

1. Adaptations des outils au transfert de nitrate à l'échelle régionale

Afin de représenter les transferts d'azote, sur le bassin de la Seine, depuis les sols jusqu'aux eaux de surface, en tenant compte de l'inertie conférée par les temps de résidence parfois très longs de l'azote dans les aquifères, l'Ecole des Mines de Paris a développé un modèle intégré (Gomez 2002). Notons que pour tenir compte de cette inertie, la durée des simulations devra être suffisamment longue, environ 30 ans.

Le principe de ce modèle repose sur l'association de trois modèles existants : le modèle agronomique STICS (Brisson et al. 1998), le modèle hydrologique MODCOU (Ledoux 1980) et le modèle hydrogéologie NEWSAM (Levassor et Ledoux 1996), capables de simuler respectivement les flux de nitrates à la base de la zone racinaire, les écoulements superficiels conjointement aux écoulements souterrains, et le transport de nitrate dans un système aquifère multicouche.

Pour assurer un transfert continu de l'azote dans un système hydrologique, à l'échelle régionale, deux étapes principales sont nécessaires. La première consiste, notamment, à apporter des développe-

ments conceptuels au niveau des modèles eux-mêmes. La seconde concerne l'assemblage des modèles entre eux.

Nous traiterons dans ce chapitre de la première étape, la seconde étant présentée dans le chapitre 2..

Les adaptations apportées aux modèles sont de différentes natures : (i) permettre d'utiliser STICS à une échelle régionale ; (ii) donner une fonctionnalité de transfert d'éléments en solution au niveau de la zone non-saturée ; (iii) développer un modèle de transport d'éléments en solution dans les aquifères.

1.1. Régionalisation du modèle STICS

STICS est un modèle agronomique destiné à effectuer des simulations à l'échelle de la parcelle agricole. L'objectif de simulation du transfert des nitrates à l'échelle du bassin de la Seine, sur une période d'environ 30 ans, nécessite de développer une procédure capable de faire fonctionner le modèle STICS, en chaque point du bassin de la Seine, et en tenant compte de l'évolution temporelle des systèmes de cultures.

L'emploi de STICS sur de grandes échelles d'espace et de temps implique de résoudre deux questions essentielles, qui seront discutées dans les paragraphes suivants :

- comment traduire sous forme de paramètres conceptuels entrant dans STICS les propriétés des sols connues à grande échelle ;
- comment gérer les forçages découlant de la grande variabilité temporelle et spatiale des pratiques culturales.

1.1.1. Structuration des bases de données

Rappelons tout d'abord que la mise en œuvre de STICS demande d'effectuer des simulations sur des "unités de simulations" homogènes du point de vue des paramètres. Quatre niveaux d'informations doivent être considérées pour constituer une unité de simulation :

- un sol;
- une culture;
- les pratiques agricoles qui lui sont associées;
- des données météorologiques.

Le principe de la procédure de régionalisation de STICS consiste alors à générer des unités de simulation définies d'après leurs positions spatiales et temporelles sur le bassin.

Quatre bases de données sont ainsi établies à l'échelle régionale, suivant des hypothèses d'évolution spatiale et temporelle :

- définition d'une typologie des sols. Le domaine d'étude est sectorisé en plusieurs types de sol, définis spatialement par des "Unités Cartographiques de Sol" (UCS). Ces types de sol sont caractérisés par une distribution de catégories de sol, nommées "Unités Typologique de Sol", sous la forme d'une distribution des surfaces à l'intérieur d'une UCS ;

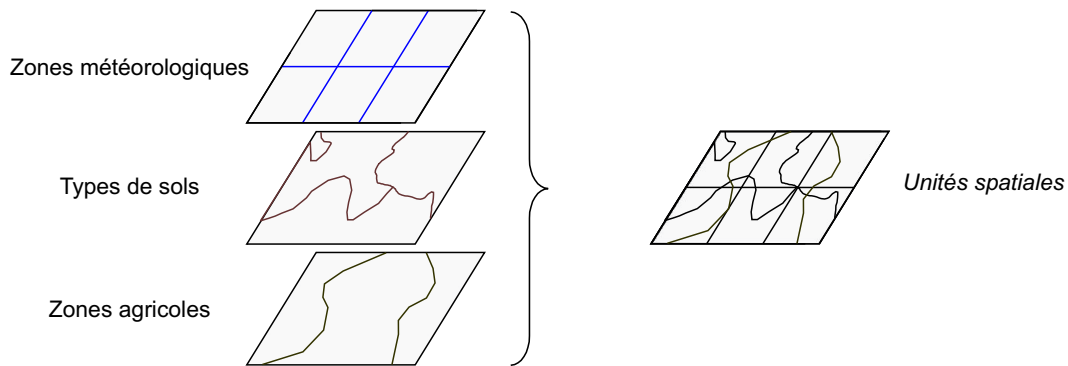


Figure 1: Organisation spatiale des données météorologiques, pédologiques et agricoles

- définition d'une typologie agricole. Le domaine est segmenté en zones géographiques caractérisées par un système de production agricole homogène. Ainsi, une zone homogène est décrite, de la même façon que pour les UCS, par une ou plusieurs successions culturales suivant une distribution des surfaces. Chaque succession peut comporter un nombre variable de cultures ;
- définition des pratiques agricoles associées aux cultures qui composent les successions. Celles-ci évoluent au cours du temps, en même temps que les systèmes de production agricole, par une succession de périodes homogènes. Ainsi, le passage d'une période à une autre se fait par une rupture qui matérialise un changement des successions culturales et des techniques culturales ;
- définition des zones géographiques où l'évolution temporelle des variables météorologiques est considérée comme étant homogène.

1.1.2. Fonctionnement de la procédure de régionalisation

La procédure de régionalisation génère les données d'entrées du modèle STICS en chaque point de l'espace modélisé et au cours du temps. La gestion des données se fait donc suivant deux modes étroitement liés : un mode spatial et temporel.

Gestion spatiale des données Il s'agit, dans un premier temps, de définir des zones géographiques où s'effectueront les simulations. Le domaine modélisé est alors segmenté en unités spatiales. Chacune d'entre elles est définie par des conditions climatiques, pédologiques et agricoles homogènes. La base de données ainsi définie peut être caractérisée par trois catégories d'informations (figure 1) :

Les zones météorologiques. L'espace est découpé en zones météorologiques supposées homogènes, où les variables météorologiques suivent les mêmes évolutions temporelles.

