Record Number: 12450
Author, Monographic: Banton, O.//Marquis, F.
Author Role:
Title, Monographic: Développement d'un outil informatique d'évaluation des pertes environnementales de fertilisants et de produits phytosanitaires utilisés dans le contexte des cultures en pépinières. Rapport d'étape no 1
Translated Title:
Reprint Status:
Edition:
Author, Subsidiary:
Author Role:
Place of Publication: Québec
Publisher Name: INRS-Eau
Date of Publication: 1995
Original Publication Date: Avril 1995
Volume Identification:
Extent of Work: ii, 66
Packaging Method: pages
Series Editor:
Series Editor Role:
Series Title: INRS-Eau, rapport de recherche
Series Volume ID: 442 e1
Location/URL:
ISBN: 2-89146-462-1
Notes: Rapport annuel 1994-1995
Abstract: Rapport réalisé pour le ministère des Ressources naturelles du Québec, secteur Forêts
Projet 03266S
Call Number: R000442 e1
Keywords: rapport/ ok / dl

Logiciel d'évaluation des pertes d'azote et pesticides en pépinières
Rapport d'étape No 1
Banton - INRS-Eau, Avril 1995

DÉVELOPPEMENT D'UN OUTIL INFORMATIQUE D'ÉVALUATION DES PERTES ENVIRONNEMENTALES DE FERTILISANTS ET DE PRODUITS PHYTOSANITAIRES UTILISÉS DANS LE CONTEXTE DES CULTURES EN PÉPINIÈRES

Rapport No 1

par Olivier Banton - INRS-Eau

Travaux réalisés dans le cadre d'une subvention du

ministère des Ressources naturelles du Québec (secteur Forêts)

Projet 03266S

Avril 1995

Rapport scientifique INRS-Eau 442

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION 1

CHAPITRE 1
APPROCHES D'ÉVALUATION QUANTITATIVE DES PERTES ENVIRONNEMENTALES D'AZOTE DANS LES CULTURES 2

1.1 ÉVALUATION DES PERTES DE NUTRIMENTS PAR RUISSELLEMENT ET ÉROSION 4
1.1.1 Processus impliqués dans les pertes par ruissellement et érosion 4
1.1.2 Revue des modèles mathématiques de simulation du ruissellement et de l'érosion 5
1.1.3 Exemple du modèle EPIC 10
1.1.4 Exemple du modèle CREAMS 11
1.1.5 Discussion 12

1.2 ÉVALUATION DES PERTES D'AZOTE PAR LESSIVAGE 14
1.2.1 Processus impliqués dans les pertes par lessivage 14
1.2.2 Revue des modèles mathématiques de simulation du lessivage 15
1.2.3 Exemple d'un modèle de recherche de type mécaniste: le modèle SOIL-SOILN (Uppsala, Suède). 17
1.2.4 Exemple d'un modèle de gestion de type mécaniste-conceptuel: le modèle HydriFlux-NitriFlux (AgriFlux, INRS-Eau, Québec). 18
1.2.5 Discussion 20

1.3 ÉLÉMENTS D'UN BILAN ENVIRONNEMENTAL AGRO-SYLVICOLE 20
1.3.1 Notions et approches pour un bilan environnemental et agro-sylvicole 20
1.3.2 Exemple de NLEAP, logiciel d'analyse environnementale (lessivage des nitrates) 22

1.4 DISCUSSION GÉNÉRALE SUR LES MODÈLES D'ÉVALUATION 24

CHAPITRE 2
STRUCTURE ET DÉVELOPPEMENT DE L'OUTIL 27

2.1 STRUCTURE GÉNÉRALE DE L'OUTIL 27
2.2 CHOIX DES PROCESSUS POUR LE BILAN DE L'AZOTE 28
2.3 DONNÉES D'ENTRÉE ET ÉCRANS DE SAISIE 30
2.4 ALGORITHMES DE CALCUL 31
2.5 RÉSULTATS 32

CHAPITRE 3
CALCULS DES FLUX D'EAU ET D'AZOTE
POUR LE DÉVELOPPEMENT DU LOGICIEL SYLVIE 33

3.1 CALCULS DES FLUX D'EAU 33

3.2 CALCULS DES FLUX D'AZOTE 39
3.2.1 Acquisition de paramètres de sol caractéristique de pépinière 39
3.2.2 Calcul des flux de nitrates par ruissellement et lessivage 44

CHAPITRE 4
DÉVELOPPEMENT DE LA PARTIE PESTICIDE
DU LOGICIEL SYLVIE 48

4.1 PERTES ENVIRONNEMENTALES DE PESTICIDES ET HERBICIDES 48
4.2 ÉVALUATION DES RISQUES DE CONTAMINATION 49
4.3 DESCRIPTION DES PROCESSUS ET PARAMÈTRES 53

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 55

INTRODUCTION

Le présent rapport (rapport d'activités de l'année 94-95) fait état des résultats obtenus à ce jour concernant le développement d'un outil d'évaluation des pertes environnementales d'azote et de pesticides en pépinières forestières. Ce rapport est constitué de quatre chapitres présentant (1) les approches existantes d'évaluation quantitative des pertes environnementales d'azote dans les cultures, (2) la structure et les objectifs de développement de l'outil, (3) le principe des calculs des flux d'eau et d'azote pour le développement du logiciel, et (4) le principe de développement de la partie du logiciel concernant les pesticides.

L'outil sera développé sous l'environnement Windows permettant une utilisation très conviviale. Il permettra l'évaluation des flux annuels de nitrates et pesticides susceptibles de ruisseler en surface et de lessiver vers la nappe d'eau souterraine. Il fournira aussi les concentrations moyennes annuelles en nitrates et pesticides dans les eaux de ruissellement et de lessivage. Cet outil permettra ainsi d'évaluer de façon préliminaire les risques de contamination des eaux reliés à la fertilisation des cultures en pépinières et aux traitements phytosanitaires et herbicides qui leur sont associés.

Cet outil (dénommé SYLVIE) est développé à l'aide des résultats obtenus des simulations réalisées avec un logiciel très performant (AgriFlux). AgriFlux est actuellement constitué des modules HydriFlux et NitriFlux permettant respectivement le calcul des flux journaliers d'eau et de nitrates. Un troisième module, PestiFlux, est en développement visant l'évaluation des flux de pesticides. Le logiciel SYLVIE sera donc développé à l'aide d'un outil très performant et à la fine pointe des connaissances actuelles.

CHAPITRE 1

APPROCHES D'ÉVALUATION QUANTITATIVE DES PERTES ENVIRONNEMENTALES D'AZOTE DANS LES CULTURES

D'après Lowrence (1992), les pertes de nutriments (N) par ruissellement de surface et de subsurface sont à considérer comme des sources potentielles de pollution d'origine diffuse. On doit aussi considérer les pertes d'azote associées aux pertes des sédiments (Owens et al., 1983; Schepers et Fox, 1989). D'autres facteurs peuvent modifier les pertes d'azote par ruissellement-érosion, tels que le taux de croissance des végétaux, le lessivage, l'immobilisation des nutriments par les complexes chimiques et organiques, et la saison à laquelle les nutriments ont été appliqués (Dunigan et Dick, 1980).

Il est généralement observé que les pertes de nitrates par ruissellement de surface sont inférieures à celles par écoulement de subsurface (Jackson et al., 1973; Owens et al., 1982 in Owens et al., 1983). Selon ces derniers auteurs (Owens et al, 1983), plus de 75 % de l'azote total perdu est transporté par l'écoulement de subsurface. Une étude réalisée par Hubbard et Sheridan (1983) pour une petite surface (0.34 ha) et sous l'effet de différentes pratiques culturales et de différents systèmes de gestion a montré que les pertes de nitrates étaient également plus élevées pour le ruissellement de subsurface que pour celui de surface. Pour les concentrations en nitrates dans le ruissellement de surface et de subsurface, elles étaient respectivement de 0.47 mg/l et 8.75 mg/l, soit près de 20 fois plus pour le ruissellement de subsurface. Legg et Meisinger (1982, in Schepers et Fox, 1989) ont par ailleurs montré que les pertes de nitrates sont souvent inférieures à 4 kg/ha/année, alors que Owens et al. (1982, in Owens et al., 1983) ont évalué le transport annuel d'azote entre 0.2 et 2.9 kg N/ha.

Afin de prédire les pertes mensuelles de nitrates par ruissellement de surface et de subsurface, des équations basées sur des régressions linéaires ont été établies par Hubbard et Sheridan (1983):

$SRO = a1 + a2\ Wm + a3\ Ep$

$SSF = b1 + b2\ Wm + b3\ Wm\text{-}1$

avec: SRO = ruissellement de surface mensuel; Wm = terme mensuel de balance-eau; Ep: évaporation mensuelle; SSF: écoulement mensuel de subsurface; Wm-1 = terme de balance-eau pour le mois précédent; a1, a2, a3, b1, b2 et b3 des coefficients de régression.

Dunigan et Dick (1980) ont montré que des facteurs importants peuvent être reliés aux pertes des nutriments par ruissellement, tels que le volume des précipitations, leur intensité et leurs contributions aux échanges de nutriments. Ces auteurs utilisant de l'azote marqué (15N) ont montré l'existence d'échanges d'ammonium entre les précipitations et le sol. Les précipitations contribuent donc pour une certaine part à la quantité d'ammonium observable au niveau du ruissellement de surface. Selon les mêmes auteurs, l'apport annuel en azote des précipitations était environ de 5 à 20 kg d'azote /ha, comparable à celui estimé par Owens et al. (1983) d'environ 22 kg d'azote /ha/an. Cet apport représente environ trois fois les pertes d'azote total par ruissellement de surface. Schepers et Fox (1989) ont également mentionné que les pertes annuelles d'azote inorganique au niveau du ruissellement sont, dans plusieurs cas, inférieures à celles de l'azote apporté par les précipitations.

L'azote transporté par ruissellement se trouve sous différentes formes, dont principalement l'azote organique dissous, l'ammonium en solution, l'azote organique sous forme particulaire et l'ammonium adsorbé aux sédiments (Reddy, 1980). L'azote inorganique transporté par ruissellement est souvent inférieur aux pertes d'azote associées aux pertes de sédiments (Schepers et Fox, 1989). Schepers et Fox (1989) mentionnent que les plus faibles pertes d'azote par érosion des sédiments peuvent être associées aux pratiques culturales où il y a maintien de couvert végétal et une plus grande stabilité structurale du sol. Selon Schepers et Fox (1989), les pertes environnementales d'azote par les sédiments transportés par ruissellement peuvent avoir lieu sur une longue période, expliquant leur important rôle nutritionnel pour la croissance des algues, qui mène généralement à l'eutrophisation des eaux de surface.

Lowrence (1992) indique que suite à un ruissellement important en surface et en subsurface (hiver et printemps), les pertes d'azote par l'écoulement de subsurface étaient dominées par les nitrates (97%), et le reste constitué par l'azote organique et l'ammonium. Pour le ruissellement de surface, ces pertes étaient constituées de 29% de nitrates, 11% d'ammonium et 60% d'azote organique. D'autres auteurs (Jackson et al., 1970; Dunigan et al., 1976 in Dunigan et Dick, 1980) ont indiqué que l'ammonium constitue la première forme de l'azote pouvant être perdue par ruissellement de surface. Dunigan et Dick (1980)

expliquent que les pertes de nitrates par ruissellement de surface sont inférieures à celles d'ammonium, car les nitrates peuvent migrer facilement dans le sol avec l'infiltration des eaux de pluie. Ainsi, dès les premiers instants, les nitrates s'infiltrent, et seule une faible quantité restera en surface et pourra générer une perte par ruissellement.

L'ammonium est donc la forme d'azote la plus souvent retrouvée au niveau des pertes d'azote par ruissellement de surface et constitue une source de pollution importante pour les eaux de surface. Dans le cas du ruissellement de subsurface, les nitrates (N-NO3) constituent la forme d'azote la plus transportée par ce type d'écoulement, et peuvent entraîner un impact important sur la qualité de l'eau souterraine et sur celle des eaux de surface par la reprise des eaux souterraines par les réseaux de drainage agricole.

Nous présentons ci-après une revue des processus impliqués dans les pertes d'azote ainsi que des méthodes actuelles pour réaliser le bilan de ces pertes. Ceci est d'abord réalisé pour les pertes par ruissellement-érosion puis pour les pertes par infiltration.

1.1 ÉVALUATION DES PERTES DE NUTRIMENTS PAR RUISSELLEMENT ET ÉROSION

1.1.1 Processus impliqués dans les pertes par ruissellement et érosion

Le ruissellement est reconnu comme un phénomène important pouvant générer des pertes de composés azotés et phosphorés directement vers les systèmes d'eau superficielle. Ce processus dépend par ailleurs d'un grand nombre de facteurs dont l'influence peut considérablement affecter la proportion de nutriments entraînés. Ces facteurs, tels la pente, l'état de la surface du sol, son degré d'humidité, le couvert végétal, ont un rôle qu'il est généralement difficile de quantifier, et ce d'autant plus du fait de leurs interactions parfois synergiques.

Le phénomène d'érosion en culture résulte de l'entraînement des particules de sol par le ruissellement des eaux de pluie le long des pentes (Mettauer et al.,1979; Dubé,1975). Ceci peut se faire soit d'une manière diffuse appelée érosion "en nappe", soit sous formes d'érosion en rigoles ou en ravins. D'autre part, les activités humaines tendent à accélérer le phénomène d'érosion des sols entre autres par certaines pratiques culturales (Sundburg

et White, 1986).

Selon Bolline et al.(1978) les principaux facteurs responsables du phénomène érosif sont les suivants:
- l'érosivité des précipitations résultant de l'effet combiné de l'impact des gouttes de pluie et du ruissellement;
- les pentes intervenant par leur indice d'inclinaison;
- le couvert végétal représenté par les cultures utilisées;
- le type de sol.

L'interaction de ces facteurs peut expliquer leur rôle important dans les variations spatiales et temporelles du ruissellement et de l'érosion observées (Mathier, 1991a). Parmi les effets de l'érosion hydrique (Dubé, 1975), on peut considérer la perte de sol arable, la perte d'infiltration à cause de la réduction de la perméabilité du sol ou de la capacité de rétention, la sédimentation, et la perte d'éléments nutritifs.

1.1.2 Revue des modèles mathématiques de simulation du ruissellement et de l'érosion

En milieu agricole, le développement de modèles de ruissellement-érosion est généralement basé sur la variabilité des caractéristiques du champ et sur l'échelle des observations (Mathier, 1991a). Des progrès ont été réalisés concernant la modélisation de l'érosion et du ruissellement, depuis les modèles de la première génération basés sur l'analyse des données des parcelles jusqu'aux modèles de la seconde génération utilisant la paramétrisation et le contrôle par l'expérimentation (Chisci, 1981).

Diverses approches peuvent être utilisées pour la simulation des processus de ruissellement et d'érosion et donc pour l'évaluation des pertes d'azote qui y sont associées. Les modèles mathématiques correspondant peuvent être classés en trois catégories, soit les modèles déterministes, stochastiques et paramétriques (Gregory et Walling, 1973). À ces trois classes, se rajoutent les modèles distribués de conception récente.

Les modèles déterministes

Les modèles déterministes sont basés sur les équations mathématiques décrivant les processus et reposant sur les lois de continuité et de conservation de la masse et de

l'énergie (Gregory et Walling, 1973; Morgan, 1979). Ils utilisent des paramètres pour quantifier les facteurs affectant certains phénomènes comme l'érosion, le transport et la sédimentation (Onstad, 1984).

Des résultats satisfaisants ont été obtenus concernant la simulation par ces modèles de l'érosion et du ruissellement (Freeze, 1978; Band, 1985). Cependant, comme l'ont indiqué certains auteurs (Stephenson et Freeze, 1974; Betson et Ardis, 1978; Julien et Simons, 1985; in Mathier, 1991a), du fait de l'insuffisance des données pour le calage de ces modèles, du manque de connaissances liées à la variabilité spatiale des paramètres et à l'identification des équations de transport des sédiments, l'utilisation de ces modèles reste encore limitée.

Plusieurs modèles déterministes ont été élaborés par des chercheurs dans divers domaines, pour prédire le ruissellement et l'érosion. Les plus connus sont:
- CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management; Knissel, 1980);
- ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation; Beasley et al., 1980);
- EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator; Williams et al., 1984);
- SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins; Williams et al., 1985);
- AGNPS (AGricultural NonPoint Source; Young et al., 1989).

Ces modèles ont été développés pour la représentation du ruissellement et de l'érosion en milieu agricole, ou pour résoudre différents problèmes spécifiques (Bingner, 1990). Selon cet auteur, chacun de ces modèles est plus spécifiquement destiné à la simulation des phénomènes pour une certaine grandeur de surface de bassin versant. Ainsi, EPIC est utilisé pour la simulation d'un versant de faible taille (1 ha), CREAMS pour simuler des bassins versants d'une grandeur de plusieurs centaines d'hectares, SWRRB pour des bassins versants d'une taille de plusieurs milliers d'hectares, alors que les deux derniers modèles ANSWERS et AGNPS peuvent simuler des bassins versants de plusieurs milliers d'hectares.

Marsalek (1989) a spécifié les différents domaines d'utilité de chaque modèle, tels que le niveau d'analyse (planification, design), l'utilisation en hydrologie (simulation du ruissellement de surface ou souterrain, ou de fonte de neige), le potentiel de suivi de la qualité de l'eau (apport de sédiments, d'éléments nutritifs, de pesticides), l'échelle temporelle (mois, saison, année) et spatiale (champ, petit ou grand bassin versant).

Les modèles paramétriques

Les modèles paramétriques sont basées sur les relations statistiques existant entre les principales variables, relations établies à partir d'un grand nombre de données (Gregory et Walling, 1973; Morgan, 1979). D'après Morgan (1979), le modèle le plus simple reliant l'érosion au ruissellement ou aux précipitations est de type boîte noire qui peut être écrit comme suit:

$Qs = a\ Qw^{b}$

où Qs = débit solide, Qw = débit liquide, a = indice relatif au processus d'érosion, b = valeur qui varie généralement entre 2 et 3.

En milieu agricole, l'estimation de l'érosion totale sur une parcelle est généralement faite à partir de modèles empiriques grâce à l'utilisation d'une approche globale établie sur une base annuelle (Mathier, 1991a). L'équation paramétrique la plus connue de cette approche est l'équation universelle de pertes de sol (Universal Soil Loss Equation, USLE) développée par Wischmeier et Smith (1962). Cette équation est basée sur l'analyse des régressions réalisées sur plus de 10 000 résultats annuels observés sur des parcelles et des petits bassins versants dans 45 stations de recherches aux USA (Roose, 1977). Cette équation vise à relier les transports solides aux différents facteurs mesurables. C'est un outil principalement utilisé pour la prédictions des pertes de sol par érosion en nappe ou en rigole (Foster et al., 1977; Sundburg et White, 1986). Son expression mathématique est la suivante:

$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$

avec A = perte annuelle moyenne de sol, R = facteur d'érosivité de la pluie, K = facteur d'érodabilité du sol, LS = facteur topographique ajustant l'équation selon la longueur de la pente et son gradient, C = facteur agricole relié à la couverture du sol et aux techniques culturales utilisées, P = facteur de protection prenant en compte les pratiques antiérosives classiques.