Les types de sols. Il est souvent très difficile de délimiter géographiquement des catégories de sols sur de grandes échelles d'espace. Ainsi, par regroupements de ces catégories (ou UTS), on aboutit à la définition d'ensembles homogènes, nommés types de sols (ou UCS). La définition des UTS, leurs regroupements en UCS et la délimitation de ces UCS sont issus de travaux d'expertises cartographiques et pédologiques (King et al. 1995). De cette façon, on dispose d'une cartographie

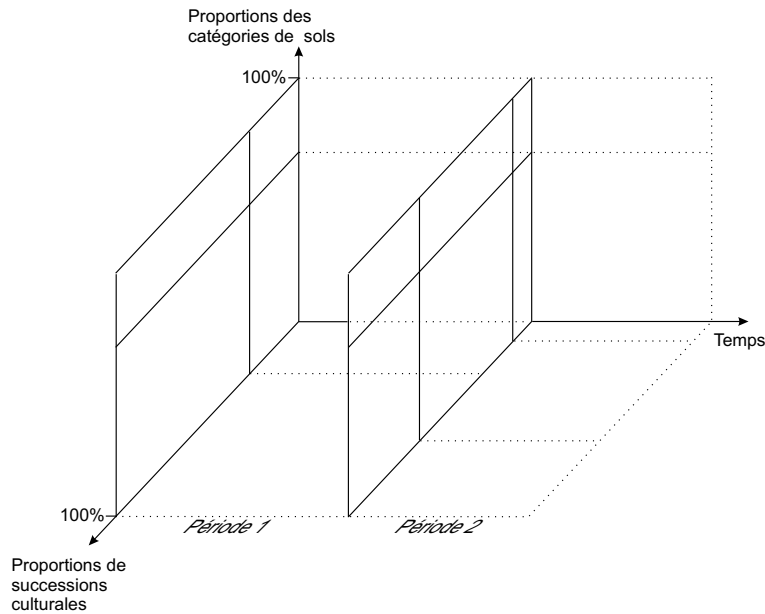


Figure 2: Evolution des successions culturales au cours du temps sur une zone agricole et un type de sol comportant 2 catégories de sols. La période 1 comporte 2 successions culturales et la période 2 comporte 3 successions culturales.

des types de sols auxquels sont associés des catégories de sols, en proportions variables, dont on ne connaît pas la répartition géographique au sein de chaque type de sol.

Les zones agricoles. Les systèmes de production agricole se différencient spatialement en fonction de critères pédo-climatiques et économiques. On peut ainsi proposer une cartographie en zones agricoles homogènes. Néanmoins, de la même façon que pour les types de sols, une zone agricole, si elle est homogène du point de vue de l'évolution de son système de production, peut comporter une association de successions culturales en proportions variables. De plus, des pratiques agricoles sont associées à chacune des cultures composant les successions culturales.

Le croisement entre ces trois cartes conduit à distinguer un certain nombre d'unités spatiales. Cependant, si plusieurs unités, disjointes spatialement, présentent les mêmes caractéristiques climatiques, pédologiques et agricoles, alors elles sont regroupées pour ne former qu'une seule et même unité. A ce sujet, une interface permet de faire le lien entre les unités et la (ou les) unités spatiales qui lui correspondent.

Pour illustrer le fonctionnement de la procédure de régionalisation, prenons une unité définie par une zone météo, un type de sol (UCS) qui comporte deux catégories de sols (UTS) et une zone agricole. Suivant notre position dans le temps, la zone agricole peut être caractérisée par des associations de successions culturales différentes, comme le montre la figure 2.

Donc, une même succession culturale peut se rencontrer sur les différentes catégories de sols caractérisant un type pédologique. De cette manière, la diversité des catégories de sols et des successions culturales est préservée pour chacune des unités spatiales, l'objectif étant de garder le maximum de représentativité spatiale malgré la faible résolution des bases de données qu'impose une grande échelle d'espace.

Voyons à présent comment sont gérées les bases de données au cours du temps.

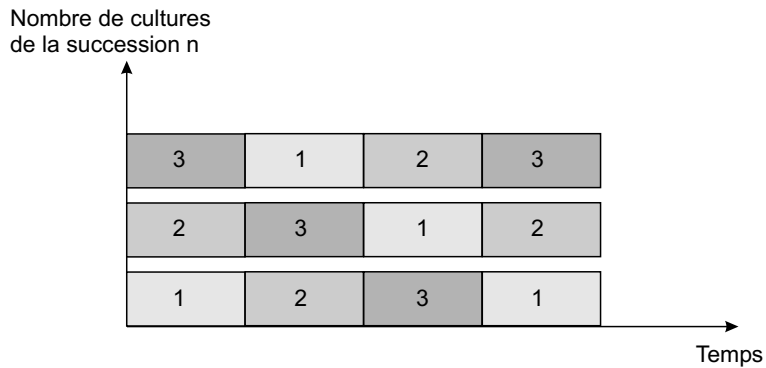


Figure 3: Schématisation du mode de fonctionnement d'une simulation au sein d'une succession culturale comportant 3 cultures

Gestion temporelle des données Les simulations se déroulent suivant un pas de temps journalier. La gestion temporelle des données météorologiques se fait donc suivant ce pas de temps. Voyons à présent comment sont gérées les données agricoles. Une zone agricole est caractérisée, comme nous venons de le voir, par une association de successions culturales, association homogène sur une période de temps donnée (figure 2). Nous distinguerons la gestion temporelle des données au sein d'une période de temps homogène et entre deux périodes.

Déroulement d'une simulation à l'intérieur d'une période agricole homogène

Chaque succession, rencontrée au sein d'une zone agricole, est définie sur une période de temps homogène. Chaque culture composant la succession est liée à une base de données concernant les pratiques agricoles (dates de semis, de récolte, fertilisation etc.). Le déroulement d'une simulation au sein d'une période agricole homogène est effectué de la façon suivante.

Une culture est simulée jusqu'à sa récolte. L'état du sol est stocké en mémoire et sert de valeur initiale à la culture suivante. Les cultures se succèdent de cette manière jusqu'à la date de fin de simulation fixée par l'opérateur. Cette approche nécessite une base de données des pratiques agricoles cohérente, à l'échelle régionale, vis-à-vis des dates de semis et de récolte, en particulier.

Une succession culturale est définie par une suite ordonnée de cultures. Or, à une date donnée, les différentes cultures composant la succession peuvent coexister sur une même zone agricole. La prise en compte de cette variabilité temporelle implique de faire varier les têtes de rotation au sein d'une même succession culturale. Ainsi, pour une succession qui comporte trois cultures, trois situations sont possibles comme le montre la figure 3, en débutant la simulation par la culture 1, 2 ou 3.

Par conséquent, on obtient trois évolutions des flux de nitrates au cours du temps qui sont cumulés en tenant compte de leurs pourcentages relatifs, définis par rapport au nombre de cultures composant la succession.

Gestion des ruptures entre des périodes homogènes

Il s'agit à présent d'assurer une continuité temporelle dans la simulation lorsque la période de simulation, définie par l'opérateur, chevauche deux périodes agricoles homogènes. En particulier, l'état du sol doit être initialisé automatiquement au début de la deuxième période agricole en prenant l'état moyen du sol obtenu à la fin de la période précédente.

Pour illustrer ces propos, prenons par exemple un type de sol avec deux catégories de sols (sol1, sol2), et une zone agricole avec une succession de deux cultures pour la première période (succT1) et



Figure 4: Schématisation de la gestion des ruptures entre des périodes homogènes (période 1 et 2) sur deux catégories de sols (sol 1 et 2). La période 1 comporte la succession succT1 composée de 2 cultures et la période 2 comporte la succession succT2 composée de 3 cultures.

une succession de trois cultures pour la deuxième période (succT2) (figure 4).

La procédure de régionalisation de STICS permet de générer des simulations de la succession succT1 sur le sol1 en faisant varier les têtes de rotations comme nous venons de le voir, en parallèle avec la succession succT1 sur le sol2. Les simulations individuelles de STICS se succèdent au cours du temps avec un cumul des temps de simulation. La simulation d'une culture de la période 1 n'est alors autorisée que si la date de récolte fait partie de la période 1.

Ainsi, pour le sol1, à la fin de la période 1, la succT1, comportant deux cultures, deux situations sont possibles : l'état du sol après la culture 1 et l'état du sol après la culture 2. En moyennant par le nombre de cultures composant la succession, on obtient l'état moyen du sol à la fin de la période 1 pour le sol1. On procède de la même façon pour le sol2.

Ces états du sol servent de données initiales aux simulations de la période 2 qui se dérouleront respectivement sur le sol1 et le sol2. La simulation de la période 2 débute par une des 3 cultures composant la successionT2. Ainsi, si la simulation de la période 2 débute par une culture d'hiver, la période de sol nu sera relativement courte comparée à la longue période de sol nu dans le cas de la simulation d'une culture de printemps.

Cette procédure présente l'avantage de garder une différenciation au niveau des caractéristiques de chacune des catégories de sol, et prend en compte son évolution au cours du temps. Cela revient à réinitialiser de manière automatique l'état agronomique du sol à la jonction entre deux périodes agricoles homogènes.

Les prairies permanentes, qui sont simulées par STICS du 1^{er} au 365^{ème} jour, sont traitées séparément de manière à ne pas interférer avec les stocks d'eau moyen calculés dans les sols aux dates de récoltes à chaque fin de période.

Par ailleurs, les différents résultats générés au cours du temps, en parallèle, sont combinés en tenant compte des surfaces des catégories de sols et des successions culturales caractérisant une unité, et en tenant compte également de la variation des têtes de rotation. On obtient finalement, pour une unité, le flux de nitrates et le flux d'eau sous-racinaire en fonction du temps.

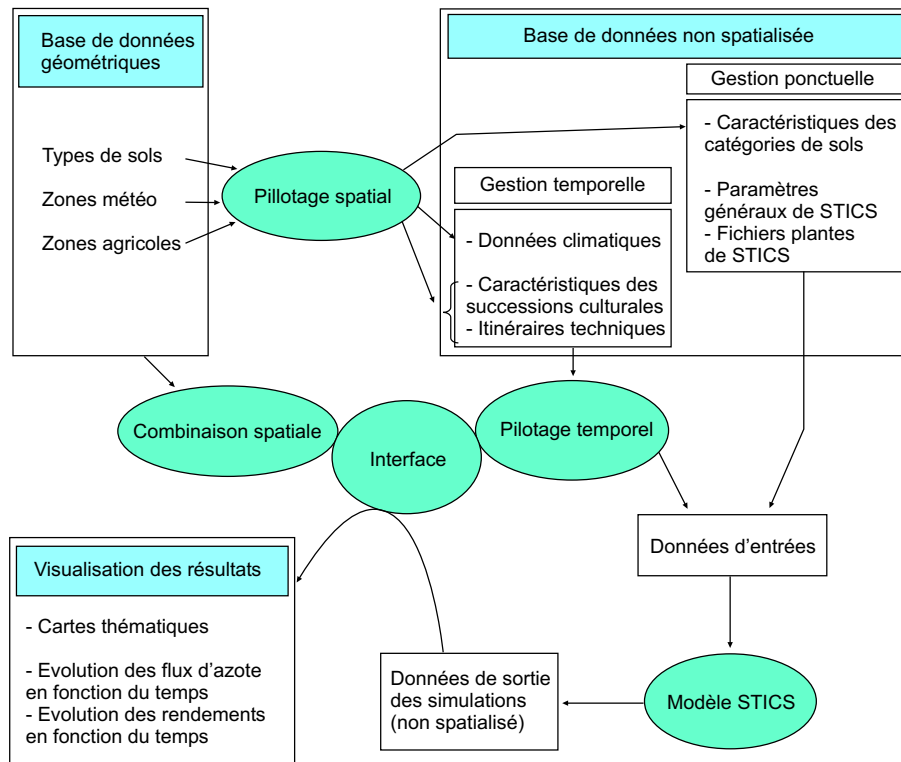


Figure 5: Schématisation de la procédure de régionalisation de STICS

En outre, les rendements de chacune des cultures composant une succession sont calculés en moyennant les rendements individuels sur les différentes catégories de sols, et tenant compte de la variation des têtes de rotation.

De plus, les résultats des calculs sont stockés après les deux premières années qui servent à initialiser le système agronomique.

Finalisation de la procédure de régionalisation La régionalisation de STICS est effectuée à partir d'un programme général qui génère automatiquement les données d'entrées de STICS, STICS étant traité comme un sous-programme (figure 5).