Des chercheurs (Drolet, 1989; Roose, 1977) ont réalisé des applications de cette équation à des régions autres que celles des USA où elle a été établie. Pour Drolet (1989) qui l'a utilisé pour évaluer les risques d'érosion dans une région du Québec, cette équation est peu adaptée à l'évaluation de certains facteurs pour le type de climat de cette région. Parmi ses faiblesses, Foster (1983, in Drolet, 1989) trouve que (1) cette équation n'estime pas avec précision l'érosion pour des événements ponctuels, (2) n'évalue pas les pertes par ravinement, (3) ni les processus de sédimentation, (4) ni la concentration en sédiments du

ruissellement, et (5) ne tient pas compte d'informations sur la dimension, la densité, la surface et d'autres caractéristiques des sédiments qui sont pourtant importantes pour évaluer la sédimentation potentielle et le transport des produits chimiques adsorbés.

On peut donc dire qu'au Canada et dans d'autres pays, l'estimation des pertes de nutriments par l'érosion des sols à partir de cette équation reste problématique. Selon Richards (1982), l'équation universelle d'érosion sous sa forme originale est le reflet des données américaines. Elle n'est donc pas applicable universellement puisqu'elle ne tient pas compte de certains facteurs déterminants de l'érosion dans certaines conditions climatiques et dans des échelles de référence spatio-temporelle différentes. L'utilisation de l'EUPS dans d'autres régions demande donc plus d'investissement pour les expérimentations au champ et pour analyser les facteurs (Nortcliff, 1986).

Cette équation (EUPS) a subi quelques modifications par Williams (1975, in Williams et Berndt, 1977) qui remplace le facteur d'énergie de pluie par celui de ruissellement. Ainsi, sa nouvelle expression est la suivante:

$Y = 11.8 (Q . qp)^{0.56} K . C . P . LS$

où Y = sédiments apportés lors d'un événement individuel, Q = volume de ruissellement lors de cet événement, qp = taux de ruissellement, K = facteur d'érodabilité du sol, C = facteur agricole pour les couvertures du sol et les récoltes, P = facteur des pratiques antiérosives, LS = facteur de pente concernant son gradient et sa longueur.

Comme il a été signalé par Williams et Berndt (1977), le volume du ruissellement peut être déterminé par un modèle basé sur la technique des numéros de courbe (Curve number) développée aux États Unis par le service de conservation des sols (SCS-USDA), et tenant compte de l'indice d'humidité du sol. L'expression du volume de ruissellement journalier peut être décrite ainsi:

$Q = (R - 0.2 s)^2 / (R + 0.8 s)$

où Q = ruissellement journalier, R = pluie journalière, s = paramètre de rétention.

L'application de cette équation universelle modifiée à certains bassins versants aux USA a permis de conclure que la précision des prédictions augmente généralement avec la diminution de la surface du bassin, puisqu'une pluie en un certain lieu est plus représentative quand la surface diminue (Williams et Berndt, 1977).

Julien et Simons (1985) ont proposé l'équation paramétrique suivante:

$Qs = k\ Q^m\ S^n\ I^p$

où Qs = débit solide unitaire, Q = débit liquide unitaire, S = tangente de l'angle de pente du versant, I = intensité des précipitations, k, m, n, p = constantes pour un contexte donné.

Cette équation a été étudiée par Mathier et al. (1989, 1991a) qui a remarqué une forte relation entre le débit solide, le débit liquide, et l'intensité des précipitations. L'effet de la pente semble peu affecter les débits sur la parcelle, conduisant l'auteur à ne pas l'utiliser dans l'équation de transport des sédiments (soit n = 0). L'auteur a par ailleurs montré que, pendant la saison, le changement du couvert végétal et de l'état de la surface (rugosité, microtopographie, compactage, encroûtement, perturbations biologiques) influencent beaucoup ces phénomènes.

Les modèles stochastiques (statistiques)

Les modèles stochastiques (statistiques) sont utilisés pour générer des séquences synthétiques de données à partir des caractéristiques statistiques des données existantes (Gregory et Walling, 1973; Morgan, 1979). Ces modèles peuvent par exemple calculer des moyennes, établir des corrélations des séries historiques de données et autres opérations. En général, les modèles stochastiques sont très utiles aux modèles déterministes et paramétriques pour générer leurs entrées lorsque les données disponibles sont représentées seulement par une courte période d'observation (Gregory et Walling, 1973).

Les modèles distribués

Les modèles distribués ont été récemment développés en hydrologie, comme par exemple le Système Hydrologique Européen (SHE) (Rohdenburg et al., 1986). Ils permettent d'intégrer la variabilité spatiale des paramètres contrôlant le cheminement de l'eau au niveau d'un petit bassin versant (Mathier et al., 1991a, 1992). Considérant le raffinement des unités spatiales et temporelles données par ces modèles, l'estimation du débit liquide peut être faite en tout point sur une surface et à tout moment pendant une précipitation (Mathier, 1991a). Selon Moore et Burch (1986), pour que l'utilisation des modèles distribués en milieu agricole soit efficace, il est important de leur rajouter une composante permettant de décrire le transport des sédiments à la surface du champ. En étudiant les relations liant le ruissellement au transport des sédiments sur une surface, il est alors possible d'intégrer le processus d'érosion au sein de ces modèles hydrologiques.

1.1.3 Exemple du modèle EPIC

Le modèle EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) a été développé par le service de conservation des sols des États Unis pour estimer l'état des ressources en eaux et des sols (Steiner et al., 1977; Jones et al., 1985; Putman et al., 1988). EPIC peut estimer les impacts du processus d'érosion sur la productivité agricole pour une période de temps assez longue (Williams et al., 1984a; Williams, 1985) en utilisant un pas de temps journalier. La superficie de drainage considérée par ce modèle est généralement petite, d'environ 1 ha (Williams et al., 1984 a; Williams, 1985; Jones et al., 1985; Bingner, 1990; Williams et al., 1990). Ceci est justifié parce que, d'après ces auteurs, le sol et ses aménagements peuvent alors y être assumés comme spatialement homogènes. EPIC est composé de divers sous-modèles (Putman et al., 1988) pour la simulation du volume et du débit du ruissellement, l'érosion par l'eau (qui utilise l'équation universelle de perte de sol modifiée), la croissance des plantes, les changements des propriétés du sol, la fertilisation, etc. En plus des composantes physiques sur lesquelles est basé EPIC, existent aussi des composantes économiques permettant d'évaluer les coûts de l'érosion, la détermination des stratégies de gestion optimale, etc. (Williams, 1985).

La partie d'EPIC concernant les nutriments traite de la fertilisation du sol, des transformations de N et P, et de la demande en N et P des cultures. Williams et al. (1984a) et Williams (1985) ont mentionné que la quantité des nitrates retrouvés au niveau du ruissellement de surface peut être estimée en considérant seulement la tranche supérieure du sol de 1 cm d'épaisseur. D'après Williams et al. (1984 a), la diminution de la concentration des nitrates due à l'écoulement de l'eau à travers les niveaux du sol, peut être déduite d'une manière satisfaisante en utilisant une fonction exponentielle. La concentration moyenne journalière est obtenue en intégrant la fonction exponentielle pour avoir l'apport des nitrates, et en divisant par le volume d'eau contenu au niveau du sol:

$VNO3 = WNO3 (1 - \exp(-QT/UL))$

$CNO3 = VNO3 / QT$

avec VNO3 = masse de nitrates perdus du premier niveau, WNO3 = masse de nitrates contenus par le premier niveau au début de la période, QT = volume d'eau perdu du premier niveau, UL = limite supérieure d'eau emmagasinée par le niveau considéré ou porosité du niveau, CNO3: concentration en nitrates du premier niveau.

La masse totale de nitrates dans le ruissellement, l'écoulement latéral et la percolation peut être estimée par le produit du volume d'eau et de la concentration moyenne (Williams et

al., 1984 a et 1984 b; Williams, 1985). Selon ces auteurs, le lessivage des nitrates dû à l'écoulement latéral de subsurface pour des niveaux bas, peut être traité par la même approche utilisée pour les niveaux supérieurs, à l'exception du ruissellement de surface qui n'est plus considéré.

Une fonction a été développée par McElroy et al. (1976, in Williams et al., 1984 a) et modifiée par Williams et Hann (1978, in Williams et al., 1984 a) permettant d'estimer la perte d'azote organique pour un événement de ruissellement:
YNO = 0.001 . Y . CND . ER
avec YNO = azote organique perdu par ruissellement, CND = concentration d'azote organique du niveau supérieur du sol, Y = apport de sédiments, ER = rapport d'enrichissement exprimé par la concentration de l'azote organique au niveau du sédiment divisée par celle au niveau du sol.

1.1.4 Exemple du modèle CREAMS

Le modèle CREAMS a été développé pour le ministère de l'Agriculture des USA. Son objectif est de prévoir l'impact des changements de pratiques culturales sur la perte de sol, d'azote, de phosphore et de pesticides, dissous et particulaires, à l'échelle du champ (Knissel, 1980, USDA, 1984). Il est constitué de trois sous-modèles hydrologique, d'érosion et de transport de solutés. Le bassin est considéré comme homogène avec un seul type de culture, de sol et de pratique agricole. Toutefois, le modèle d'érosion prend en compte les différences de topographie, de type de culture, de pratiques agricoles et d'état de la surface du sol. CREAMS considère le ruissellement, l'infiltration, l'évaporation, et la percolation, avec un pas de temps journalier. Les calculs hydrologiques peuvent être réalisés par l'approche des "curve numbers" si l'on dispose de données de pluie journalières, ou selon le modèle de Green et Ampt (1991) si l'on dispose des intensités de pluies. Le modèle d'érosion considère les processus de détachement, de transport et de sédimentation. Le détachement est représenté par l'équation universelle de perte de sol. La capacité de transport de sédiments est estimée par l'équation de transport de Yalin (1963) modifiée pour des sédiments de taille et de densité hétérogènes. La sédimentation a lieu quand la capacité de transport est inférieure à la charge de sédiments.

Le modèle comporte deux sous-modèles indépendants pour les nutriments et les pesticides. Celui pour les nutriments prévoit les pertes d'azote et de phosphore sous formes dissoutes ou particulaires. Les pertes sous formes particulaires sont fonction de la

perte de sédiments, de la concentration des nutriments dans le sol et du taux d'enrichissement. Le modèle suppose que seule la tranche supérieure du sol de 1 cm est active dans le transport de polluants dissous par ruissellement. Les nutriments dissous extraits de cette couche sont fonction d'un coefficient empirique d'extraction. La perte d'azote par lessivage, uniquement sous forme de nitrates, est fonction de la quantité d'eau percolée et de la concentration en nitrates dans l'eau du sol. Le modèle tient compte des transformations de l'azote de minéralisation et dénitrification, et du prélèvement par les plantes.

Les équations régissant le bilan hydrique journalier de l'azote sont (Ahuja et Lehman, 1983; Donigian et al., 1977; Frere et al., 1980):

C = NO3 / (ST + P)

QN = C Q EXQ

ON = C O EXO

où C = concentration en nitrates dans la zone racinaire, NO3 = stock d'azote nitrique dans la zone racinaire au début de la journée, ST = stock d'eau dans cette zone, P = la pluie journalière tombée pendant la journée, QN = flux journalier d'azote de la zone racinaire transporté par écoulement rapide (ruissellement de surface), Q = écoulement rapide journalier, EXQ = coefficient d'extraction pour l'écoulement rapide, ON = flux journalier d'azote de la zone racinaire transporté par percolation (lessivage), O = percolation journalière à travers la zone racinaire, EXO = coefficient d'extraction pour la percolation.

1.1.5 Discussion

Au niveau d'une grande ou d'une petite surface, les paramètres utilisés pour une simulation mathématique de ruissellement et d'érosion peuvent varier considérablement à cause de la variation des caractéristiques du bassin versant. Par exemple, Stephenson et Freeze (1974), en étudiant l'écoulement au niveau du sol pour un petit bassin versant, ont trouvé que certains paramètres considérés comme constants dans le modèle étaient en fait variables sur le terrain. Ceci indique que lorsqu'on veut utiliser un modèle mathématique pour évaluer les processus de pertes par ruissellement et érosion, une étude détaillée sur les différents paramètres et leur interactions est préalablement nécessaire, tout en tenant compte de la variation de ces paramètres en fonction de l'échelle spatiale et temporelle.

Les difficultés associées à l'application des approches globales qui sont généralement utilisées pour des parcelles agricoles (telles que l'équation universelle de pertes) ont fait

que des équations mathématiques améliorées ont été développées. Celles-ci sont basées sur des principes fondamentaux concernant la mécanique de l'érosion, le transport des sédiments et l'écoulement des fluides. Ainsi, plusieurs modèles ont été conçus sur ces principes permettant de réaliser des simulations pour le ruissellement et l'érosion à différentes échelles de mesure spatiales et temporelles. Cependant, ces différents modèles exigent l'acquisition de nombreuses données qui sont rarement disponibles et souvent difficiles à évaluer ou mesurer.

L'utilisation d'un modèle pour prédire les pertes associées au ruissellement et à l'érosion devrait aussi tenir compte des variations spatiales et temporelles de ces processus, ainsi que des caractéristiques du bassin versant. Mathier (1991a) a signalé que les données nécessaires pour caler une équation du transport des sédiments qui soit facile à utiliser dans les modèles hydrologiques, sont insuffisantes. Aussi, les variations spatio-temporelles du ruissellement et de l'érosion sont généralement influencées par le manque de connaissances sur les interactions entre les principaux facteurs (état du couvert végétal, compaction et encroûtement de la surface du sol, capacité de stockage de l'eau et des sédiments dans les dépressions, topographie et superficie de drainage). La complexité des modèles nécessite une adaptation des données disponibles sur le milieu étudié. Généralement, des moyens indirects permettent d'estimer d'une façon approximative certains paramètres (Germain, 1986). En prenant l'exemple du modèle ANSWERS utilisé par cet auteur, on remarque que ces contraintes sont plus accentuées au Québec du fait que les modèles sont souvent développés initialement pour des environnements plus tempérés (USA).

D'autre part, les processus changeant avec la taille des éléments géomorphologiques étudiés, la notion d'échelle demeure très importante à prendre en considération. Ceci indique que les variations d'échelle influencent beaucoup les facteurs et les types d'interactions entre les différents paramètres d'un processus donné comme ceux de ruissellement et d'érosion. Mathier (1989, 1991a et b, 1992) a montré l'influence du changement d'échelle spatio-temporelle sur les paramètres étudiés pour le ruissellement et l'érosion. En fait, le passage de petits versants expérimentaux à des parcelles agricoles de plus grande taille a montré que les variations temporelles du ruissellement et de l'érosion sont dues aux variations simultanées entre l'état du couvert végétal et l'état du sol, et que les principaux facteurs des variations spatiales sont la taille et la forme des versants. D'autres auteurs ont mentionné aussi la relation importante qui lie ces variations d'échelle spatio-temporelle aux paramètres influençant le taux de ruissellement et d'érosion

(Douglas, 1976; Anderson et al., 1981).

1.2 ÉVALUATION DES PERTES D'AZOTE PAR LESSIVAGE

1.2.1 Processus impliqués dans les pertes par lessivage

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 les transformations du cycle de l'azote. Ces processus ont fait 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).

Les modèles de recherche développés sont nombreux et sont 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 important de paramètres, et de temps de calcul souvent considérables même avec des machines puissantes. Ainsi, leur utilisation dans un contexte de gestion est-elle compromise si ce n'est impossible, à cause de ces temps élevés de calcul, et du nombre important de paramètres nécessaires pour la modélisation, et qui sont rarement mesurés au champ.

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 cependant principalement destinés à l'optimisation fertilisation-rendement des cultures. Aucun n'a été spécifiquement développé dans un objectif environnemental, 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 les régressions de comportements observés durant 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.

Le cycle de l'azote est d'une extrême complexité. Compte tenu de l'insuffisance des

connaissances actuelles sur certains phénomènes et du manque de données pour leur prise en compte dans une modélisation, certaines simplifications sont généralement apportées pour la modélisation (Banton et al., 1992). 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. L'état des connaissances et la disponibilité des données ne permettent pas toujours la prise en compte des phénomènes d'échange sol-atmosphère. Il est ainsi souvent supposé que les termes d'entrée (précipitation et fixation biologique) et les termes de sortie (dénitrification et volatilisation) se compensent globalement. Du fait de la rapidité de la nitratation vis-à-vis de la nitratation, il est par ailleurs considéré que la nitrification se fait en une seule étape gouvernée par la vitesse la plus lente (celle de la nitratation). En d'autres termes, la forme nitreuse (NO_2) est alors négligée dans la représentation du cycle de l'azote. Enfin, est posée l'hypothèse que les processus de prélèvement par les plantes et de lessivage par l'eau ne concernent que les nitrates.

1.2.2 Revue des modèles mathématiques de simulation du lessivage

Parmi les modèles existants, il est possible de distinguer trois principales catégories de modèles, soit les modèles empiriques, mécanistes et conceptuels à réservoirs (Banton et al., 1991). Nous présentons ci-après les deux dernières catégories, les seules aptes à représenter adéquatement la réalité.

Les modèles mécanistes

Une modélisation fidèle du devenir des formes azotées dans le sol et l'eau souterraine nécessite que l'on décrive précisément les processus physiques, thermiques et chimiques affectant l'azote dans le milieu poreux dans des conditions généralement non-saturées. Ceci est généralement réalisé pour les modèles mécanistes (ou 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 le sol est représenté par l'équation différentielle de Richards qui décrit l'écoulement transitoire dans un milieu poreux non-saturé ou saturé. De même, il est possible d'exprimer le transport de solutés (ou de chaleur) dans un milieu poreux saturé ou partiellement saturé par une équation différentielle de convection-dispersion,

couplée avec des équations décrivant les réactions du soluté (ou les échanges de chaleur).

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.

Les modèles conceptuels à réservoirs

Considérant la difficulté de représenter adéquatement et dans tous les cas les processus impliqués dans le devenir de l'azote, des approches de modélisation conceptuelle à réservoirs ont été développées, résultant d'un compromis entre une représentation précise de certains processus et une représentation plus empirique pour d'autres, tant au niveau du cycle de l'eau que pour celui de l'azote. Un modèle à réservoirs ne permet donc pas de simuler précisément le profil en azote dans le sol, mais plutôt de calculer une sortie à partir des entrées. Le contenu en azote peut cependant être connu sous ses différentes formes chimiques.

Évolution des modèles

Du fait de l'évolution rapide des connaissances et des techniques de simulation, ainsi que de la poursuite de finalités différentes, de nombreux modèles ont été développés 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. Bhat et al. (1980) proposent un modèle spécifiquement destiné au devenir de l'azote des fumiers appliqués au champ, en utilisant cependant 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 les principaux processus du cycle de l'azote. La matière organique comporte différents compartiments (carbohydrates, cellulose, protéines, sucres, ...). Le transport des formes azotées dans le sol est cependant peu considéré, sauf au niveau d'une fonction de lessivage. Le modèle de Tanji et al. (1981) couple l'écoulement de l'eau 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 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. Les modèles continuent de se perfectionner, et des applications orientées vers la gestion commencent à être réalisées. Rolston et al. (1984) et Rao et al. (1984) appliquent leurs modélisations aux pertes de nitrates provenant des applications de fertilisants et fumiers sur des sols cultivés et non cultivés. Martin et al. (1988) démontrent par modélisation l'influence de l'irrigation sur le devenir de l'azote dans le sol. White (1989) applique la modélisation au lessivage des nitrates dans les sols argileux structurés en utilisant un écoulement par fonction transfert.

1.2.3 Exemple d'un modèle de recherche de type mécaniste: le modèle SOIL-SOILN (Uppsala, Suède).

Le modèle SOIL-SOILN (Johnsson et al., 1987) simule le devenir de l'eau, de la température et de l'azote dans les sols. Il s'agit d'un modèle de recherche unidimensionnel basé sur des processus physiques. La partie hydrodynamique et thermique, SOIL, a été développée à la fin des années 70. A l'origine, SOIL a été développé pour représenter les processus hydrologiques et thermiques relatifs aux sols forestiers. Il a par la suite été adapté au milieu agricole. La partie SOILN, développée en 1986, permet de simuler la minéralisation de l'azote et le lessivage des nitrates à partir des températures, des taux d'humidité et des flux d'eau fournis par la partie SOIL. La structure verticale, commune aux deux parties du modèle, facilite la division du profil pédologique en un certain nombre de couches. Différentes divisions peuvent être retenues en fonction des objectifs et de la disponibilité des informations caractérisant les aspects physiques et biologiques.

L'écoulement non saturé est représenté dans le modèle par l'équation de Richard (1931) à laquelle est ajoutée un terme source représentant l'eau puisée par les plantes. Cette équation néglige les phénomènes d'hystérèse engendrés par les cycles de mouillage-séchage et suppose un écoulement essentiellement unidimensionnel. Cette équation est résolue connaissant le potentiel de succion et la conductivité hydraulique non saturée, tous

deux par ailleurs reliés à la teneur en eau volumétrique selon l'équation de Brooks et Corey (1964). Le transport de la chaleur est simulé dans le sol par conduction et convection. La partie convection est particulièrement importante lors des grandes infiltrations d'eau alors que c'est généralement le processus de conduction qui domine le flux thermique.

A l'intérieur de chaque couche du sol, on retrouve des réservoirs contenant les formes organiques (litière, fumier (fèces) et humus) et inorganiques (ammonium et nitrates) de l'azote. Des réservoirs de carbone sont aussi présents pour la litière et le fumier afin de contrôler la minéralisation et l'immobilisation. La nitrification et la dénitrification sont aussi simulées. La décomposition, la minéralisation et la nitrification sont influencées par la température et l'humidité du sol. Les nitrates sont considérés comme étant entièrement en solution et se déplacent entre les couches de sol en suivant l'écoulement de l'eau. Le flux de nitrates est donc calculé, pour chaque couche de sol, en multipliant le flux d'eau par la concentration en nitrates. L'ammonium est considéré comme immobile (fortement fixé sur le sol) et n'est donc pas influencé par l'écoulement de l'eau.

Le modèle SOIL-SOILN permet ainsi de calculer le lessivage de nitrates quittant la zone racinaire et l'ensemble du profil de sol simulé. Trois ensembles de données sont nécessaires au fonctionnement du modèle. Un premier correspond aux paramètres caractérisant le site au niveau de la végétation, du sol, des apports externes, des transformations et des pertes en azote. Les paramètres requis sont nombreux et certains sont très difficiles à obtenir, que ce soit par mesure ou par évaluation. Un deuxième fichier définit les conditions initiales de la simulation, où l'on retrouve les formes et les quantités d'azote présentes au départ dans chaque couche de sol. Un troisième fichier fournit au modèle les variables motrices du système établies à l'aide de la partie SOIL (telles la température, l'humidité et l'écoulement) qui sont les causes des transformations et du transport de l'azote. Ces variables d'environnement sont fournies pour chaque couche de sol sur une base journalière. Leur calcul par la partie SOIL nécessite la déclaration de nombreuses variables dont certaines sont aussi très difficiles à obtenir.

1.2.4 Exemple d'un modèle de gestion de type mécaniste-conceptuel: le modèle HydriFlux-NitriFlux (AgriFlux, INRS-Eau, Québec).

De conception tout-à-fait différente, le modèle HydriFlux-NitriFlux (logiciel AgriFlux, Banton et al., 1993) a été spécifiquement développé pour des fins de gestion pour le bénéfice du ministère de l'Environnement du Québec. Cet outil destiné à une utilisation pratique en

intervention environnementale ou agronomique répond à des critères de développement spécifiques. Ce modèle est fiable et basé sur la représentation physique et bio-chimique des phénomènes. Il requiert un nombre de paramètres raisonnable et d'obtention facile (mesure ou évaluation), malgré le fait qu'il prenne en compte la majorité des processus contrôlant le devenir de l'azote dans le sol. Son interface usager conviviale en permette une utilisation aisée.

AgriFlux permet la définition d'un profil de sol présentant différents horizons ou couches de sol de caractéristiques différentes. A l'intérieur de chaque couche du sol, on retrouve les réservoirs de formes organiques (litière, fumier (fèces) et humus) et inorganiques (ammonium et nitrates) de l'azote. La minéralisation, l'immobilisation, la nitrification et la dénitrification sont simulées. La décomposition, la minéralisation et la nitrification sont influencées par la température et l'humidité du sol. Les nitrates sont considérés comme étant entièrement en solution et se déplacent entre les couches de sol en suivant l'écoulement de l'eau, alors que l'ammonium est considéré comme très fortement adsorbé et donc non mobile. Le flux de nitrates est calculé, pour chaque couche de sol, en multipliant le flux d'eau par la concentration en nitrates.

Le modèle calcule les pertes de nitrates vers la nappe, ainsi que celles par ruissellement et par drainage. Un ensemble de fichiers de données sont nécessaires au fonctionnement du modèle portant sur les caractéristiques du sol, des cultures, du climat et des pratiques culturales. Bien que fonctionnant sur une base de calcul journalière, HydriFlux ne nécessite que les valeurs climatiques mensuelles moyennes rendant son usage très aisé en gestion. AgriFlux permet l'évaluation de différents scénarios de culture et pratiques culturales, des tendances à long terme concernant le devenir de l'azote et les impacts sur l'environnement.

AgriFlux utilise par ailleurs une démarche de modélisation stochastique. Cette démarche permet la prise en compte de la variabilité spatiale et temporelle des paramètres. Les résultats calculés par ce modèle sont donc représentatifs de l'ensemble des conditions locales pouvant être rencontrées sur le site étudié. Ces résultats sont alors représentés par une moyenne et un écart-type pour chaque type de pertes (ruissellement, nappe, drain) et pour chaque jour. Le risque de contamination peut ainsi être évalué sur une base statistique.

1.2.5 Discussion

La quantification précise des pertes d'azote par lessivage nécessite la prise en compte des processus de l'écoulement de l'eau et du cycle de l'azote dans le sol. Les modèles développés sont donc généralement complexes et les paramètres nécessaires sont nombreux et parfois difficiles à obtenir. Ces modèles conduisent cependant à une évaluation précise des pertes dont la comparaison avec la réalité est bonne. Certains nouveaux modèles ont été développés spécifiquement pour une application dans un contexte de gestion. Les paramètres requis et l'utilisation du modèle ont alors été rendus plus simples. Leur emploi ne nécessite plus nécessairement des spécialistes de la modélisation, mais des intervenants ayant une bonne connaissance du milieu d'intervention.

L'élément majeur de l'évaluation demeurant la qualité des paramètres fournis aux modèles, ces outils ne devraient être utilisés qu'avec une grande rigueur et un souci de la justesse. Bien que fournissant des évaluations de risques fiables, l'utilisation de ces outils doit être menée avec sérieux et attention. Les résultats d'évaluation doivent être critiqués à la lumière de la qualité des valeurs de paramètres déclarés. Par ailleurs la nécessité d'un certain nombre de paramètres ne permet pas une utilisation extensive de ces outils sur des sites ou pour des situations non caractérisés. Ils ne peuvent donc pas être appliqués comme premier outil d'évaluation puisque la grande incertitude entrée au niveau des paramètres sommairement évalués peut grandement affecter le résultat de cette évaluation, même si celle-ci ne doit être que sommaire.

1.3 ÉLÉMENTS D'UN BILAN ENVIRONNEMENTAL AGRO-SYLVICOLE

1.3.1 Notions et approches pour un bilan environnemental et agro-sylvicole

La gestion de l'azote en regard de la qualité des eaux superficielles et souterraines et du rendement agro-sylvicole concerne de plus en plus à la fois le public et la profession. L'objectif visant la qualité des eaux potables doit aussi être accompagné du maintien d'une activité économique viable. Le but d'une gestion environnementale doit optimiser les actions focalisées vers la minimisation des pertes de nutriments et d'améliorer l'efficacité de l'azote dans les systèmes de culture.

Le coût relatif des engrais azotés a diminué pour la plupart des cultures. L'azote est un des nutriments les plus importants, et les cultivateurs, en appliquant plus d'azote, ont peu à perdre et beaucoup à gagner. Les recommandations environnementales de fertilisation entrent ainsi en conflit avec les décisions culturales. Les recommandations se font généralement en fonction de diverses données comme le rendement, le mode de gestion de l'azote, des résidus du sol et des plantes. Souvent, le rendement potentiel est largement surestimé, entraînant un excès de fertilisation.

Pour un champ, un climat et une année donnés, la relation rendement végétal - azote appliqué est une courbe que l'on peut considérer comme unique. L'augmentation du rendement végétal par unité d'azote apporté décroît jusqu'à être nul puis négatif. Le rendement maximal est ainsi unique. Par ailleurs, la relation rendement végétal - azote prélevé est une relation linéaire jusqu'à atteindre un plateau. Des objectifs réalistes de rendement doivent aussi être fixés, comme la moyenne des rendements des 5 dernières années plus 5%.

Le potentiel de nitrates lessivables augmente proportionnellement à la non-utilisation de l'azote par la plante. Un excédent de nitrates dans la zone racinaire doit être évité quand le sol est vulnérable au lessivage par un excès de pluie ou d'irrigation. Toutes les sources d'azote utilisables par les plantes doivent être prises en compte. Il est aussi très difficile de donner une efficacité maximale à l'azote sans avoir des pertes de nitrates. Cependant, il est réaliste de penser qu'une fertilisation et une culture appropriées donneront des pertes minimales et une production optimale. Le but de la gestion de l'azote est d'une part de minimiser les pertes par lessivage (protection de l'environnement) et d'autre part de maximiser l'efficacité des engrais (rendement agricole).

De nombreux éléments doivent être pris en compte pour l'évaluation du potentiel de lessivage relié à la dynamique de l'eau. Les données nécessaires à une méthode de bilan doivent par ailleurs être simples (pluie moyenne annuelle, caractéristiques principales du sol et des cultures). Le résultat est alors la percolation moyenne annuelle potentielle pour un site particulier.

On doit réaliser l'évaluation du bilan de l'azote dans le sol et de son évolution dans le temps en rapport avec la dynamique du cycle de l'azote dans le système sol - plante. Dans l'évaluation du bilan de l'azote du sol, les entrées d'azote par les fumiers sont souvent difficiles à estimer à cause de leur composition variable, de la méconnaissance des doses

d'apports, de la variabilité spatiale et de la variation de leur teneur en nutriments (volatilisation, dénitrification). Il faut idéalement analyser les fumiers juste avant l'application, afin que la quantité appliquée soit homogène et connue.

L'objectif de l'analyse du risque de lessivage est de quantifier le potentiel de lessivage sous la zone racinaire et de voir l'effet de différentes pratiques agricoles sur ce potentiel. Le potentiel de risque de lessivage dépend de la quantité de nitrates lessivés de la zone racinaire, de la position de l'aquifère, du temps de transit avant d'atteindre l'aquifère et de la vulnérabilité de ce dernier. Cette procédure d'évaluation quantitative est cependant limitée à cause de la complexité des processus impliqués dans le mouvement de l'eau et le cycle de l'azote, et aussi de l'imprécision des données disponibles. Par ailleurs, le manque de données rend souvent difficile une telle étude quantitative.

1.3.2 Exemple de NLEAP, logiciel d'analyse environnementale (lessivage des nitrates)

Le logiciel NLEAP (Shaffer et al., 1991) a été développé pour évaluer le potentiel de lessivage des nitrates de la zone racinaire, ainsi que l'impact économique et les effets potentiels de ce lessivage. Il utilise trois niveaux d'approximation: l'analyse globale annuelle, l'analyse mensuelle et l'analyse événement par événement. Dans ces trois niveaux, le pas de temps et la méthode de calcul peuvent changer mais les résultats sont toujours annuels. L'utilisateur doit fournir à l'outil des renseignements concernant les pratiques agricoles, le sol, le climat et l'économie.

Dans l'analyse globale, la partie hydrologique consiste à calculer un indice de lessivage annuel. Cet indice, combiné avec le résultat du bilan d'azote (azote disponible pour le lessivage, permet de trouver un indice de l'azote lessivé. En faisant intervenir les principales caractéristiques de l'aquifère impliqué, on trouve qualitativement un indice de risque potentiel de lessivage annuel.

L'indice de lessivage est calculé en fonction de la pluie totale annuelle, de la pluie des mois d'octobre à mars, et du groupe hydrologique du sol. Pour le calcul de l'azote disponible pour lessivage, deux méthodes sont proposées à partir du calcul de l'azote prélevé par la plante. Dans la première méthode, l'azote prélevé par la plante est fonction des apports de chaque source et des coefficients d'utilisation, supposés connus de l'utilisateur. La deuxième méthode utilise des données de gestion agricole (type de culture, apport

d'engrais, rendement) et des caractéristiques du sol pour calculer ce prélèvement d'azote par la plante. Les valeurs obtenues pour l'azote disponible pour lessivage sont modifiées qualitativement pour tenir compte de la dénitrification, de la volatilisation et du ruissellement. Ensuite, la quantité d'azote lessivée est calculée qualitativement. Enfin, avec les résultats obtenus et les données concernant l'aquifère, NLEAP calcule qualitativement l'indice de risque potentiel de lessivage annuel. Les calculs peuvent être réalisés en même temps pour une année normale, relativement sèche ou relativement humide.

Dans l'analyse détaillée, les bilans sont calculés mensuellement ou pour chaque événement. Pour le calcul mensuel, le pas de temps de calcul est mensuel et les résultats du mois précédent sont les données de départ pour le mois suivant. Pour le calcul événement par événement, le pas de temps est la durée comprise entre deux événements individuels. Dans les deux cas, les résultats données par le logiciel sont annuels.

Pour l'analyse mensuelle, les premières données à saisir concernent le sol et la gestion agricole, comme pour l'analyse annuelle. Le rendement de la plante n'est pas simulé, et doit être entré par l'utilisateur. L'exactitude des résultats dépend directement de la précision de l'estimation du rendement. Les données suivantes concernent l'irrigation et la gestion de l'azote, les données mensuelles de pluie, la température de l'air, l'évaporation sur bac, et le nombre de jours humides. Finalement, sont saisies les données qualitatives caractérisant l'aquifère. Les paramètres calculés à la fin de l'année sont similaires à l'analyse annuelle: volume d'eau infiltrée, bilan d'azote, azote lessivé, profondeur atteinte par le front de nitrates, ainsi que qualitativement et en fonction de l'aquifère le risque de mouvement des solutés, le risque potentiel de lessivage annuel et la classe de risque de l'aquifère. L'indice du risque de mobilisation des nitrates est une mesure de la gestion de l'eau. Il ne renseigne pas sur la présence ou le lessivage des nitrates, mais indique quand les nitrates peuvent être mobilisés, s'il y en a, et quelle est la profondeur qu'ils peuvent atteindre.

La différence de l'analyse événement par événement avec l'analyse mensuelle est le pas de temps de calcul. Les calculs des bilans d'eau et d'azote se font avec les mêmes formules mais avec des pas de temps variables. Les paramètres calculés sont les mêmes que pour l'analyse mensuelle, et les résultats sont aussi annuels. Ce troisième niveau d'analyse accepte la possibilité de la saisie de certaines données climatiques journalières (pluie, irrigation), les autres paramètres climatiques demeurant mensuels. De plus, cette analyse accepte des données concernant les conditions antérieures de l'aquifère et des

cultures pour établir le bilan environnemental.

Cet outil est essentiellement qualitatif. Dans l'analyse annuelle, il ne fournit pas de valeur quantitative interprétable, mais seulement des indices de risques. Ces indices sont difficilement interprétables et peuvent dans de nombreux cas rendre inutile l'évaluation puisqu'il est impossible de comparer ces résultats soit à des valeurs réelles mesurées au champ, soit à des normes pour statuer du niveau réel des risques de contamination. Pour les analyses mensuelles ou par événements, l'information nécessaire devant être fournie à l'outil paraît bien trop complexe en regard du caractère sommaire de l'information obtenue. D'autre part, la relative difficulté d'obtention des informations demandées entrave son utilisation comme outil de gestion facilement applicable.

L'outil NLEAP est à notre connaissance le seul outil de ce type actuellement existant (et publié). Il paraît être un hybride entre un outil global d'évaluation préliminaire et un modèle d'évaluation basée sur la représentation des processus. Il semble malheureusement présenter dans cette configuration les inconvénients des deux approches, à savoir des résultats souvent difficilement interprétables et typiques des évaluations sommaires par indices, et des besoins en données d'entrée non toujours faciles à obtenir comme en nécessitent les modèles mathématiques plus sophistiqués. Ce type d'outil ne peut donc convenir aux objectifs visés pour la réalisation d'un bilan environnemental, agronomique et économique fiable mais facile à réaliser, pour des conditions québécoises et pour l'épandage de fumiers et lisiers.

L'existence d'un tel outil présente cependant des intérêts. Premièrement, son existence démontre l'intérêt pour ce genre d'outil de gestion, et son très récent développement confirme l'actualité d'une telle démarche. Deuxièmement, sa publication par la société américaine d'agronomie atteste de la prise de conscience de la profession agricole aux problèmes environnementaux et à la recherche de solutions. Troisièmement, l'existence de cet outil permet de préciser certains objectifs spécifiques que doivent rencontrer de tels outils, ainsi que de prévoir et corriger les imperfections qu'ils peuvent présenter.