Les bases de données sont générées à partir de différents logiciels (gestionnaire de base de données, SIG), et sont stockées au format texte ou binaire. Les données de sorties sont réparties sur les unités spatiales définies précédemment pour permettre leur visualisation. Elles concernent : la densité de flux de nitrate (en kgN.ha^{-1}) et la lame d'eau drainée à la base de la zone sous-racinaire (en mm). Le rendement (en t.ha^{-1}) est défini par culture et par succession.

Cette structure permet, par ailleurs, d'intégrer de nouvelles bases de données météorologiques et agricoles au fur et à mesure de leurs constitutions.

1.2. Transport conservatif d'éléments en solution dans la zone non-saturée

1.2.1. Problématique et objectifs du modèle

La description du transfert de solutés dans un système hydrologique implique de prendre en considération la zone qui relie la surface du sol à la surface libre de l'aquifère. C'est en effet dans ce domaine que se déroulent l'essentiel des transferts qui conduisent à l'évapotranspiration et à l'infiltration ainsi que les réactions bio-physico-chimiques.

Dans notre étude, cette zone est composée de deux compartiments : le sol et la zone non-saturée non racinaire. Le sol est le siège d'écoulements verticaux ascendants (absorption par les racines, évapotranspiration) et descendants (infiltration) ainsi que de réactions bio-physico-chimiques. Ces phénomènes sont modélisés par STICS et, en partie, par MODSUR, sous programme de MODCOU. La zone non-saturée (non racinaire) est considérée comme étant le siège des écoulements verticaux exclusivement descendants et conservatifs.

Le transport d'une espèce chimique par convection-dispersion, suivant la direction verticale z , est classiquement représenté par l'équation suivante (Lunn et al. 1996):

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta c) = \frac{\partial}{\partial z}(\theta D \frac{\partial c}{\partial z}) - \frac{\partial}{\partial z}(Vc)$$

avec

c : concentration en soluté

θ : teneur en eau

D : coefficient de dispersion

V : vitesse de Darcy

L'approche de type mécaniste, utilisée par les modèles SHE (Abbott et al. 1986a; Abbott et al. 1986b), DAISY (Styczen et Storm 1993) et ANSWERS (Bouraoui et al. 1997), qui consiste à appliquer cette équation à une échelle mégascopique présente certaines limitations (Vauclin 1994). D'abord, l'acquisition des données, telles que la teneur en eau, à une échelle régionale semble difficile voire impossible. Ensuite, la variabilité des propriétés hydrodynamiques des sols conduit à douter de la valeur prédictive des modèles mécanistes, fondés sur l'hypothèse d'unicité des relations vitesse de pore-teneur en eau-coefficient de dispersion.

Ces observations nous conduisent à envisager la construction d'un modèle de type capacitif motivée par le souhait d'utiliser un nombre réduit de paramètres d'entrées. De plus, en admettant que la majeure partie des processus bio-physico-chimiques se déroulent dans les sols superficiels, nous considérons un transport conservatif dans la zone non-saturée.

1.2.2. Conceptualisation du transport en zone non-saturée

Le principe du modèle repose sur une adaptation des concepts intervenants dans le modèle NON-SAT, sous programme de MODCOU. La zone non-saturée est modélisée par une succession de réservoirs qui se déversent les uns dans les autres suivant une loi exponentielle. Pour lui permettre de représenter le transport des nitrates à travers la zone non-saturée, une fonction de transfert est ajoutée à ce modèle en utilisant deux fonctions interconnectées que l'on va détailler : l'effet piston et l'effet de stockage des nitrates et de l'eau dans la colonne non-saturée.

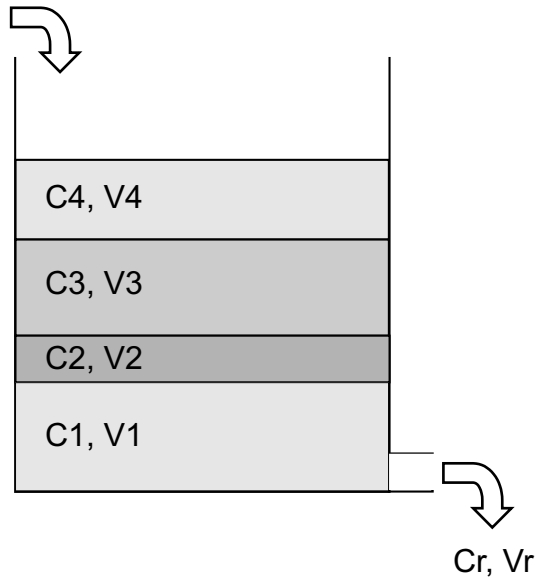


Figure 6: Représentation de la stratification verticale au sein d'un réservoir

Effet piston Le modèle NONSAT considérant une succession de réservoirs se vidangeant les uns dans les autres, l'effet piston peut être introduit en considérant une stratification au sein de chaque réservoir. Cela permet de prendre en compte les lames d'eau infiltrées dans la zone non-saturée, en adaptant le pas d'espace au volume arrivant sur un pas de temps (figure 6).

Durant la période d'alimentation des nappes, les lames d'eau s'infiltrent à chaque pas de temps. Les lames d'eau, de volumes et de concentrations variables suivant les conditions agricoles et pédo-climatiques, s'empilent dans les réservoirs à chaque pas de temps. Aucun mélange n'intervient entre les lames d'eau individualisées. Ce découpage dans chacun des réservoirs permet de garder une stratification sur toute la hauteur de la zone non-saturée avec une finesse qui dépend du volume infiltré à chaque pas de temps. Cela revient à établir un maillage vertical pour chaque maille de surface, avec des mailles de tailles variables.