1.4 DISCUSSION GÉNÉRALE SUR LES MODÈLES D'ÉVALUATION

La revue des modèles réalisée a montré que trois grands types d'outils existent permettant l'évaluation des risques d'impacts environnementaux des fertilisations. Premièrement, des

modèles mathématiques très sophistiqués ont été développés, mais dont la finalité première est la recherche fondamentale portant sur les processus impliqués dans le devenir de l'azote. De ce fait, ces modèles sont très précis, mais d'une très faible applicabilité dans un cadre d'utilisation intensive et d'évaluation routinière. A leur suite, des modèles ont été développés spécifiquement pour réaliser ce type d'évaluation orientée vers une approche de gestion et pouvant être utilisés par des intervenants non nécessairement spécialistes des modèles. Certains de ces modèles sont quand même très bien représentatifs de la réalité et basés sur les processus contrôlant le devenir de l'azote. Ils nécessitent cependant des paramètres moins nombreux ou moins inabordables que les modèles de recherche. En ce sens, ils peuvent être utilisés plus aisément que ceux-ci, et pour n'importe quel site ou n'importe qu'elle situation pour lesquels les paramètres peuvent être quantifiés ou évalués. Le troisième type d'outils utilise généralement une approche plus globale d'évaluation basée sur la réalisation de bilans plus ou moins sommaires. Ces outils ont souvent une approche plus empirique que phénoménologique, et nécessitent que peu de paramètres, généralement très bien connus et très facilement évaluables. Ils se prêtent donc très bien aux évaluations multiples, surtout si celles-ci peuvent n'être que préliminaires et approximatives, comme par exemple dans le cas de comparaison entre des scénarios d'intervention.

Le développement d'un outil d'évaluation préliminaire globale ne doit donc pas être approché dans l'optique d'un modèle d'évaluation des risques basé sur la simulation du devenir de l'azote dans le sol, modèle qui serait forcément simplifié et dont les résultats seraient donc peu fiables. Un outil basé sur la représentation des processus a été développé au Québec (NitriFlux) pour répondre à une évaluation précise des pertes d'azote par lessivage et ruissellement. L'outil NLEAP ne répond pas non plus aux critères d'un outil d'évaluation préliminaire puisque les résultats obtenus sont non interprétables directement, et que certaines des données nécessaires à son fonctionnement sont difficiles à obtenir dans la plupart des cas.

Le développement d'un outil doit donc être réalisé en prenant en compte certaines conditions et contraintes. Premièrement, l'outil doit être facile d'utilisation, doit pouvoir être appliqué intensivement, et pour des situations non toujours parfaitement paramétrisées. Deuxièmement, il est destiné à réaliser des évaluations préliminaires, dont on accepte qu'elles soient globales, simplifiées et sommaires. Pour cela, on attend que les paramètres requis soient peu nombreux et faciles d'obtention, obtenables si possible à partir de l'information déjà existante. Troisièmement, les résultats de cette évaluation doivent être

obtenus par une méthode rigoureuse et le plus fiable possible. Pour cela, l'approche devrait résulter d'une représentation même globale des processus impliqués (quantification du risque) et non d'une évaluation de type méthode à indice (qualification du risque). Finalement, l'outil devrait présenter certaines facilités d'utilisation relatif à l'interface avec l'usager, à l'équipement requis (machine, logiciel) et au temps de calcul (réponse quasi-instantanée).

CHAPITRE 2

STRUCTURE ET DÉVELOPPEMENT DE L'OUTIL

2.1 STRUCTURE GÉNÉRALE DE L'OUTIL

Pour le développement du présent outil (SYLVIE), deux alternatives sont offertes. Soit l'outil est développé indépendamment sous un environnement Windows, soit sous un environnement EXCEL 5.0 pour Windows. Comme la plupart des chiffriers, EXCEL offre la possibilité de bâtir un programme à l'aide de macro-commandes directement reliées aux pages de calcul. L'avantage principal de cette option est son fonctionnement sous l'environnement Windows tout en permettant l'application des fonctions spécifiques de EXCEL. L'environnement EXCEL-Windows permet une grande flexibilité dans l'élaboration des différentes parties (dont l'interface-usager) et une grande convivialité avec l'utilisateur. L'option du chiffrier permet aussi à l'utilisateur d'éditer lui-même les résultats générés et de les exploiter à sa guise dans le même environnement.

La caractéristique principale du logiciel SYLVIE est de ne nécessiter qu'un nombre limité de données et paramètres d'entrée, ce qui en facilite l'emploi. Toutefois, l'utilisateur doit être conscient des approximations apportées par cette approche et utiliser en conséquence les résultats générés par l'outil à titre indicateur des impacts de différentes pratiques agricoles et non comme des valeurs absolues des grandeurs de ces impacts.

SYLVIE effectuera le calcul du bilan environnemental des fertilisants et pesticides. La base temporelle de ce calcul est annuelle, c'est-à-dire que l'utilisateur peut simuler des scénarios couvrant une année. Si les tendances à long terme l'intéressent, il peut simuler plusieurs années successives et SYLVIE utilisera les résultats de la première année comme point de départ pour l'année suivante. Le bilan environnemental est basé sur le calcul d'un bilan hydrique auquel est combiné le bilan de l'azote et des pesticides.

Le calcul du bilan hydrique est réalisé par une méthode d'interpolation effectuée sur un ensemble de scénarios de sols, climats et pratiques culturales simulées au préalable à

l'aide du logiciel HydriFlux (Banton et al, 1993). HydriFlux est un modèle de représentation des processus relativement complexe simulant le transport de l'eau dans le sol. Sans faire une description exhaustive du logiciel, mentionnons simplement qu'il considère les processus de ruissellement, d'infiltration, d'évaporation, de prélèvement par les plantes, de percolation, de drainage et de lessivage. Il requiert un grand nombre de données et paramètres et effectue les calculs sur une base journalière. A l'aide d'HydriFlux, un grand nombre de scénarios ont été simulés. Des régressions ont ensuite été calculées afin de relier quantitativement l'influence de différents paramètres sur le ruissellement, le lessivage et le drainage, constituant les trois flux d'eau nécessaires au calcul du bilan environnemental. Cette approche permet d'intégrer la précision des résultats obtenables avec un modèle complexe fonctionnant sur base journalière dans l'évaluation du bilan hydrique effectué avec un chiffrier de conception plus simple fonctionnant sur une base annuelle.

Le bilan des nutriments est calculé dans le chiffrier à partir de l'information entrée par l'utilisateur. La représentation adoptée dans SYLVIE pour les transformations de l'azote est basée sur les connaissances actuelles dans le domaine, mais comporte un certain nombre de simplifications ayant pour but de limiter les données d'entrée nécessaire au fonctionnement du modèle. Dans SYLVIE, l'azote est présent dans un ou plusieurs réservoirs, reliés entre eux par des processus de transformations. Le calcul du bilan des nutriments est effectué sur une base annuelle, de même que celui des pesticides.

2.2 CHOIX DES PROCESSUS POUR LE BILAN DE L'AZOTE

Chacun des processus impliqués dans le cycle de l'azote représente un phénomène complexe dans lequel de nombreux facteurs interviennent. Pour intégrer le plus de processus possible dans SYLVIE, il a faut simplifier les facteurs pris en compte. Les facteurs retenus sont le reflet de l'information disponible à l'utilisateur. Les paragraphes suivants décrivent les processus et les facteurs considérés.

Le ruissellement de nutriments est la perte des fertilisants à la surface du sol, causée par le ruissellement de l'eau. Les nitrates sont très solubles dans l'eau et peuvent être entraînés hors du champ sous forme de solutés dans l'eau de ruissellement. D'autres nutriments, comme le $N\text{-}NH_4$ et le N-organique sont adsorbés aux particules de sol et vont être entraînés par l'intermédiaire de l'érosion du sol. Dans SYLVIE, la fraction des

fertilisants appliqués ainsi perdue est fonction de l'eau ruisselée, de la date de fertilisation, du délai d'incorporation et des quantités apportées des différents nutriments.

La volatilisation est la perte de $N\text{-}NH_4$ des engrais de ferme ayant lieu lors de l'épandage. Dans SYLVIE, la volatilisation est fonction du délai d'incorporation et de la quantité de $N\text{-}NH_4$ présente dans l'amendement.

La minéralisation est la transformation de la forme organique à la forme inorganique, directement assimilable par les plantes. Ce processus est fonction dans SYLVIE de la date de fertilisation (qui détermine la fraction de l'apport pouvant se minéraliser dans l'année), de la classe texturale (qui influence l'humidité et la température du sol) et de la présence des éléments "minéralisables". Il est à noter que la nitrification n'est pas représentée à cause de sa grande vitesse de réaction. Le $N\text{-}NH_4$ apporté par les fertilisants ainsi que celui produit par minéralisation sont considérés immédiatement transformés en $N\text{-}NO_3$ et incorporés dans le réservoir N-inorganique.

La dénitrification est la voie principale par laquelle le N-inorganique retourne à l'atmosphère. Elle est fonction de la date de fertilisation, de la classe texturale et la quantité de N-inorganique présente dans le sol.

Le prélèvement est l'absorption de N-inorganique contenu dans le sol par les plantes pour satisfaire leurs besoins nutritionnels. Les facteurs pris en compte dans SYLVIE sont la date de fertilisation, le type de culture (besoins spécifiques des plantes) et l'abondance relative du nutriment.

La fixation est l'absorption de N-atmosphérique par les racines des plantes pour combler leurs besoins nutritionnels. Seul le type de culture intervient dans ce processus, le N-atmosphérique étant considéré comme non-limitant.

Le lessivage est la perte de nutriments vers la nappe phréatique. Seuls les nitrates solubles dans l'eau peuvent être affectés par ce processus. Cette perte de nutriments est fonction du volume d'eau lessivée et de la solubilité relative des éléments "lessivables" .

La récolte est la fraction de nutriments prélevés par les plantes qui est exportée du champ. La récolte est fonction du type de culture et donc des éléments prélevés durant la période de croissance.

Dans SYLVIE, l'incorporation des résidus végétaux est la seule voie par laquelle les nutriments organiques sont réincorporés au sol. Les résidus végétaux comprennent les restes de culture laissés au champ ou les apports de matières végétales. Les éléments impliqués sont les mêmes que pour le prélèvement et le processus dépend du type de culture et du prélèvement effectif durant la période de croissance.

2.3 DONNÉES D'ENTRÉE ET ÉCRANS DE SAISIE

L'outil sera bâti de façon à faciliter l'intervention de l'utilisateur. En général, les données à saisir sont simples et connues. Certains choix ont dû être faits par rapport aux unités des paramètres requis, mais des facteurs de conversion d'unités sont alors suggérés.

Le menu principal de SYLVIE permettra de choisir d'abord la parcelle et ensuite l'année de travail, que ce soit pour réaliser un nouveau calcul pour une nouvelle parcelle ou pour une nouvelle année, refaire un calcul déjà réalisé, ou encore pour visualiser les résultats qui viennent d'être calculés. Chaque parcelle représente un fichier de données différent.

Le menu suivant sera le menu Site permettant de saisir les caractéristiques physiques de la parcelle ainsi que la teneur initiale du sol en nutriments. Une texture représentant la texture moyenne du profil de sol doit être choisie parmi la liste fournie. De la même façon, la parcelle doit être associée à une région géographique ou climatique. La pente moyenne de la parcelle doit être saisie en %.

Pour plusieurs années successives sur une même parcelle, les résidus organiques de N sont utilisés pour le calcul de l'année suivante, avec intervention possible de l'utilisateur (item au menu). Il n'y a pas de résidus inorganiques de N car ceux-ci sont considérés comme entièrement entraînés dans l'eau de drainage et de lessivage chaque année.

Pour le menu des pratiques culturales, deux listes de culture seront fournies. Un item doit obligatoirement être choisi dans chacune des deux listes. La première liste proposera une essence végétale, alors que la seconde précisera l'année de croissance de cette culture.

Le menu permet de saisir le rendement attendu pour une parcelle (qui peut varier selon la région climatique et la texture du sol) pour une culture donnée. Il s'agit de la production de matière sèche (MS) en tonnes par hectare. Le rendement saisi est considéré comme le

rendement maximum. Des valeurs-types de rendement pour les différentes cultures seront incluses dans le logiciel.

L'utilisateur doit ensuite choisir entre différents travaux de sol. Ce choix influence l'infiltrabilité du sol et donc les calculs du bilan hydrique.

L'utilisateur indique le nombre de fertilisations qu'il veut simuler pour cette parcelle. Une liste déroulante permet de choisir parmi les engrais proposés. Des analyses moyennes sont utilisées par défaut si l'utilisateur ne connaît pas la composition de l'engrais. Dans le cas contraire (composition de l'engrais inorganique normalement connue), l'utilisateur doit entrer la composition de l'engrais. Les unités sont des kg par tonne de dose brute. Le fait de mettre tout le N-inorganique sous forme de $N\text{-}NO_3$ permet d'éviter la volatilisation du $N\text{-}NH_4$ comme dans le cas d'application de fertilisant sous forme de granules. Pour chaque fertilisation, il faut choisir une date d'application et un délai d'incorporation du fertilisant au sol.

2.4 ALGORITHMES DE CALCUL

L'exécution du programme débute par la saisie des données. Si l'utilisateur sélectionne une parcelle et une année pour laquelle il y a une année précédente, SYLVIE va utiliser les données déjà calculées pour les contenus initiaux en nutriments.

Chaque fertilisation est traitée comme un événement et tous les processus sont calculés pour chaque amendement. L'évolution des stocks initiaux en nutriments du sol est traitée à part, au même titre qu'une fertilisation.

Après chaque fertilisation, les apports des différents nutriments sont réduits proportionnellement aux pertes par ruissellement et volatilisation. L'apport net en N-organique, $N\text{-}NH_4$ et $N\text{-}NO_3$ est ensuite incorporé aux réservoirs proportionnellement à la composition de l'amendement. Il y a ensuite transformation de l'azote organique en nutriments inorganiques par l'intermédiaire de la minéralisation. Le N-inorganique est ensuite dénitrifié, affectant le contenu de ce réservoir de nutriments inorganiques.

Pour chaque culture, les nutriments inorganiques restant peuvent être prélevés par les plantes, selon les besoins de celles-ci. Si la plante ne parvient pas à prélever toute l'azote

dont elle a besoin, le rendement est réduit proportionnellement au déficit encouru. La quantité de nutriments des résidus végétaux restant au champ est calculée.

Le N-inorganique n'ayant pas été dénitrifié ou prélevé par les plantes est entièrement entraîné hors du champ via le lessivage.

Les résidus végétaux (N-organique) sont ajoutés aux stocks de nutriments organiques qui serviront pour l'année subséquente.

Les pertes provenant de chaque fertilisation sont additionnées pour produire le bilan annuel (ruissellement d'eau et de nutriments, volatilisation de $N\text{-}NH_4$, dénitrification de N-inorganique, lessivage d'eau et de nitrates).

Les concentrations en nutriments des pertes via l'eau sont calculées (ruissellement et lessivage).

2.5 RÉSULTATS

Les résultats annuels se présenteront sous la forme de tableaux où seront affichés les caractéristiques de la parcelle, l'année en cours, la variation des stocks de nutriments, les flux pour chacun des nutriments, les flux d'eau ainsi que les concentrations en nutriments de ces flux d'eau. Les rendements se retrouvent aussi dans l'entête de chaque tableau.

Un menu à options sera proposé. Celui-ci permettra d'imprimer le tableau de résultats annuels, de visualiser un graphique en histogramme de flux annuel de nutriments, d'imprimer un tableau avec tous les résultats de toutes les années calculées avec des flux cumulés, de visualiser les graphiques de flux cumulés et de revenir au menu principal.

Avec la touche des graphiques de flux cumulés un menu est proposé, sur lequel il faut choisir la dernière année à utiliser pour les graphiques et les nutriments à représenter. Chaque graphique peut être imprimé après avoir fait une mise en page personnalisée.

CHAPITRE 3

CALCULS DES FLUX D'EAU ET D'AZOTE POUR LE DÉVELOPPEMENT DU LOGICIEL SYLVIE

Les flux d'eau et d'azote sont calculés préalablement à l'aide du logiciel AgriFlux (modules HydriFlux et NitriFlux). Un grand nombre de scénarios représentant l'ensemble des conditions possibles est réalisé. L'information est ensuite agrégée et traitée statistiquement. Les résultats obtenus et les relations statistiques décrites sont alors intégrées dans l'outil SYLVIE pour la réalisation du bilan environnemental.

3.1 CALCULS DES FLUX D'EAU

Afin de limiter le plus possible le nombre de paramètres requis par l'outil de gestion, tout en exploitant au mieux les principes théoriques utilisés dans les modèles de simulation plus complexes, une approche particulière de simplification et de rationalisation peut être réalisée. Cette approche consiste à appliquer un outil de simulation complexe sur un très grand nombre de cas réels ou théoriques en utilisant les données multiples et détaillées nécessaires à son fonctionnement, puis à exploiter les résultats ainsi obtenus pour construire un modèle semi-empirique de la même façon qu'avec des données d'observations réelles. Cette approche présente l'avantage de pouvoir prendre en compte un très grand nombre de cas, incluant des scénarios rarement ou difficilement observables dans la réalité, et d'être applicable rapidement sur des contextes pour lesquels peu d'informations préliminaires sont disponibles ou même aucune.

Dans l'outil semi-empirique de gestion SYLVIE, le rôle de la partie hydrique est d'évaluer les flux d'eau ruisselée à la surface du champ et lessivée vers la nappe d'eau souterraine. L'outil sera développé en utilisant le module hydrique d'un modèle mécaniste complexe ayant des objectifs similaires, le logiciel AgriFlux (Banton et *al.*, 1993). AgriFlux comporte, pour la réalisation du bilan en eau, le module HydriFlux qui simule les flux hydriques de surface (infiltration/ruissellement), le flux vertical à travers la zone non saturée du sol

(percolation, évaporation, transpiration, lessivage vers la nappe), ainsi que la reprise d'eau par les drains souterrains. HydriFlux est un modèle mécaniste-stochastique de simulation, c'est-à-dire qu'il est basé sur une représentation conceptuelle des processus (mécanismes) tout en incorporant la variabilité spatiale des paramètres contrôlant ces processus. L'approche stochastique utilisée dans AgriFlux permet d'inclure la variabilité spatiale réelle (mesurable) des paramètres et de prendre en compte l'incertitude existant pour les paramètres difficilement mesurables ou dont l'évaluation est incertaine. Chaque paramètre est défini au moyen de sa distribution statistique mesurée ou estimée (distributions discrète, uniforme, normale, lognormale ou asymétrique). L'approche Monte Carlo est utilisée pour générer un grand nombre de simulations d'un même scénario statistique, en sélectionnant une nouvelle combinaison des différents paramètres à chaque simulation.

AgriFlux représente les phénomènes à l'échelle de la parcelle. Il permet la définition d'un profil de sol présentant différents horizons ou couches de caractéristiques différentes. Le pas de temps utilisé dans tous les calculs est la journée. Les processus hydriques sont gérés dans les différentes couches du sol (réservoirs) en utilisant une représentation de l'écoulement non saturé basée sur l'équation de Richards (1931) et sur l'approximation de la conductivité hydraulique non saturée par la fonction cubique de Irmay (1957, citée par Bear, 1972). Cette fonction, qui ne nécessite que la connaissance des valeurs de capacité au champ et de point de flétrissement, est reconnue comme étant assez fiable pour l'ensemble des sols. À chaque pas de temps (journée), la teneur en eau de chaque couche détermine ainsi les processus hydriques pouvant y avoir lieu et leur importance respective. HydriFlux prend en compte les précipitations, la fonte de la neige, l'infiltration, le ruissellement, le prélèvement d'eau par la culture, l'évaporation, la percolation, le lessivage vers la nappe souterraine et le drainage artificiel. Au choix de l'usager, HydriFlux utilise les valeurs de précipitations journalières réelles ou peut en générer stochastiquement à partir des données moyennes mensuelles.

L'outil semi-empirique de gestion Sylvie est développé spécifiquement pour le contexte sylvicole québécois. Pour cela, des scénarios types ont été sélectionnés puis simulés à l'aide d'HydriFlux. Ces scénarios ont pris en compte les différents climats et sols typiques du Québec, ainsi que les caractéristiques des cultures et les pratiques culturales les plus fréquentes. Pour le fonctionnement d'HydriFlux, trois groupes de paramètres sont requis, concernant des caractéristiques climatiques, pédologiques et culturales. Ainsi, dix climats (Environnement Canada, 1984), neuf textures de sol (Rawls et Brakensiek, 1989) et cinq cultures types ont été sélectionnés et paramétrisés. Les combinaisons de toutes ces

caractéristiques représentent 900 situations types (en incluant 2 valeurs de pentes). Par ailleurs, il est nécessaire de prendre en compte l'effet des pratiques de travail du sol sur le bilan en eau du sol. Le nombre d'informations résultant des simulations d'HydriFlux et devant être potentiellement conservées et gérées par l'outil de gestion SYLVIE apparaît donc très élevé et prohibitif pour un outil de gestion. Il est donc nécessaire de limiter les résultats des scénarios tout en conservant l'essentiel de l'information. Afin de réaliser cette rationalisation de l'information, une étude des résultats obtenus à l'aide d'HydriFlux a été réalisée.

Des simulations préalables à l'aide d'HydriFlux ont montré que les flux d'eau ruisselés (à la surface du sol) et lessivés (vers la nappe) varient globalement de façon linéaire avec la pluie totale annuelle, pour une paire de texture et de culture donnée (fig. 1). L'obtention d'un tel résultat (variation globalement linéaire) est en grande partie attribuable à la relative homogénéité climatique de l'ensemble des régions du Québec simulées. Pour chaque couple de texture et de culture, une droite de régression est ainsi obtenue représentant le volume annuel d'eau ruisselée en fonction de celui précipité, et de même pour celui lessivé. Ces droites de régression peuvent être définies à l'aide d'une équation mathématique ou par une interpolation entre deux climats fictifs situés aux extrémités de ces droites. Dans l'outil de gestion SYLVIE, les flux correspondant aux climats réels seront interpolés linéairement entre ceux fournis par ces climats extrêmes.

D'autre part, les simulations réalisées avec HydriFlux ont montré que les volumes d'eau ruisselée et lessivée sont aussi corrélés avec le logarithme de la conductivité hydraulique saturée, pour un climat et une culture donnés. La conductivité hydraulique saturée est par ailleurs étroitement reliée (log-linéairement) avec la texture du sol (i.e. sa composition granulométrique). Comme le montre la figure 2, les volumes d'eau varient linéairement selon une première droite pour des textures comprises entre l'argile et le loam (limon plus ou moins argileux) et selon une autre droite pour des textures entre le loam et le sable. Ceci permet de ne retenir que l'information relative à trois textures. Les valeurs des flux pour les textures intermédiaires seront alors interpolées dans l'outil de gestion SYLVIE directement entre les flux lessivés et ruisselés provenant des simulations correspondant à ces trois textures caractéristiques.

De plus, plusieurs des cultures auront des besoins et des courbes de prélèvement en eau similaires. Ces cultures de comportement hydrique similaire pourront donc être regroupées dans l'algorithme de calcul en considérant leur influence sur le bilan hydrique comme

identique. Cette considération a permis dans notre cas de ne considérer que cinq cultures types pour les simulations avec HydriFlux. Toutes les valeurs de flux lessivés et ruisselés pour chacune de ces cultures types sont conservées, aucune relation simple n'ayant pu être mise en évidence. Finalement, les simulations ont été réalisées avec deux conditions de pente (0 et 5%). Les flux d'eau lessivée et ruisselée correspondant à une pente différente sont considérés comme variant linéairement entre ces deux valeurs de pente et sont donc évalués dans l'outil de gestion à partir des flux simulés pour ces deux pentes limites.

L'influence des travaux de sol a aussi été incorporée dans l'outil en tenant compte de la profondeur de remaniement et de la date de réalisation des travaux. Pour cela, un système de modification par pondération a été élaboré sur la base des influences reconnues dans la littérature (Mwendera et Feyen, 1993; Thibodeau et Ménard, 1993). Il est reconnu que le flux lessivé est en général plus important et le flux ruisselé plus faible dans le cas d'un travail du sol augmentant la structure du sol et facilitant donc l'infiltration. Dans l'outil de gestion, les propriétés physiques du sol sont implicitement reliées à sa texture et seule cette dernière caractéristique globale doit être déclarée par l'usager. Ainsi, et selon que la pratique culturale augmente ou diminue la structure du sol et les propriétés qui en dépendent, la texture de base de celui-ci (texture initiale réelle) est décalée vers une texture plus grossière ou plus fine (texture apparente de calcul).

Cette démarche de simplification-rationalisation a permis de réduire à 60 (2 climats × 3 textures × 5 cultures × 2 pentes) le nombre de scénarios de base simulés avec HydriFlux dont l'information doit être conservée dans l'outil de gestion SYLVIE. Cette information, consistant en flux d'eau lessivée et ruisselée pour chacun des scénarios, est stockée sous forme de tableaux, à l'intérieur desquels sont effectuées de simples interpolations pour l'évaluation des flux spécifiques à un quelconque scénario. Les informations demandées par SYLVIE en regard du bilan en eau se limitent ainsi au choix de l'un des dix climats proposés, de l'une des neufs textures de sol et de l'une des cultures proposées, à l'identification des travaux de sol parmi une liste de travaux potentiels et à la déclaration de la pente du sol. Cette information est donc très simple et constitue dans tous les cas l'information minimale toujours connue pour le scénario hydro-pédologique à évaluer. Une telle simplicité de l'information requise convient bien à un outil de gestion visant entre autres une évaluation rapide et parfois préliminaire de scénarios pour lesquels l'information détaillée n'est pas toujours disponible ou facile à obtenir. Malgré le peu d'informations demandées, les flux annuels d'eau ruisselée et lessivée fournis par l'outil de gestion sont

le résultat de simulations complexes effectuées en prenant en compte plus d'une dizaine de processus (représentés par des algorithmes mathématiques complexes) et faisant appel à plus d'une trentaine de paramètres physiques différents (correspondant à des réalités mesurables). Ceci démontre la possibilité et l'intérêt de mettre en oeuvre une telle méthode pour le développement des outils de gestion. L'exemple présenté montre le gain important réalisable au niveau de la simplification de l'information nécessaire pour l'utilisation de l'outil, tout en conservant les qualités globales des outils de simulation plus complexes pour l'obtention de résultats fiables.

Cette approche allie les principales qualités des modèles mécanistes de simulation et des outils de gestion classiques. Elle utilise d'une part un modèle mécaniste pour simuler un ensemble de scénarios probables (ou du moins un grand nombre d'entre eux), et d'autre part une rationalisation de l'information obtenue de ces simulations principalement par le biais d'études de régression. Les calculs résultant de cette démarche étant très rapidement effectués et très facilement programmables, un tel outil peut être facilement développé et implanté sur un simple chiffrier informatique. L'outil de gestion résultant présentera à la fois les qualités de rapidité de calcul, de paramétrisation simple, de fiabilité de l'évaluation (héritée du modèle mécaniste) et de transférabilité à de nombreuses situations existantes ou probables.

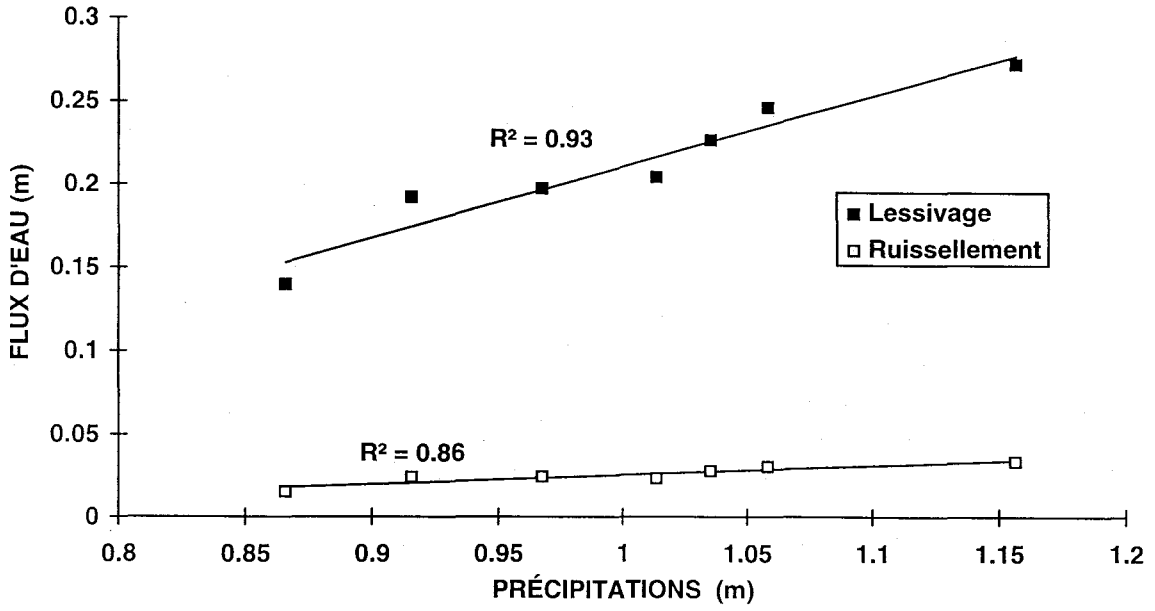


Figure 1 Volumes d'eau ruisselée et lessivée pour différentes précipitations annuelles

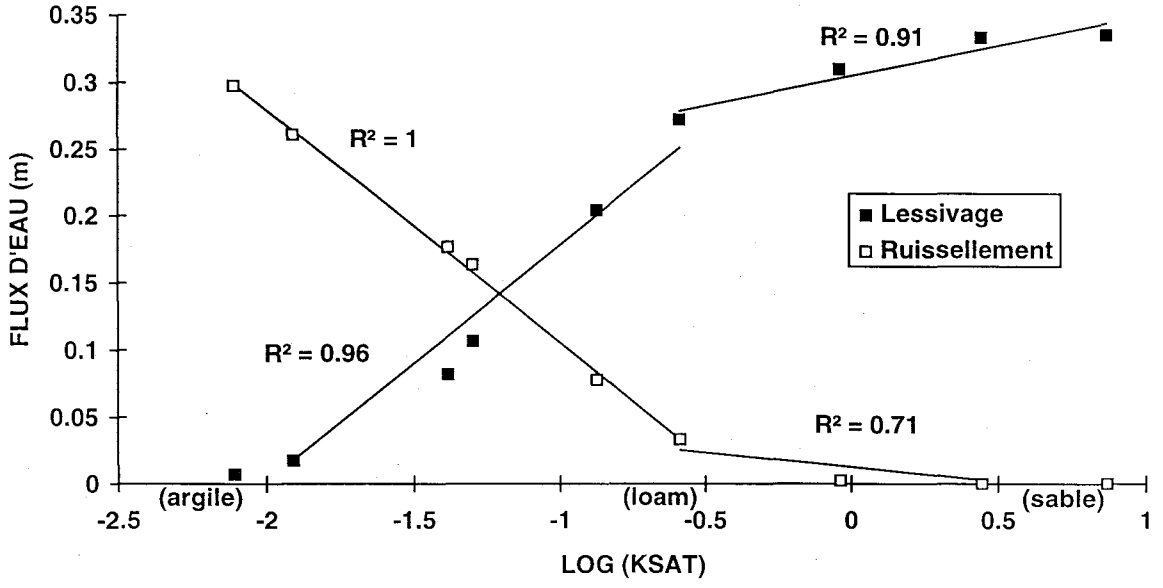


Figure 2 Volumes d'eau ruisselée et lessivée pour différentes textures de sol

3.2 CALCULS DES FLUX D'AZOTE

3.2.1 Acquisition de paramètres de sol caractéristique de pépinière

Pour être appliqué au contexte agro-sylvicole, le développement du logiciel nécessite la connaissance d'un certain nombre de paramètres. Une campagne d'échantillonnage a donc été réalisée afin de déterminer les caractéristiques physiques d'un site représentatif. Cette section présente les résultats obtenus pour un échantillonnage réalisé à la pépinière Ste-Luce. Les parcelles échantillonnées sont situées sur les blocs 40 (parcelles 2 et 3) et 41 (parcelle 5). La parcelle 2 avait reçu uniquement une fertilisation inorganique, la parcelle 3 avait reçu une fertilisation inorganique complétée d'un apport de tourbe et la parcelle 5 avait reçu une fertilisation inorganique complétée d'un apport de compost. Les échantillons de sol ont été prélevés à 3 profondeurs, soit 5-15 cm, 25-35 cm et 55-65 cm en 6 points sur chaque parcelle.

Les paramètres suivants ont été mesurés au laboratoire à l'INRS=Eau: la conductivité hydraulique à saturation, la densité apparente sèche, la porosité, la porosité de drainage, la capacité au champ, le contenu en matière organique et la granulométrie. Afin d'optimiser le temps nécessaire à ces mesures, on débute les manipulations avec la détermination des conductivités hydrauliques pour les poursuivre avec la densité, la porosité, la porosité de drainage et la capacité au champ. Cette suite logique de mesures conduit à suivre l'évolution de la teneur en eau des échantillons de la saturation jusqu'au séchage. Lorsque les échantillons ont été séchés au four à 105°C pendant 24 heures, on les conserve au congélateur (-10°C) jusqu'à la détermination du contenu en matière organique. Les mesures reliées à la granulométrie sont les dernières à être effectuées.

Les six mesures prises à chaque profondeur sur chaque parcelle permettent d'évaluer la variabilité spatiale des paramètres. Généralement, on considère que la densité apparente sèche, la porosité, la porosité de drainage, la capacité au champ, le contenu en matière organique et la granulométrie suivent une normale (symétrique). Dans ces cas, on peut estimer le paramètre étudié et sa variabilité en calculant sa moyenne, son écart-type et son coefficient de variation sur chaque parcelle. Dans tous les travaux de ce genre, les valeurs de conductivité hydraulique mesurées au laboratoire sont très variables, représentant la grande variabilité spatiale naturelle de ce paramètre. Il est généralement reconnu que la

conductivité hydraulique suit une distribution lognormale (distribution asymétrique vers la gauche), c'est-à-dire que les logarithmes de ce paramètre suivent une distribution normale.

Les tableaux 1 à 6 décrivent les paramètres mesurés au laboratoire. Les figures 3 à 5 illustrent la variation de la granulométrie d'une parcelle à l'autre et pour chaque profondeur. Les données complètes sont présentées en annexe. Les paramètres obtenus sont conformes aux sites échantillonnés. On remarque en effet, que le sol présente une distribution verticale de ses paramètres en relation avec les pratiques culturales. En surface, la porosité et la conductivité hydraulique sont plus élevées, alors que la densité est plus faible qu'en profondeur. Ceci est très bien caractérisé par les valeurs obtenues.