Simultanément, une vidange s'effectue à la base du réservoir suivant la loi exponentielle utilisée dans NONSAT. Deux cas de figures peuvent se présenter :

- si le volume vidangé (V_r) est inférieur ou égal au volume de la lame d'eau à la base du réservoir (V_1), la concentration C_r de V_r est égale à la concentration C_1 de V_1 ;
- si le volume vidangé (V_r) est supérieur au volume de la lame d'eau à la base du réservoir (V_1), la concentration C_r est calculée de la manière suivante :

$$C_r = \frac{\sum_{i=1}^{i=nl} C_i V_i}{V_r}$$

avec

C_r : concentration du volume vidangé

V_r : volume vidangé

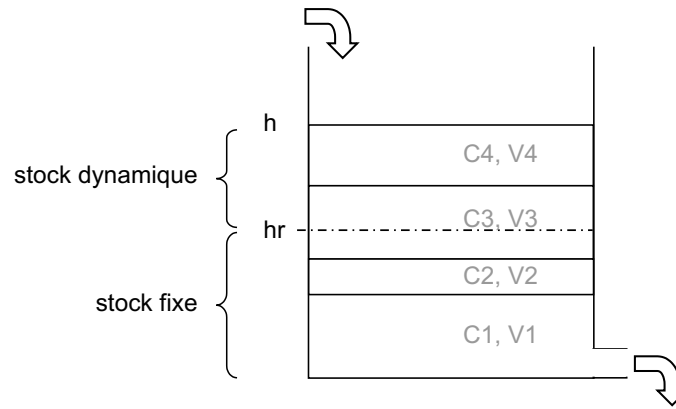


Figure 7: Capacité de stockage et effet piston au sein d'un réservoir

nl : nombre de lames i impliquées dans la vidange

C_i : concentration de chaque lame i

V_i : volume de chaque lame i participant à la vidange

(avec $V_i = \min(Vr - \sum_{j=1}^{j=nl-1} V_j, V_i)$ et $\sum_{i=1}^{i=nl} V_i = Vr$)

Cette approche introduit une certaine dispersivité. A l'issue de la vidange le nombre de lames d'eau présentes dans le réservoir est diminué du nombre de lames entières qui ont participées à la vidange.

Effet de stockage des nitrates et de l'eau dans la colonne non-saturée Le principe d'écoulement, tel qu'il est représenté par NONSAT, repose sur une vidange du stock d'eau présent dans les réservoirs, sans aucun effet capacitif. Cela revient à vidanger le stock d'eau dynamique qui dépend directement du débit injecté en entrée de la zone non-saturée. Or, le stock total d'eau dans le sol comprend une partie dynamique et une partie fixe qui ne participe pas à l'écoulement mais qui contribue au stockage des éléments en solution. La représentation du transfert des nitrates dans la zone non-saturée doit donc tenir compte de la capacité de stockage hr de la zone non-saturée. Ce paramètre, affecté à chacun des réservoirs, est ajusté par l'opérateur de manière à reproduire le déphasage observé entre la concentration à l'entrée et à la sortie de la zone non-saturée (figure 7).

En début de simulation, le niveau des réservoirs est fixé à hr , de cette manière l'écoulement reste bien dépendant du stock dynamique. Le volume vidangé Vr est donc calculé par la formule suivante :

$$Vr = (h - hr) \times e^{(t-t')/\tau}$$

avec

h : volume d'eau dans le réservoir

hr : capacité de stockage

τ : constante de temps de vidange

$t - t'$: pas de temps

Le volume Vr ainsi calculé entraîne les lames d'eau situées dans la partie capacitive du réservoir.

Néanmoins, une limitation numérique est apportée à ce schéma de fonctionnement. Chaque réservoir peut contenir 50 lames d'eau au maximum. Ainsi, hors période d'alimentation des nappes, les volumes d'eau infiltrés peuvent être relativement faibles avec pour conséquence une faible quantité d'eau vidangée. Si la situation perdure, la vidange peut se faire moins rapidement que l'infiltration et le nombre de lames risque d'augmenter dans le réservoir jusqu'à dépasser le nombre maximum autorisé de 50. Dans ce cas, deux lames qui se trouvent à l'interface *hr* (stock dynamique-stock fixe) sont mélangées pour ne former qu'une seule couche à la concentration résultant du mélange.

1.3. Transport d'éléments en solution en aquifère

1.3.1. Problématique et objectifs du modèle

La simulation du transport d'éléments en solution dans les aquifères est assurée par le modèle NEWSAM. Cependant, certains cas particuliers, peuvent nous conduire à ne pas employer NEWSAM. Nous rencontrerons ce cas au niveau des aquifères situés en bordure orientale du bassin de la Seine.

Dans ces conditions, nous aurons recours à un modèle à réservoir, que nous allons présenter, dont l'objectif est de fournir le débit local provenant des nappes et la concentration dans l'aquifère.

1.3.2. Conceptualisation du transport dans le domaine souterrain

Le transfert des nitrates dans les aquifères est modélisé sur les mailles de la couche de surface définie lors de la mise en œuvre du modèle hydrologique couplé. Un modèle à réservoir est affecté à chacune des mailles de surface.

Sur une maille donnée, l'eau d'infiltration, associée à une concentration, alimente le réservoir qui considère deux compartiments, supérieur et inférieur. Les sorties de ce modèle concernent le débit d'eau et la concentration restitués au système hydrologique, sur la maille.

Deux fonctions sont modélisées par ce modèle baptisé TRANSAM : une fonction de transfert de l'eau et une fonction de transfert de substances solubles.

Fonction de transfert de l'eau La fonction de transfert du modèle, qui s'inspire du modèle Gardenia (Roche et Thiery 1984), distingue un volume d'eau dans la partie supérieure et dans la partie inférieure du réservoir. L'eau de la partie inférieure est considérée comme étant perdue pour le système hydrologique, traduisant l'idée que le flux d'eau peut alimenter un grand système d'aquifère captif, comme cela est le cas pour les aquifères périphériques du bassin de la Seine. En revanche, le volume d'eau, situé dans la partie supérieure de l'aquifère, est destiné à être restitué localement dans le système hydrologique.

Ce modèle est caractérisé par 6 paramètres (figure 8):

- H_{min} : cote du mur de l'aquifère;
- H_{max} : cote du toit de l'aquifère, en l'occurrence la topographie;
- H_{seuil} : hauteur qui délimite l'eau destinée à s'écouler vers la partie captive de l'eau destinée à alimenter les rivières;
- n : porosité efficace;

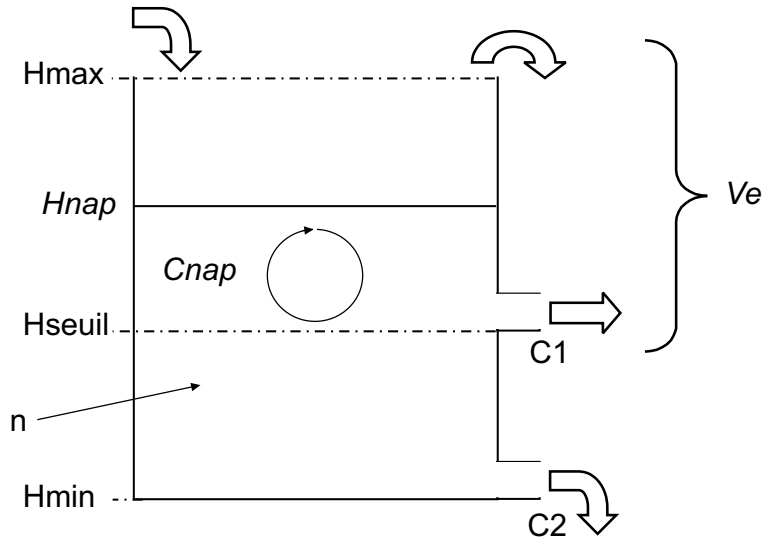


Figure 8: Schéma de fonctionnement du réservoir-nappe

- C1, C2 : coefficients de tarissement pour l'eau située respectivement dans la partie supérieure et inférieure du réservoir.