CONDUCTIVITÉS HYDRAULIQUES (cm/s) (dist.lognormale)

traitement	profondeur (cm)	moy	e.t.	c.v. (%)
B40-2 (témoin)	5-15	0.002316	0.0015787	68.18
	25-35	0.000829	0.0006185	74.59
	55-65	0.003726	0.0013481	36.18
B40-3 (tourbe)	5-15	0.001668	0.0011628	69.72
	25-35	0.000901	0.0004133	45.89
	55-65	0.006005	0.0019388	32.28
B41-5 (compost)	5-15	0.002466	0.0010994	44.59
	25-35	0.001016	0.0005992	58.96
	55-65	0.003855	0.0023608	61.23

Tableau 1. Conductivité hydraulique à saturation (cm/s)

DENSITÉS (g/cm3)

traitement	profondeur (cm)	moy	e.t.	c.v. (%)
B40-2 (témoin)	5-15	1.0759	0.19095	17.75
	25-35	1.4038	0.11370	8.10
	55-65	1.4500	0.13767	9.49
B40-3 (tourbe)	5-15	1.0413	0.09664	9.28
	25-35	1.3014	0.11008	8.46
	55-65	1.5242	0.07551	4.95
B41-5 (compost)	5-15	1.0531	0.09726	9.24
	25-35	1.3778	0.08079	5.86
	55-65	1.5532	0.05190	3.34

Tableau 2. Densité apparente sèche (g/cm^3)

POROSITÉS (cm3/cm3)

traitement	profondeur (cm)	moy	e.t.	c.v. (%)
B40-2 (témoin)	5-15	0.5294	0.08985	16.97
	25-35	0.4476	0.07885	17.61
	55-65	0.4294	0.07817	18.20
B40-3 (tourbe)	5-15	0.5612	0.17612	31.38
	25-35	0.4496	0.06286	13.98
	55-65	0.3781	0.08164	21.59
B41-5 (compost)	5-15	0.5364	0.04843	9.03
	25-35	0.4355	0.03884	8.92
	55-65	0.3928	0.04930	12.55

Tableau 3. Porosité (cm^3/cm^3)

POROSITÉS de DRAINAGE (cm3/cm3)

traitement	profondeur (cm)	moy	e.t.	c.v. (%)
B40-2 (témoin)	5-15	0.04836	0.006620	13.69
	25-35	0.04630	0.020274	43.79
	55-65	0.05278	0.015305	29.00
B40-3 (tourbe)	5-15	0.05750	0.010958	19.06
	25-35	0.04862	0.020213	41.58
	55-65	0.06017	0.009310	15.47
B41-5 (compost)	5-15	0.06177	0.015464	25.04
	25-35	0.05115	0.020710	40.49
	55-65	0.06785	0.017713	26.10

Tableau 4. Porosité de drainage (cm^3/cm^3)

CAPACITÉS au CHAMP (cm3/cm3)

traitement	profondeur (cm)	moy	e.t.	c.v. (%)
B40-2 (témoin)	5-15	0.4811	0.08943	18.59
	25-35	0.4013	0.09442	23.53
	55-65	0.3766	0.08659	22.99
B40-3 (tourbe)	5-15	0.5037	0.16735	33.22
	25-35	0.4010	0.07954	19.84
	55-65	0.3179	0.08600	27.05
B41-5 (compost)	5-15	0.4747	0.05750	12.11
	25-35	0.3844	0.04283	11.14
	55-65	0.3249	0.04519	13.91

Tableau 5. Capacité au champ (cm^3/cm^3)

CONTENUS en MATIÈRE ORGANIQUE (%)

traitement	profondeur (cm)	moy	e.t.	c.v. (%)
B40-2 (témoin)	5-15	6.4494	1.5353	23.81
	25-35	3.3122	0.2812	8.49
	55-65	1.5457	0.3517	22.75
B40-3 (tourbe)	5-15	6.5635	2.4212	36.89
	25-35	3.4331	1.2117	35.29
	55-65	1.1510	0.3020	26.23
B41-5 (compost)	5-15	6.8553	1.2745	18.59
	25-35	4.9373	2.8682	58.09
	55-65	0.9890	0.1740	17.59

Tableau 6. Matière organique (%)

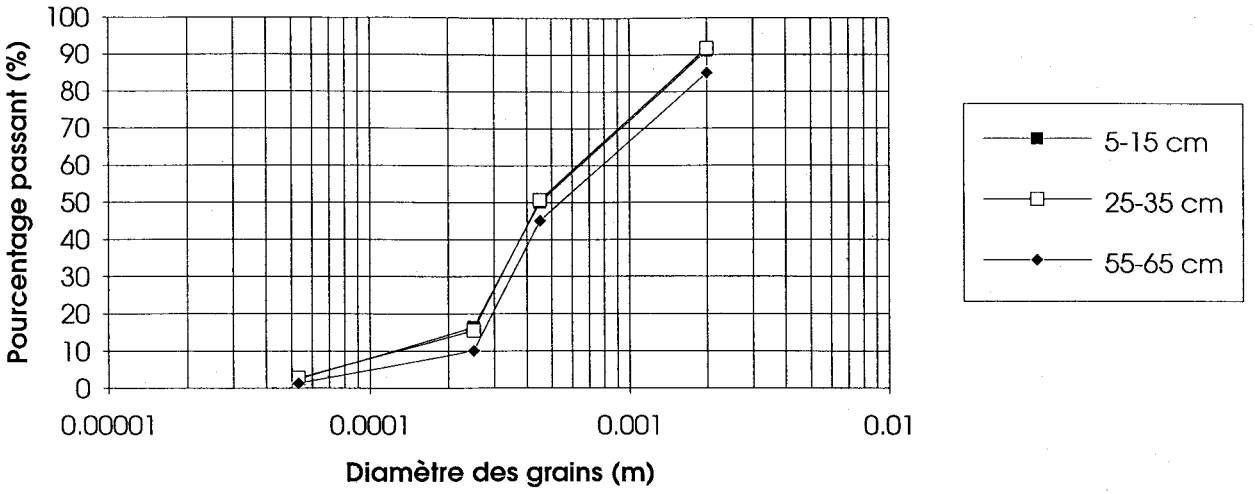


Figure 3. Granulométrie parcelle B40-2 (témoin)

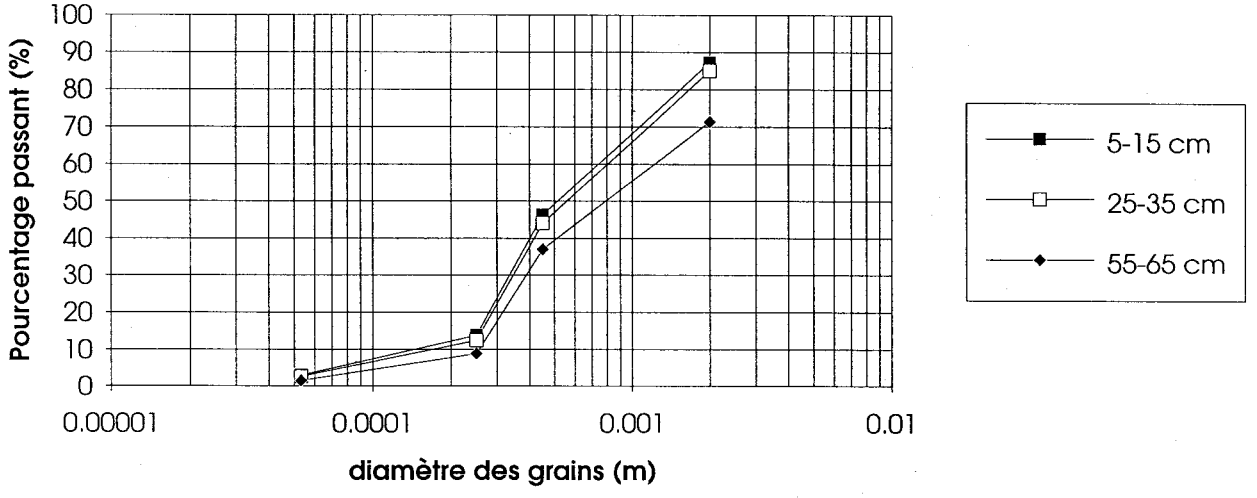


Figure 4. Granulométrie parcelle B40-3 (tourbe)

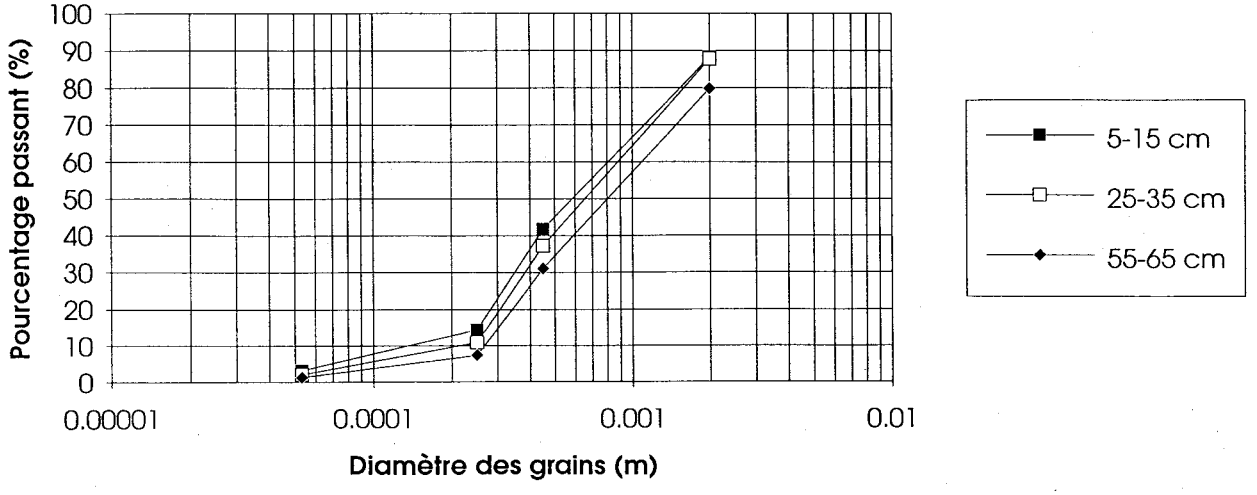


Figure 5. Granulométrie parcelle B41-5 (compost)

Du point de vue de la variabilité spatiale horizontale, le coefficient de variation représente bien cette variabilité. On remarque que certains paramètres sont peu variables, avec des cv faibles (de l'ordre de 10%), alors que d'autres sont moyennement variables (cv d'environ 20 à 30 %), et que la conductivité hydraulique est très variable avec des cv de l'ordre de 50 à 100%. La relative stabilité des cv pour un même paramètre et pour les deux sites et les trois profondeurs confirme d'une part que le nombre d'échantillons était suffisant pour caractériser adéquatement la variabilité spatiale des paramètres, et que d'autre part les techniques de mesure en laboratoire n'ont pas induit de biais dans les valeurs. Les cv obtenus sont par ailleurs conformes aux valeurs rapportées dans des études similaires et dans la littérature.

3.2.2 Calcul des flux de nitrates par ruissellement et lessivage

Les flux de nitrates par lessivage et ruissellement et des concentrations correspondantes ont été simulés par AgriFlux pour les trois parcelles étudiées. Les différences entre les parcelles se situent principalement au niveau de la fertilisation, puisque l'une des trois a reçu un amendement de tourbe et l'autre de compost. Les contenus initiaux en humus ont été déclarés à 62000, 2610 et 870 kgN/ha respectivement pour les trois horizons du sol de la parcelle B40-2 (témoin) et de la B40-3 (tourbe) et à 7500, 2610 et 870 kgN/ha pour la parcelle B41-5 (compost). Les contenus initiaux en $N\text{-}NH_4$ ont été respectivement fixés à 2.8 kgN/ha pour les trois horizons des deux premières parcelles et à 8.3 kgN/ha pour la troisième, les contenus initiaux en $N\text{-}NO_3$ étant respectivement 2.9 et 2.0 kgN/ha pour ces cas.

Les fertilisations annuelles appliquées ont fourni des doses de $N\text{-}NH_4$ et de $N\text{-}NO_3$ respectivement de 104.3 et 88.6 kgN/ha en 15 applications pour les parcelles B40-2 et B40-3, et de seulement 25.9 et 10.1 kgN/ha en deux applications pour la parcelle B41-5. Pour la parcelle B40-3, un apport de 130 m^3/ha de tourbe a fourni 655 kgN/ha de litière. Pour la parcelle B41-5, l'apport de compost a fourni 461 kgN/ha de litière.

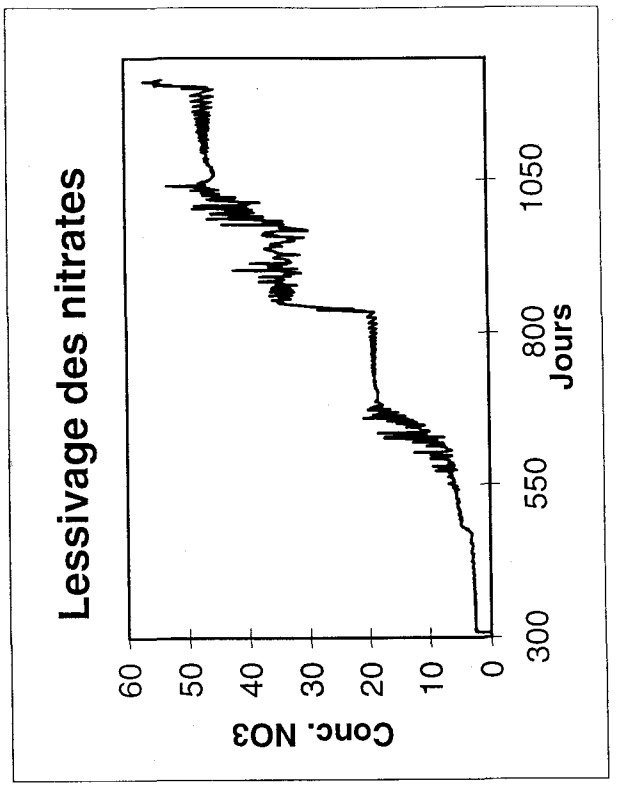
Les résultats sont présentés aux figures 6 à 8. Comme l'indique les figures de flux de nitrates ruisselés et lessivés, les pertes sont plus importantes pour la parcelle B40-3 qui a reçu l'amendement total le plus élevé. Le flux de nitrates est environ 50% plus élevé pour B40-3 que pour B40-2. Les deux parcelles ayant reçu le même amendement minéral, la différence est attribuée à la minéralisation de la tourbe appliquée. Les concentrations obtenues pour les deux parcelles présentent le même rapport. Pour la parcelle B41-5, les

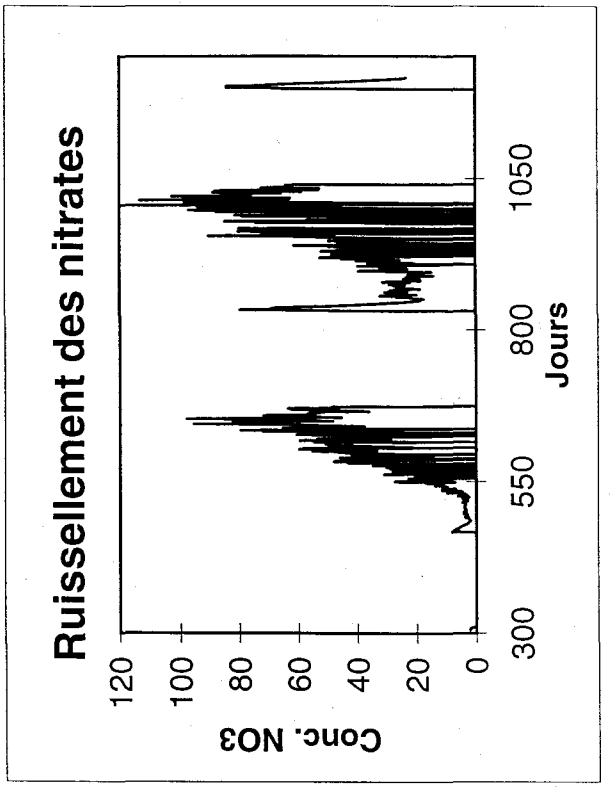
pertes sont beaucoup plus faibles, soit environ dix fois moindres que pour la B40-2. Ceci reflète la plus faible dose de fertilisant minéral appliqué sur cette parcelle.

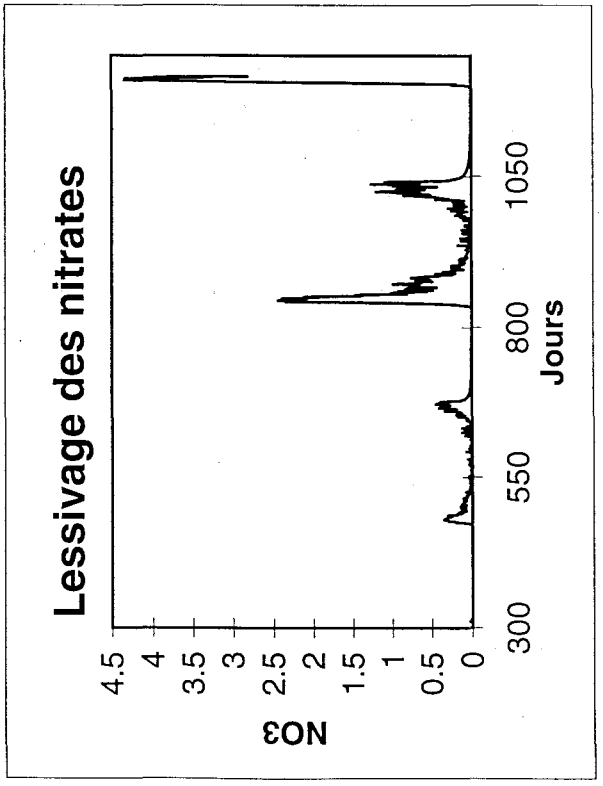
Dans les trois cas toutefois, on remarque que les flux et les concentrations croissent dans le temps, démontrant que les fertilisations sont très largement supérieures aux besoins et que le régime d'équilibre n'est pas atteint au bout de trois années. Dans ce cas, une diminution importante de la fertilisation peut/doit être appliquée pour rencontrer les objectifs environnementaux. Il est à noter que les concentrations en $N\text{-}NO_3$ dépassent largement la norme de 10 mg/l dans le cas des deux premières parcelles.

Cette application montre l'intérêt que présente la modélisation pour la gestion environnementale des fertilisations en pépinières. L'application d'AgriFlux est cependant complexe du fait du nombre élevé de paramètres requis. L'outil SYLVIE permettra donc cette gestion tout en étant plus facile d'application. Pour le développement de cet outil, nous conserverons les résultats de flux et de concentrations tels qu'obtenus avec AgriFlux. Les résultats présentés (obtenus avec AgriFlux) sont les flux et les concentrations pour chaque jour. Dans SYLVIE, ces informations seront fournies sur une base annuelle, ce qui est très largement suffisant et plus pratique pour la gestion environnementale.