Les volumes présents dans chaque réservoir sont déterminés de la façon suivante : $V = H_{nap} \times n \times a^2$, a étant le côté de la maille et H_{nap} la hauteur d'eau dans le réservoir.

Dans la mesure où l'on ne s'intéresse qu'à l'eau de la nappe qui contribue à alimenter les rivières, le volume écoulé V_e est calculé de la façon suivante :

$$V_e = C1 \times (\min(V_{nap} + \Delta V_i, V_{max}) - V_{seuil}) + (\max(V_{nap} + \Delta V_i, V_{max}) - V_{max})$$

avec

V_{nap} : volume d'eau de la nappe

ΔV_i : volume d'eau infiltré vers la nappe sur un pas de temps

V_{max} : volume correspondant à H_{max}

V_{seuil} : volume correspondant à H_{seuil}

Le volume d'eau restant dans le réservoir après la vidange se calcule ainsi :

$$V_{nap} = (V_{nap} + \Delta V_i) - V_e - (C2 \times \max(V_{nap}, V_{seuil}))$$

Cela signifie que l'eau s'écoule en deux temps, d'abord l'eau de la partie supérieure, suivi de l'eau de la partie inférieure qui, de cette façon, s'écoule plus lentement.

Fonction de transfert de substances solubles On considère que le stockage des éléments en solution se fait dans la partie supérieure de l'aquifère. La concentration présente dans la partie in-

férieure de l'aquifère sera alors considérée comme étant négligeable devant celle présente dans la partie supérieure.

Ainsi, à chaque pas de temps, le volume infiltré vers la nappe apporte une concentration C_i , la concentration C'_{nap} résultant du mélange dans la partie supérieure étant calculée de la façon suivante :

$$C'_{nap} = \frac{(C_i \Delta V_i) + (C_{nap}(V_{nap} + \Delta V_i))}{V_{nap} + \Delta V_i - V_{seuil}} \quad \text{si} \quad (V_{nap} + \Delta V_i - V_{seuil}) > 0$$

La volume vidangé V_e se trouve donc à la concentration C'_{nap} .

2. Méthode d'intégration des outils

2.1. Choix méthodologique

Nous disposons, à ce stade de l'étude, de trois modèles distribués, hydrologique (MODCOU), agronomique (STICS) et hydrogéologique (NEWSAM), capables de simuler respectivement les écoulements superficiels et souterrains de manière conjointe, les flux de nitrates à la base de la zone racinaire, et le transport de nitrate dans un système aquifère. Ces modèles fonctionnent de manière indépendante.

Notons, en outre, que NEWSAM permet de simuler également les écoulements souterrains de manière strictement comparable avec la modélisation faite par MODCOU, ces deux modèles étant compatibles pour ce qui concerne la partie souterraine.

Il s'agit à présent de construire un modèle intégré dont l'architecture est fondée sur l'association de STICS régionalisé, avec MODCOU et NEWSAM, pour permettre la modélisation du transfert des nitrates dans les différents compartiments du système hydrologique, depuis les sols agricoles jusqu'aux cours d'eau en passant par la zone non-saturée et les aquifères (Gomez et Ledoux 2001). La mise en œuvre de cette chaîne de modèles se déroule en plusieurs étapes, présentées par la figure 9.

Simulation du transfert des nitrates à la base des sols

Le calcul du bilan hydrique, par MODSUR, fournit les débits ruisselés (QR) et infiltrés (QI) sur chaque maille du domaine de surface suivant le pas de temps des données météorologiques. STICS calcule des flux d'azote sous-racinaire (Fns) et des débits drainés à la base de la zone sous-racinaire (Qs).

Dans l'état actuel de la modélisation, nous avons choisi de simuler le transfert des nitrates dans le système aquifère en utilisant les flux d'eau délivrés par MODSUR et les flux d'azote délivrés par STICS. Ceci offre l'avantage de permettre le calage du modèle hydrologique indépendamment des processus agronomiques, mais présente en revanche l'inconvénient de risquer d'introduire une incohérence entre les flux d'eau calculés par MODSUR et ceux calculés par STICS. Cette différence a été étudiée sur le bassin de la Marne.

Soulignons que le choix de deux modèles différents, l'un pour le calcul des flux d'eau, l'autre pour le calcul des flux d'azote, constitue une première étape du travail et que le véritable couplage, intégrant le bilan hydrique de STICS dans le modèle hydrologique, se fera dans une phase ultérieure.

Ensuite, afin d'assurer la cohérence des flux d'eau entre MODSUR et NEWSAM, nous avons calculé une concentration théorique, qui servira de donnée d'entrée à NONSAT Transport, à partir des