Figure 6 Flux (kgN/ha) et concentrations (mg/l) de nitrates pour la parcelle B40-2







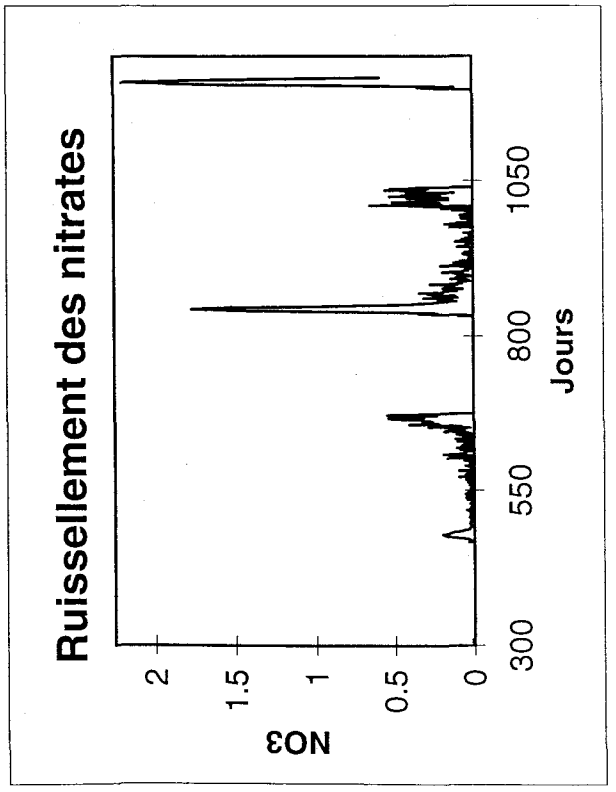


Figure 7 Flux (kgN/ha) et concentrations (mg/l) de nitrates pour la parcelle B40-3

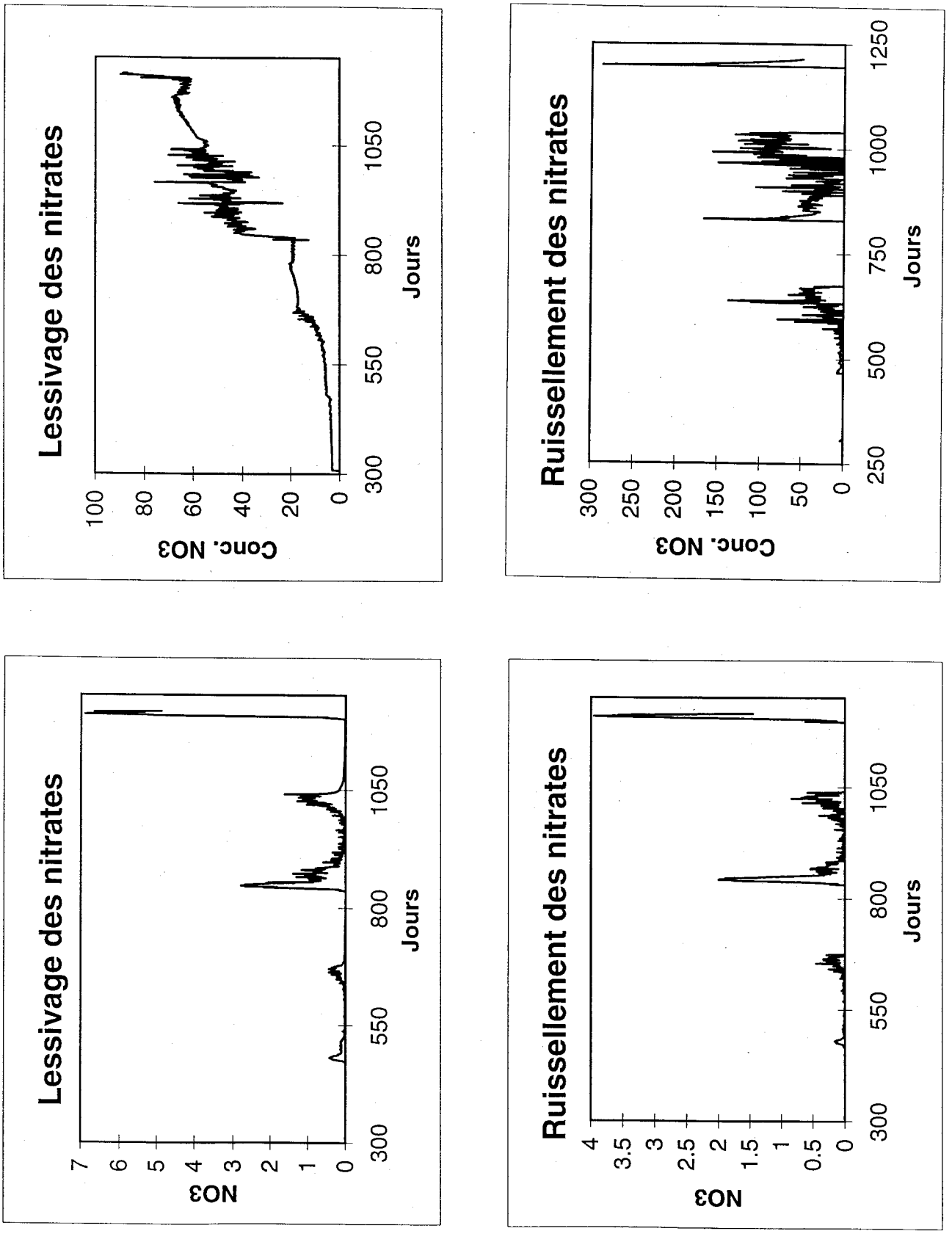
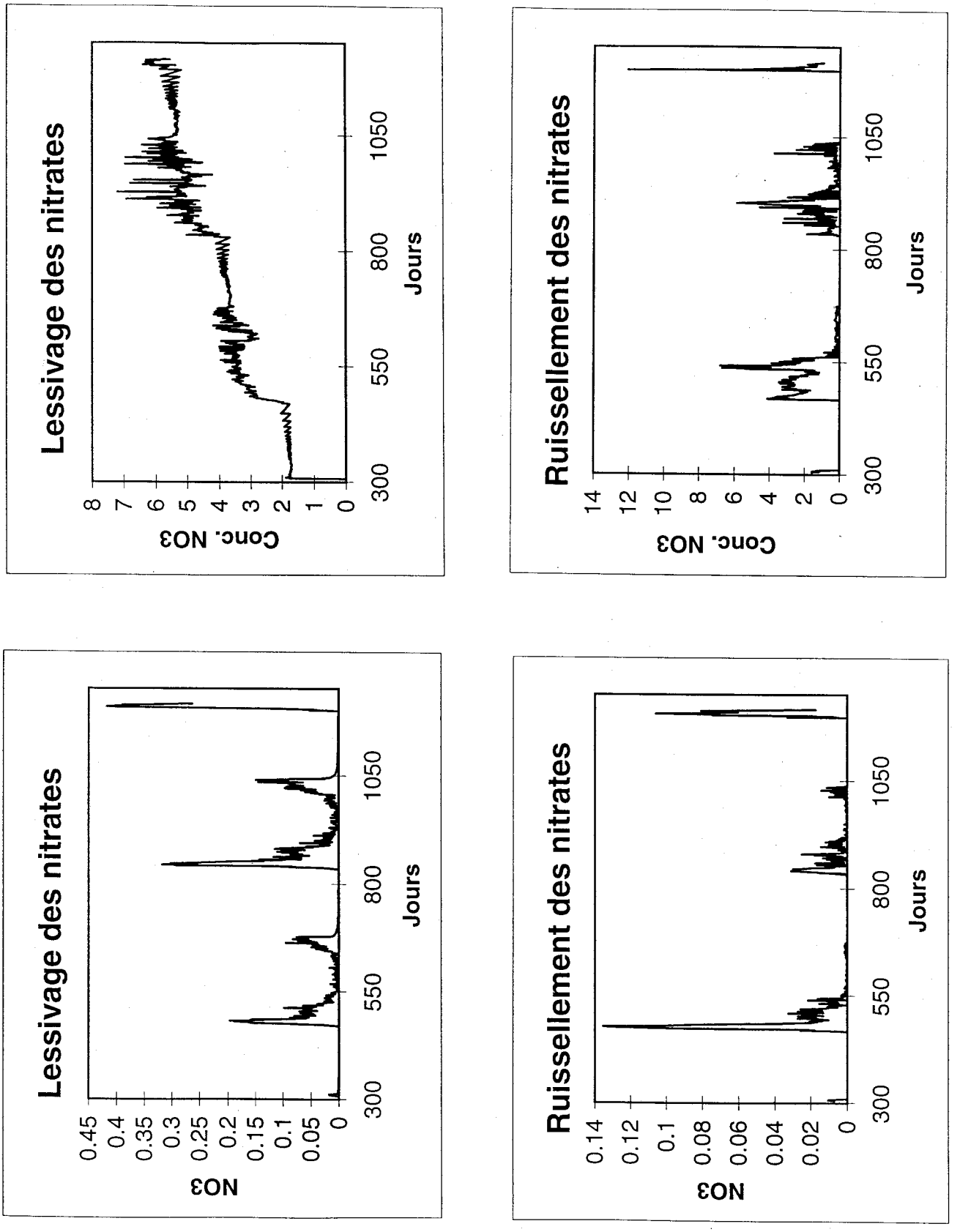


Figure 8 Flux (kgN/ha) et concentrations (mg/l) de nitrates pour la parcelle B41-5



CHAPITRE 4

DÉVELOPPEMENT DE LA PARTIE PESTICIDE DU LOGICIEL SYLVIE

4.1 PERTES ENVIRONNEMENTALES DE PESTICIDES ET HERBICIDES

L'utilisation des herbicides et pesticides en agriculture comme dans d'autres systèmes de cultures (pépinières forestières, parcs, terrains de golf, lignes électriques) entraîne des impacts environnementaux importants. Les concentrations retrouvées dans les eaux de surface et souterraines présentent des risques pour la santé des écosystèmes et de l'homme en particulier. Dans le cas de l'eau souterraine, celle-ci représente au Québec la principale source d'approvisionnement pour 78% de la population située en région rurale. Cette eau est très vulnérable aux contaminations par des sources diffuses qui proviennent de l'épandage des pesticides. Les cas de contamination des eaux souterraines par les pesticides se sont multipliés au Canada durant cette dernière décade (Environnement Canada, 1985; Environnement Ontario, 1985). Au Québec, des cas ont posé des problèmes économiques et soulevé des questions de santé importantes (Environnement Québec, 1987; Environnement Canada, 1986). Dans le cas du réseau hydrographique de surface, on a décelé des concentrations en herbicides dans les eaux d'approvisionnement de plusieurs municipalités (Ayotte, 1987). Ces dégradations de la qualité de l'eau sont de plus en plus perçues comme une priorité au Canada, et les actions de conservation deviennent une préoccupation importante (FSAA, 1988; CPVQ, 1990).

L'évolution des systèmes de culture au Québec a été caractérisée, durant les trente dernières années, par l'intensification de la productivité agricole. Parallèlement, une conscience de plus en plus importante de la nécessité de préserver la qualité du milieu s'est manifestée, tant chez les gestionnaires que chez les consommateurs. Cette gestion de la qualité des ressources sol/eau/plante est particulièrement complexe lorsqu'elle est associée aux objectifs de maintien du rendement des cultures. Dans les années 60 à 80, les pratiques intensives de monoculture continue ont favorisé l'emploi massif d'herbicides dont l'impact réel sur les divers éléments des agro-écosystèmes était inconnu. Il en est par

ailleurs de même pour l'ensemble des pesticides. Les pertes environnementales de pesticides sont de plus en plus constatées au Québec depuis une vingtaine d'années, comme par exemple la détection d'atrazine dans les eaux de drainage (Muir et Baker, 1976), ou dans l'eau interstitielle de la zone non-saturée (Banton et al., 1992), ou même dans les eaux d'approvisionnement de municipalités (Ayotte, 1987).

Il est aussi reconnu que les quantités importantes de pesticides utilisés dans la gestion et le contrôle des systèmes de culture particuliers (pépinières forestières, parcs, terrains de golf, lignes électriques, etc.) peuvent générer des pertes environnementales importantes, d'autant plus que le suivi des impacts ne peut pas toujours être réalisé.

Il est reconnu que les pertes de pesticides sont principalement fonction: 1) de la distribution du pesticide entre l'eau et les différentes fractions granulométriques du sol (capacité d'adsorption); 2) de la composition et des propriétés des différentes fractions de sol; 3) de la susceptibilité à l'exportation de ces différentes fractions de sol, et 4): de la persistance de ces produits dans le milieu. Dans le premier cas et pour des pesticides très solubles (plusieurs dizaines de mg/L), il est reconnu que la forme dissoute de pesticide constitue la plus grande fraction de pesticide exporté (Wauchope, 1978). On connaît la relation directe entre le contenu en matière organique du sol et l'adsorption des pesticides hydrophobes, c'est-à-dire peu solubles (Koskinen et Harper, 1990; Green et Karickhoff, 1990). Au Québec, on a montré l'impact du contenu en matière organique (du sol ou dissous dans l'eau) sur la rétention et le transport dans le sol de pesticides de différentes solubilités, tels que l'atrazine (Lafrance et al., 1992), l'aldicarbe (Lafrance et al., 1988) et le pentachlorophénol (Marineau et al., 1991a; 1991b).

L'écoulement de l'eau est aussi reconnue comme le principal processus contrôlant le devenir des pesticides utilisés dans la régie des cultures. La répartition des eaux de précipitation et d'irrigation en infiltration et en ruissellement est fonction de la texture des sols.

4.2 ÉVALUATION DES RISQUES DE CONTAMINATION

Ces différents éléments font ressortir plusieurs constats relativement aux risques de contamination des eaux superficielles et souterraines. Premièrement, les caractéristiques physico-chimiques du pesticide influence très grandement sa migration dans le milieu (en

fonction de son adsorption) ainsi que sa persistance (fonction de sa dégradabilité). En deuxième lieu, les caractéristiques du sol jouent aussi un rôle très important relativement à la rétention du pesticide (contenu et forme de la matière organique du sol) ou à son transport (écoulement préférentiel par la macroporosité ou par complexation avec la matière organique soluble). Finalement, les éléments qui jouent un rôle important dans le devenir des pesticides et qui doivent donc être pris en compte sont trop nombreux et inter-agissent trop les uns sur les autres pour qu'une évaluation simple et empirique des risques de contamination puisse être réalisée facilement. Pour cela, seuls les modèles mathématiques peuvent permettre une évaluation qui soit à la fois fiable et représentative de la réalité.

Les outils informatiques de gestion environnementale apportent ainsi une aide précieuse pour l'évaluation des risques puisqu'ils permettent de synthétiser un nombre important d'informations en fournissant une évaluation globale des risques potentiels de contamination. Utilisés de pair avec des investigations de terrain et de laboratoire, ces outils permettent de réaliser rapidement l'étude environnementale de différents systèmes (Khakural et Robert, 1993). De nombreux modèles existent, permettant de représenter la dynamique environnementale des systèmes agricoles. On peut classer les modèles développés dans la dernière décennie en deux catégories selon la complexité de leur représentation de la réalité (Addiscott et Wagenet, 1985). D'une part, des modèles de recherche ont été développés en mettant l'emphase sur une représentation la plus complète et exacte possible de la réalité. Les modèles PRZM (Carsel et al. 1984) et LEACHM (Wagenet et Hutson, 1989) en sont des exemples. Ces modèles, qui sont généralement très performants et réalistes, ont cependant le défaut de nécessiter beaucoup de paramètres dont plusieurs sont difficiles, voire pratiquement impossibles, à mesurer. Ces paramètres représentent par ailleurs des processus bien souvent plus théoriques que physiques pour lesquels la recherche n'en est qu'à ses débuts. À l'opposé, des modèles empiriques ont été élaborés visant plutôt à intégrer de façon simplifiée un ensemble de processus sans les différencier. Ils sont souvent développés pour répondre à des besoins très spécifiques et à chaque nouvelle application, leurs paramètres (qui ne représentent pas une réalité physique et mesurable) doivent être ajustés par calage à chaque nouvelle réalité à représenter. Selon Carsel et al. (1984), afin d'être utilisé en gestion environnementale, un modèle devrait être basé le plus possible sur la représentation de processus reconnus dans la littérature, représenter le plus efficacement possible la réalité et utiliser un minimum de paramètres.

Dans cette optique, le logiciel VulPest (Villeneuve et al., 1987) avait été développé à l'INRS-Eau. Destiné à l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les pesticides, il rassemblait l'ensemble des connaissances disponibles à l'époque. Appliqué avec succès à de nombreux cas tant au Québec qu'ailleurs, il a démontré l'intérêt pour un tel outil orienté vers la gestion. Depuis 1987, les connaissances ont rapidement augmenté dans le domaine de la problématique environnementale des pesticides, et le logiciel VulPest nécessite des améliorations importantes telles (et par ailleurs la prise en compte des pertes vers les eaux superficielles) qu'elles justifient le développement d'un nouvel outil bénéficiant des progrès scientifiques acquis tant au niveau de la connaissance du devenir des pesticides que du développement des outils de gestion.

Dans le domaine de la contamination par les composés azotés, le modèle AgriFlux (Banton et al., 1993) a été récemment développé dans le but de répondre aux critères des outils de gestion en incorporant la fiabilité et la représentation adéquate des processus avec la facilité d'utilisation et un nombre limité de paramètres. Cet outil a été développé grâce à une subvention de RD du ministère de l'Environnement du Québec. Selon la catégorisation de Addiscott et Wagenet (1985), AgriFlux est un modèle mécaniste puisqu'il utilise une représentation physique des mécanismes, et stochastique car il incorpore la variabilité spatiale des processus et paramètres. Il vise la gestion environnementale des contaminants d'origine agricole à l'échelle du champ. Deux modules sont actuellement disponibles, soit le module de calcul du bilan hydrique (HydriFlux) et le module de calcul du bilan de l'azote (NitriFlux). D'autres modules peuvent être greffés à cette structure afin d'offrir un bilan global du potentiel de contamination des pratiques agricoles ou autres sur un champ donné. Ainsi, le logiciel AgriFlux 2.0 résultera de l'intégration d'un module PestiFlux à l'actuelle version AgriFlux 1.1 comprenant les modules HydriFlux et NitriFlux.

Comparaison des logiciels VulPest et PestiFlux

	VulPest	HydriFlux-NitriFlux	PestiFlux
Écoulement			
Pas de temps de calcul	par événement	journalier	(commun)
Méthode de calcul	solution analytique	solution numérique	(commun)
Modélisation de l'écoulement	écoulement moyen constant	écoulement transitoire	(commun)
Précipitations	moyennes (mois)	stochastiques	(commun)
Fonte de la neige	non	méthode des degrés jours	(commun)
Températures du sol	non	simulées	(commun)
Macroporosité	non	non	oui (nouveau dans HydriFlux)
Pesticides			
Pesticides à la fois	un seul à la fois		plusieurs à la fois
Adsorption	instantanée et réversible		1- instantanée et réversible 2- cinétique lente
Dégradation	constante (dans temps et espace)		variable (dans temps et espace)
Bioactivité	non		simulée
Rôle du carbone organique dissous	non		complexation et adsorption
Filiation	non		simulée
Effet de la température	non		oui
Résultats	concentrations moyennes		moyennes et écarts-types

4.3 DESCRIPTION DES PROCESSUS ET PARAMÈTRES

Un très grand nombre de paramètres et processus sont impliqués dans le destin des pesticides dans les agrosystèmes. La prise en compte de tous ces paramètres et processus est contraignante puisqu'elle conduit à développer des modèles d'une extrême complexité dont l'application est difficile (acquisition difficile des paramètres), longue (paramétrisation et temps de calcul) et incertaine (sources d'erreur multiples, évaluation peu fiable de nombreux paramètres). Pour cela, il est préférable de limiter les processus représentés à ceux dont l'influence est dominante et contrôle la grandeur de l'évaluation.

Les processus qui seront pris en compte par PestiFlux sont les suivants:
- convection, i.e. le transfert des pesticides avec le déplacement de l'eau;
- dispersion hydrodynamique, au travers de l'approche stochastique;
- adsorption instantanée réversible (i.e. le terme retard);
- cinétique d'adsorption et cinétique de désorption (i.e. adsorption non instantanée);
- complexation en solution avec la matière organique dissoute (MOD) naturelle (i.e. substances humiques);
- adsorption du complexe pesticide-MOD;
- migration du complexe pesticide-MOD;
- transformation en sous-produits (ex. atrazine en dééthylatrazine ou en déisopropylatrazine);
- cinétique de dégradation physico-chimique par hydrolyse et photolyse
- cinétique de biodégradation reliée à la bioactivité microbienne;
- effet de la température sur les différents processus;
- effet du contenu en eau sur les différents processus;

Les processus non directement pris en compte sont les suivants:
- volatilisation, car très peu connu ou documenté, et pris en compte par la dégradation;
- prélèvement par la plante, car très peu connu et représentant des fractions faibles;
- interactions chimiques entre pesticides, car très limitées en cas et en importance;

La non prise en compte de ces derniers processus relève à la fois de leur faible importance et rôle dans le destin des pesticides et du peu de connaissance à leur sujet. Ainsi, les paramètres de ces processus sont très peu connus et documentés. Eu égard à la faible importance de ces processus pour les types de pesticides utilisés au Québec, leur non prise en compte n'entraînera aucune perte de fiabilité de l'outil.