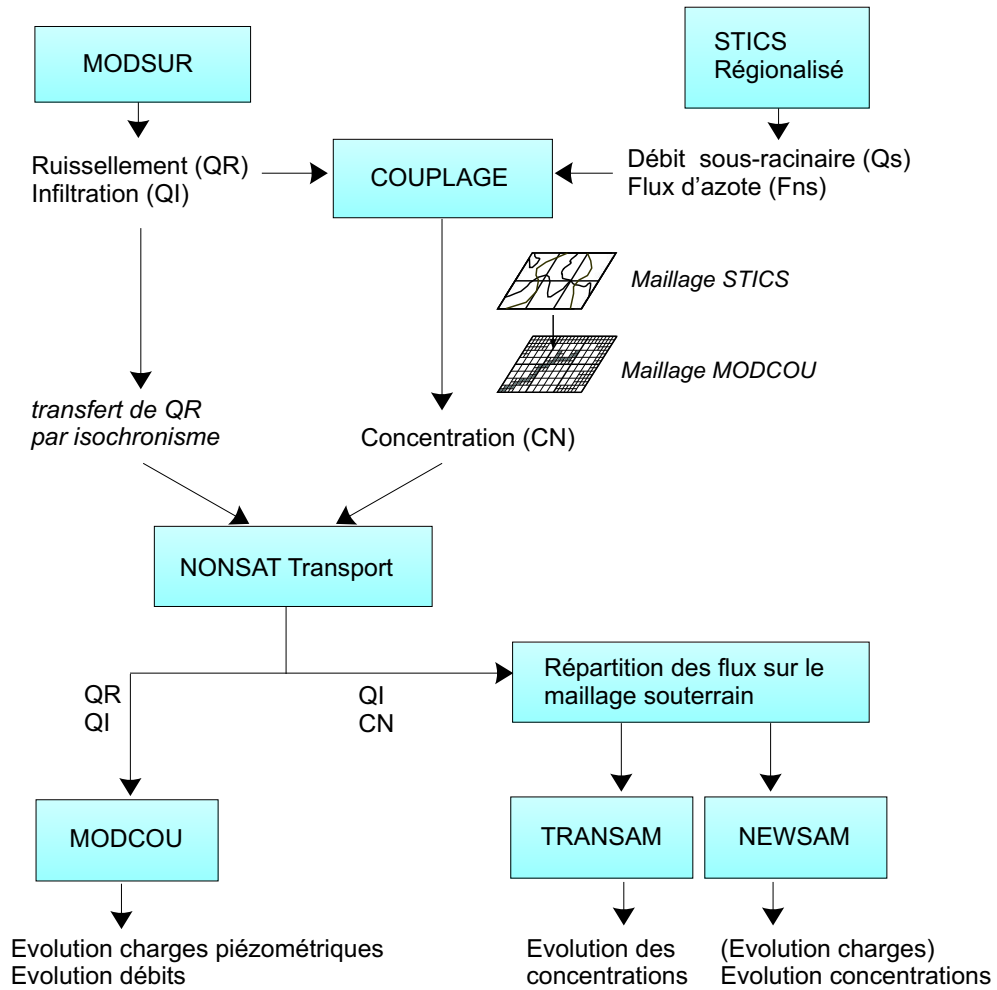


Figure 9: Représentation schématique du couplage entre STICS et MODCOU-NEWSAM

flux d'azote délivrés par STICS, selon la formule suivante :

$$CN = \frac{\sum_{i=1, npas} [(\sum_{j=1, nbu} Fns'_{(j)} \times S_{(j)}) \times pcult]}{\sum_{i=1, npas} (QR + QI)}$$

avec

CN : concentration en nitrates sur chaque maille de la couche de surface MODCOU

Fns' : flux de nitrate calculé par STICS, défini à partir de Fns par le rapport des masses molaires ($\text{kg NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$).

S : rapport de la surface d'une fraction de la maille MODCOU, correspondant à l'unité de simulation j , sur la surface unitaire d'un 1 ha.

$pcult$: pourcentage de la surface de la maille MODCOU occupée par des terres cultivées

nbu : nombre d'unités de simulation en correspondance avec une maille MODCOU

$QR + QI$: débit ruisselé et infiltré calculé par MODSUR

$npas$: nombre de pas de temps météorologique

Ainsi, STICS calcule un flux d'eau sous-racinaire (Q_s), or cette eau peut être répartie entre l'infiltration et le ruissellement. On estime que Q_s correspond à $(QR+QI)$. Cette hypothèse suppose qu'à l'échelle régionale la teneur en nitrates de l'eau de ruissellement est égale à celle de l'eau d'infiltration. Ceci est une hypothèse discutable, mais qui n'intervient pas au niveau du travail actuel qui se fixe pour objectif de fournir un ordre de grandeur des flux de nitrates fournis par les nappes aux rivières. En revanche, la détermination de la concentration de l'eau ruisselée sera abordée dans une phase ultérieure, lorsque le modèle intégré sera couplé à un modèle de transfert des nutriments en rivières.

Par ailleurs, la concentration CN est moyennée sur plusieurs pas de temps météorologiques ($npas$) afin de s'affranchir des différences ponctuelles éventuelles entre les volumes calculés par MODSUR et par STICS.

Donc, cette méthode de calcul permet d'une part de fournir une concentration fictive nécessaire à la mise en œuvre de NONSAT Transport et, d'autre part, de respecter globalement les flux d'azote délivrés par STICS. Ainsi, le flux d'azote introduit dans le modèle est bien le flux calculé par STICS.

De plus, ce calcul ne tient compte que des surfaces cultivées. En effet, une enquête menée par Benoit and Fizaine (1999) en Lorraine a permis d'estimer des teneurs en nitrates lessivés à $4,13 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ sous couverts forestiers quelles que soient les essences présentes. Compte tenu de cette faible valeur, il sera admis que les flux d'azote lessivés sous couvert forestier sont négligeables devant ceux mis en jeu sous les cultures.

L'eau ruisselée (QR) est ensuite routée par isochronisme vers les rivières.

Transport de nitrate dans le domaine souterrain

L'eau d'infiltration (QI) contenant la concentration en nitrates (CN) est acheminée vers les nappes souterraines, à travers la zone non-saturée, grâce à NONSAT Transport.

Les flux de nitrates sont répartis vers les mailles souterraines et lorsqu'une maille de surface n'est pas connectée à une maille souterraine représentée par le modèle NEWSAM, les nitrates sont transportés par le modèle à réservoir TRANSAM figurant l'aquifère (cf. section 1.3.).

Enfin, le modèle de transport en milieu souterrain NEWSAM simule l'évolution des concentra-

tions nitriques dans les aquifères suivant un pas de temps de 30 jours.

NEWSAM permet également de quantifier les flux de nitrates échangés entre les aquifères et les rivières. Parallèlement au calcul mené par NEWSAM, MODCOU, qui utilise les mêmes paramètres hydrodynamiques que NEWSAM, simule les charges piézométriques dans les aquifères ainsi que les débits en chaque point du réseau hydrographique.

Notons que le transport des nitrates dans les aquifères se fait de manière conservative. La simulation de la dénitrification dans la partie captive des aquifères pourrait néanmoins être prise en compte, dans une phase ultérieure, en quantifiant ce processus à partir de données concernant le potentiel rédox, les teneurs en azote moléculaire dissous ou le traçage isotopique (Mariotti 1986; Smith et al. 1991).

2.2. Fonctionnalités du modèle intégré

L'association de STICS au modèle MODCOU-NEWSAM permet d'aboutir à un modèle intégré, chacun des modèles permettant une représentation, avec des degrés de conceptualisation variables, des processus qu'il simule. Le concept de "modèle intégré" se présente à deux niveaux : compartiments et échelles spatio-temporelles.

- du point de vue des compartiments, le modèle est conçu pour représenter les processus de transferts qui se déroulent d'une part, dans les sols agricoles et d'autre part, dans le domaine souterrain constitué par la zone non-saturée et les aquifères.
- du point de vue des échelles spatio-temporelles, la structure maillée du modèle permet de représenter le transfert des nitrates sur des bassins de quelques milliers à plusieurs dizaines de milliers de km². Ce modèle permet également de réaliser des simulations sur de longues périodes de temps (plusieurs dizaines d'années) en intégrant l'évolution de l'occupation des sols et des itinéraires techniques. Il est aussi conçu pour intégrer facilement les évolutions futures de la base de données des pratiques agricoles.

La base de données nécessaire à la mise en œuvre du modèle intégré regroupe différentes catégories de données :

- les données de forçage : variables météorologiques, pédologiques, agricoles (successions culturales et itinéraires techniques) ; auxquelles peuvent être ajoutées, dans une phase ultérieure, des données d'apports et de prélèvements en rivières et en nappes ;
- les données de paramétrisation : paramètres physiographiques (modèle de drainage déduit du MNT et paramètres des fonctions production), paramètres hydrodynamiques (transmissivités, coefficient d'emménagement, porosité etc.), caractéristiques agronomiques des cultures ;
- les données de validation : évolution des débits en rivières, des piézométries, des concentrations dans les aquifères et des rendements des cultures.

Les résultats de simulations, spatialisées à l'échelle du bassin de la Seine, concernent :

- les écoulements : bilan hydrique, débit d'alimentation des nappes, évolution du débit dans les cours d'eau et de la piézométrie ;

- le transfert des nitrates : évolution des flux de nitrate à la base de la zone sous-racinaire et de la zone non-saturée. Evolution des concentrations en nitrate dans les aquifères et quantification des flux de matière échangés entre la nappe et la rivière.

La souplesse d'utilisation de ce modèle réside dans le fait que : (i) chacun des compartiments du système hydrologique peut être testé indépendamment des autres compartiments ; (ii) la base données peut être facilement modifiée pour rendre compte de l'évolution des données de forçage météorologiques ou anthropiques.

En contrepartie, l'inconvénient majeur de ce modèle, qui associe des modules aux fonctionnalités différentes, tient au grand nombre d'informations nécessaires à sa mise en œuvre, qui rend peu aisée la manipulation de la base de données.

Néanmoins, les fonctionnalités de ce modèle intégré en font un outil particulièrement adapté à des études de type prospectif, permettant de quantifier l'impact de modifications des données d'entrées (agricoles, météorologiques, anthropiques . . .) sur la réponse du système agronomique et hydrologique du bassin la Seine.

Bibliographie

- Abbott, M., J. Bathurst, J. Cunge, P. O'Connell, and J. Rasmussen (1986a). An introduction to the european hydrological system. 1. history and philosophy of a physically based distributed modelling system. *Journal of Hydrology* 87, 45–59.
- Abbott, M., J. Bathurst, J. Cunge, P. O'Connell, and J. Rasmussen (1986b). An introduction to the european hydrological system. 2. structure of a physically based distributed modelling system. *Journal of Hydrology* 87, 61–77.
- Benoit, M. and G. Fizaine (1999). Qualité des eaux en bassins forestiers d'alimentation. *Revue forestière Française* 2, 162–172.
- Bouraoui, F., G. Vachaud, R. Haverkamp, and B. Normand (1997). A distributed physical approach for surface-subsurface water transport modelling in agricultural watersheds. *Journal of Hydrology* 203, 79–92.
- Brisson, N., B. Mary, D. Ripoche, M. Jeuffroy, F. Ruget, B. Nicoulaud, P. Gate, F. Devienne-Barret, R. Antonioletti, C. Durr, G. Richard, N. Beaudoin, S. Recous, X. Tayot, D. Plenet, P. Cellier, J. Machet, J. Meynard, and R. Delécolle (1998). Stics : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. 1- theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311–346.
- Gomez, E. (2002). *Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine*. Ph. D. thesis, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Gomez, E. and E. Ledoux (2001). Démarche de modélisation de la dynamique de l'azote dans les sols et de son transfert vers les aquifères et les eaux de surface. *C.R. Acad. Agric.* 87(1), 111–120.
- King, D., C. L. Bas, M. Jamagne, and H. et J. Daroussin (1995). Base de données géographique des sols de France à l'échelle du 1/1000000. notice générale d'utilisation. Technical report, Service d'étude des sols et de la carte pédologique (INRA).

- Ledoux, E. (1980). *Modélisation intégrée des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique*. Ph. D. thesis, ENSMP, UPMC.
- Levassor, A. and E. Ledoux (1996). Programme newsam - notice d'utilisation. Technical report, Ecole des Mines de Paris - CIG.
- Lunn, R., R. Adams, R. Mackay, and S. Dunn (1996). Development and application of a nitrogen modelling system for large catchments. *Journal of Hydrology* 174, 285–304.
- Mariotti, A. (1986). La dénitrification dans les eaux souterraines, principes et méthodes de son identification : une revue. *Journal of Hydrology* 88, 1–23.
- Roche, P. and D. Thiery (1984). Simulation globale de bassins hydrologiques. introduction à la modélisation et description du modèle gardenia. Technical report, Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Dept. Eau, 84 SGN 337 EAU.
- Smith, R., B. Howes, and J. Duff (1991). Denitrification in nitrate-contaminated groundwater : Occurrence in steep vertical geochemical gradient. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 55, 1815–1825.
- Styczen, M. and B. Storm (1993). Modelling of n-movements on catchment scale - a tool for analysis and decision making. 1. model description. *Fertilizer Research* 36, 1–6.
- Vauclin, M. (1994). Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturée du sol. *Revue des Sciences de l'Eau* 7, 81–102.