De plus, le module PestiFlux permettra la prise en compte de la variabilité spatiale et temporelle des paramètres, ceci en regard de l'importance de celle-ci et de son influence sur les résultats de l'évaluation des pertes. En effet, nous avons pu constater que les paramètres de ces processus varient grandement à la fois dans le temps et dans l'espace, et que les concentrations observées dans l'eau et dans le sol en sont grandement affectées. Les résultats fournis par PestiFlux seront les masses et les concentrations des différents pesticides sous leurs différentes formes qui passent une certaine profondeur, qui parviennent à la nappe et qui ruissellent en surface.

Le développement de la partie du logiciel SYLVIE ayant trait aux pesticides sera réalisé à l'aide du module PestiFlux. Tel que pour les nitrates, c'est en effet l'utilisation d'AgriFlux qui fournira les résultats qui seront intégrés dans le logiciel SYLVIE. Cette étape visera aussi la synthèse des données existantes concernant les paramètres qui seront requis pour l'utilisation de l'outil développé. Cette synthèse conduira à fournir des tableaux des valeurs de chacun des paramètres pour l'ensemble des pesticides utilisés communément au Québec en pépinières forestières. Ceci garantira le développement d'un outil de gestion à la fois fiable et pratique d'utilisation.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Addiscott, T.M. et R.J. Wagenet, 1985. J. Soil Sci. 36:411-42

Ahuja, L.R. et O.R. Lehman, 1983. The extent and nature of rainfall-soil interaction in release of soluble chemicals to runoff. J. Environ. Qual. 12(1): 34-40.

Anderson, M.G., Bosworth, D. et Kneale, P.E., 1981. Controls of overland flow generation. In: Burt, T.P. et Walling, D.E. (éd.), Catchment Experiments in fluvial Geomorphology, Geo Books, pp. 21-34.

Ayotte, P., 1987. Micropolluants organiques. Campagnes d'échantillonnage 1986, Direction des eaux souterraines et de consommation, juillet 1987, MENVIQ, 144 p.

Band, L.E., 1985. Simulation of slope development and the magnitude and frequency of overland flow erosion in an abandoned hydraulic mine pit. In: Woldenberg, M.J. (éd.), Models in Geomorphology, George Allen et Unwin, pp. 191-211.

Banton, O., M. Larocque, F. Surateau et J.P. Villeneuve, 1993. AgriFlux: Logiciel d'évaluation des pertes environnementales de contaminants agricoles. Manuel d'usager. Rapport scientifique INRS-Eau no. R-380. Ste-Foy, Qc.

Banton, O., Lafrance, P. Camara, O. et J.P. Villeneuve. 1991. Evaluation des pertes en composés azotés dans les eaux souterraines lors de l'épandage des fumiers et lisiers. Développement d'un outil d'évaluation. Revue bibliographique (Rapport d'étape No 1). Rapport scientifique INRS-Eau-309. INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec.

Banton, O., P. Lafrance, R. Martel et J.-P. Villeneuve. 1992. Planning of soil-pore water sampling campaigns using pesticide transport modeling. Ground Water Monit. Rev. 12(3):195-202.

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.

Bear, J. 1988. Dynamics of fluids in porous media. Dover Publications Inc. New York, NY.

Beasley, D.B., Huggins, L.F. et Monke, E.J., 1980. ANSWERS: A Model for Watershed Planning. American Society of Agricultural Engineers, Transactions of the ASAE, pp. 938-944.

Bingner, R.L., 1990. Comparison of the Components Used in Several Sediment Yield Models. Transactions of the ASAE, vol. 33, no 4, pp. 1229-1238.

Bollinne, A., Hanotiaux, G. et Pissart, A., 1978. L'érosion en milieu agricole: Introduction à la journée d'étude de la Société Belge de Pédologie du 28 octobre 1977.

Pédologie, XXVIII, pp. 141-144.

Brooks, R.H. et A.T. Corey, 1964. Hydraulic properties of porous media, Hydrology Paper No 3, Colorado State University, Fort Collins, Colorado.

Carsel, R.F., C.N. Smith, L.A. Mulkey, J.D. Dean et P. Jowise, 1984. User's manual for the pesticide root zone model (PRZM). U.S. EPA. Athens, GA.

Chisci, G., 1981. Upland Erosion: Evaluation and Measurement. Erosion and Sediment Transport Measurement. Proceeding of the Florence Symposium, IAHS, no 133, pp. 331-349.

CPVQ (Conseil des Productions Végétales du Québec), 1990. Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole. Fév. 1990. Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation, Québec. 334p.

Donigian, A.S. et al., 1977. Agricultural runoff management (ARM) modelversion II. Refinement and testing. US Environ. Protection Agency. EPA-600/3-77-098, Athens, GA.

Douglas, I., 1976. Erosion rates and climate: geomorphological implications. In: Derbyshire (éd.), Geomorphology and climate, John Wiley et Sons, pp. 269- 287.

Drolet, J.Y., 1989. Cartographie détaillée des sols de la municipalité de Bic (Comté de Rimouski) et estimation des pertes potentielles de sol à l'aide de l'équation universelle de perte de sol (EUPS). Mémoire de maîtrise, Université Laval, 122 p.

Dubé, A., 1975. L'eau et l'érosion des sols. Ressources, vol. VI, no 4, pp. 8-15.

Dunigan, E.P.; et Dick, R.P.; 1980. Nutrient and Coliform Losses in Runoff from Fertilized and Sewage Sludge-Treated Soil. J. Environ. Qual., vol. 9, no 2, pp. 2434-250.

Environnement Canada, 1984. Normales climatiques au Canada, jours de ... 1951-1980. Service de l'environnement atmosphérique. Publication du programme climatologique canadien.

Environnement Canada, 1985. Protocol development and study of pesticides in groundwater. Contaminant Hydrogeology section NHRI, Ottawa, 8 p.

Environnement Canada, 1986. Les pesticides dans l'industrie de la protection-préservation du bois au Québec en 1983.

Environnement Ontario, 1985. Alachlor monitoring of Ontario drinking water: May-Nov. 1985.

Environnement Québec, 1987. Evaluation des conséquences de l'utilisation de l'aldicarbe, campagne 1986. Rapport no. 1330, mai 1987.

Foster, G.R., Meyer, L.D. et Onstad, C.A., 1977. A Runoff Erosivity Factor and Variable Slope Lenght Exponents for Soil Loss Estimates. Transactions of the ASAE, pp. 683-687.

Freeze, R.A., 1978. Mathematical models of hillslope hydrology. In: Kirkby, M.J. (éd.), Hillslope hydrology, John Wiley and Sons, pp. 177-225.

Frere, M.H., Ross, J.D. et L.J. Lane. 1980. The nutrient submodel. In Knissel (1980). p.65-87.

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.

FSAA (Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval) 1988. Vers une utilisation raisonnée des ressources. 22-23 février 1988. Univ. Laval. Québec. 307 pp.

Germain, M., 1986. Essais et analyse d'un modèle de prévision de l'érosion des sols. Mémoire de maîtrise, Institut national de la recherche scientifique (INRS), 118 p.

Gregory, K.J. et Walling, D.E., 1973. Drainage Basin Form and Processes: A geomorphological approach. John Wiley et Sons, New York, 458 p.

Green, W.A. et G.A. Ampt, 1911. Studies in soil physics. 1. The flow of air and water through soils. J. Agric. Science. 4: 1-44.

Green, R.E. and Karickhoff, S.W., 1990. Soil Sci. Soc. Am. Book Ser., no 2, pp. 79-101.

Hubbard, R.K; et Sheridan, J.M., 1983. Water and Nitrate-Nitrogen Losses From a Small, Upland, Coastal Plain Watershed. J. Environ. Qual., vol. 12, no 2, pp. 291-295.

Johnsson, H., Bergström, L., Jansson, P-E. et Paustrian, K. (1987). Simulation of nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. Agriculture, Ecosystems & Environment, 18:333-356.

Jones, C.A.,; Cole, C.V.; et Sharpley, A.N.; 1985. Simulation of nitrogen and phosphorus fertility in the EPIC model. Soil Erosion and Conservation, édité par El-Swaify, S.A., Moldenhauer, et Andrew Lo; Ankey, Iwoa: Soil Conservation Society of America, pp. 307-315.

Julien, P.Y. et Simons, D.B., 1985. Sediment transport capacity of overland flow. American Society of Agricultural Engineers, vol. 28, pp. 755-762.

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.

Khakural, B.R. et P.C. Robert, 1993. Soil nitrate leaching potential indices: using a simulation model as a screening system. *J. Environ. Qual.* 22:839-845.

Knissel, W.G. (Ed.), 1980. CREAMS: A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management system. Conservation Research report 26. US Dep. Agric. Washington, DC.

Koskinen, W.C. and Harper, S.S., 1990. Soil Sci. Soc. Am. Book Series, no 2, pp. 51-77.

Lafrance, P., Ait-ssi, L., Banton, O., Campbell, P.G.C. and Villeneuve, J.P., 1988. Water Pollut. Res. J. Canada, 23 (2): 253-269.

Lafrance, P., Banton, O., Mazet, M., Ayele, J. and Delage, L., 1992. Int. Conf. on Organic Substances in Soil and Water, September 14-17, Lancaster, U.K.

Lowrence, R., 1992. Nitrogen Outputs from a Field-Size Agricultural watershed. J. Environ. Qual., vol. 21, pp. 602-607.

Marineau, L., Lafrance, P. and Villeneuve, J.P., 1991a. First Int. Conf. on Water Pollution (Modeling, Measuring and Prediction), Wrobel & Brebbia, eds, Comput. Mech. Pub./Elsevier Appl. Sci.: 413-426.

Marineau, L., Lafrance, P., Villeneuve, J.P., Fabre, B., Ayele, J. et Mazet, M., 1991b. "7^{e} Congrès régional de l'Est, Ass. Can. Rech. Poll. Eau et Maîtrise", 16 sept. 1991, Rimouski, Québec.

Marsalek, J., 1989. Modelling agricultural runoff: Overview. Sediment and the Environment (Proceeedings of the Baltimore Symposium, IAHS, no 184, pp. 201-209.

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.

Mathier, L., Roy, A.G. et Paré, J.P., 1989. The effect of gradient and length of the parameters of a sediment transport equation for Sheetwash. Catena, vol. 16, pp. 545-558.

Mathier, L., 1991a. Variations spatiales et temporelles des paramètres d'une équation de transport des sédiments par le ruissellement de surface: du versant expérimental au champ agricole. Thèse de doctorat, Université de Montréal.

Mathier, L. et Roy, A.G., 1991b. Temporal and spatial variations of runoff and rainwash erosion on an agricultural field. Hydrological processes, John Wiley et Sons (éd.), Chichester.

Mathier, L. et Roy, A.G., 1992. Hydrogrammes de ruissellement superficiel et transport des sédiments en milieu agricole. Revue des sciences de l'eau, vol. 5, pp. 1-21.

Mettauer, H., El-Ghossain, T.S. et Vogt, H., 1979. Méthodologie d'approche de l'érosion basée sur des méthodes statistiques. Colloque sur l'érosion agricole des sols en milieu tempéré non méditerranéen, Strasbourg, pp. 203-209.

Moore, I.D. et Burch, G.J., 1986. Modelling erosion and deposition: topographic effects. Transactions of the ASAE, vol. 19, pp. 1624-1630.

Morgan, R.P.C., 1979. Soil erosion. In: Topic in applied geography, Donald, D. et Dawson, J. (éd.), Longman Inc., New York, 113 p.

Muir, D.C. and Baker, B.E., 1976. Agric. Food Chem., 1: 122-125.

Mwendera, E.J. et J. Feyen, 1993. Predicting tillage effects on infiltration. *Soil Sci.* 155:229-235.

Nielsen, E.C. and Lee, L.K., 1987. Magnitude and costs of groundwater contamination from agricultural chemicals. (Staff rept.). US Dep. of Agric., Ec. Res. Ser., Washington, DC. June 87. 61 p.

Nortcliff, S., 1986. Soil loss estimation. Progress in physical Geography, vol. 10, no 2, pp. 249-255.

Onstad, C.A., 1984. Sediment yield modelling. In: Erosion and sediment yield: some methods of measurement and modelling, Hadley, R.f. et Walling, D.E. (éd.), Geo Books, England, pp. 71-89.

Owens, L.B.; Van Keuren, R.W.; et Edwards, W.M.; 1983. Nitrogen Loss From a High-Fertility, Rotational Pasture Program. J. Environ. Qual., vol. 12, no 3, pp. 346-350.

Putman, J.; Williams, J.; et Sawyer, D.; 1988. Using the erosion-productivity impact calculator (EPIC) model to estimste the impact of soil erosion for the 1985 RCA appraisal. J. Soil Water Conservation, Ankey, Iwoa: Soil Conservationof America, vol. 43, no 4, pp. 321-326.

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.

Rawls, W.J. et D.L. Brakensiek, 1989. Estimation of soil water retention and hydraulic properties. *Dans*: Unsaturated flow in hydrologic modeling theory and practice. H.J. Morel-Seytoux (ed.). Kluwer Academic Publ. Pays-Bas.

Reddy, k.R., 1980. Land areas receiving organic wastes: Transformations and transport in relation to nonpoint source pollution. In: Environmental impact of nonpoint source pollution, édité par Overcash, M.R.; et Davidson, J.M., Ann Arbor Science Publishers, Inc., Michigan, 449 p.

Richards, K.S., 1982. Rivers. Form and process in alluvial channels. London, Methuen and Co., 358 p.

Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids in porous mediums. Physics. 1: 318-333.

Rohdenburg, H., Diekkruger, B. et Bork, H.R., 1986. Deterministic hydrological site and catchment models for the analysis for agro-ecoystems. Catena, vol. 13, pp. 119-

137.

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.

Roose, E., 1977. Erosion et ruissellement en Afrique de l'ouest: vingt années de mesures en petites parcelles expérimentales. O.R.S.T.O.M., no 78, Paris, 108 p.

Schepers, J.S.; et Fox, R.H.; 1989. Estimation of N budgets for crops. In: Nitrogen management and ground waster protection, édité par Follett, R.f., Elsevier Science Publishers B.V., Netherlands, 395 p.

Shaffer, M.J., Halvorson, A.D. et F.J. Pierce., 1991. Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP): model description and application. In: Follett et al. (Eds) Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability. Soil Science Society of America, Inc. Madison, WI.

Steiner, J.L.; Williams, J.R.; et Jones, O.R.; 1987. Evaluation of the EPIC simulation model using a dryland Wheat-Sorghom-Follow Crop Rotation. Agron. J., Madison, Wis.: American Society of Agronomy, vol. 79, no 4, pp. 732-738.

Stephenson, G.R. et Freeze, R.A., 1974. Mathematical simulation of subsurface flow contributions to snowmelt runoff, Reynolds Creek Watershed, Idaho. Water Ressources Research, vol. 10, pp. 284-294.

Sundburg, A. et White, W.R., 1986. Problèmes d'érosion, transport solide et sédimentation dans les bassins versants. UNESCO, Paris, 161 p.

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.

Thibodeau, S. et O. Ménard, 1993. Pratiques agricoles de conservation; ce qu'elles sont, ce qu'elles font, ce qu'elles valent. Colloque sur la gestion de l'eau, CPVQ. 20-21 avril 1993. St-Hyacinthe, Canada.

Thiéry, D. 1983. Description du modèle CREACHIM. Note technique SGN/EAU 83-15. Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Orléans, France 53p.

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.

USDA, 1984. User's Guide for the CREAMS computer model. U.S. Dep. Agric. SCS, Technical Release 72. Washington, DC.

Villeneuve J.P., Banton O., Lafrance P., Blanchette C. et S. Deschenes, 1987. VULPEST: logiciel d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par

les pesticides. Manuel d'utilisateur. Université du Québec, INRS-Eau. Rapport scientifique n°234. Travaux effectués pour Environnement Canada.

Wagenet, R.J. et J.L Hutson, 1989. LEACHM: Leaching Estimation and Chemistry Model: A process based model of water and solute movement transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Continuum vol. 2 vertion 2. Water Res. Inst. Cornell Univ. Ithaca, NY

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.

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.

White, R.E., 1987. "Leaching". In: J.R. Wilson (Ed.), Advances un 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.

Williams, J.R., 1985. The physical components of the EPIC model. Soil Erosion and Conservation, édité par El Swaify, S.A., Moldenhauer, W.C. et Andrew Lo., Ankeny, Iowa: Soil Conservation Society of America, pp. 272-284.

Williams, J.R. et Berndt, H.D., 1977. Sediment Yield Prediction Based on Watershed Hydrology. Transactions of the ASAE, vol. 20, no 6 , pp. 1100-1104.

Williams, J.R.; Jones, C.A.; et Dyke, P.T., 1984 a. A modeling Approach to Determining the Relationship Betwen Erosion and Soil Productivity. TRANSACTIONS of the ASAE, vol. 27, no 1, pp. 129-144.

Williams, J.R.; Jones, C.A.; et Dyke, P.T.; 1990. The EPIC model. In: EPIC-Erosion/Productivity Impact Calculator, Model Documentation, édité par Sharpley, A.N. et Williams, J.R., United States, Department of Agriculture, Agricultural Research Service (USDA-ARS), 235 p.

Williams, J.R.; Putman, J.W.; et Dyke, P.T.; 1984 b. Assessing the effect of soil erosion on productivity with EPIC. In: Erosion and Soil Productivity, Proceedings of the National Symposium on Erosion and Soil Productivity, édité par American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan, pp. 215-225.

Williams, J.R. et Renard, K.G.; 1985. Assessments of Soil Erosion and Crop Productivity, édité par Follett, R.F. et Stewart, B.A.; American Society of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin, USA, pp. 67-103.

Wischmeier, W.H. et Smith, D.D., 1962. Soil-loss estimation as a tool in soil water management planning. Int. Assoc. Scient. Hydrol., Pub. 59, pp. 148-159.

Yalin, M.S., 1963. An expression for bed-load transportation. J. Hydraulics Division, ASCE. 89-HY3, 221-250.

Tableau A1. Résultats complets de la caractérisation

# éch.	parcelle	prof. (cm)	réplicat	Ksat (cm/s)	ln(Ksat)	densité (g/cm3)	porosité (cm3/cm3)	por. drainage (cm3/cm3)	cap. champ (cm3/cm3)	mat. org. (%)
1		5-15	1	0.0019060	-6.2628	1.0548	0.4777	0.04215	0.4355	5.7773
2		25-35	1	0.0012981	-6.6469	1.3593	0.4348	0.06521	0.3696	3.2066
3		55-65	1	0.0041230	-5.4912	1.5215	0.4082	0.05393	0.3543	1.1415
4		5-15	2	0.0008814	-7.0339	0.9893	0.4975	0.05448	0.4430	10.3345
5		25-35	2	0.0007022	-7.2614	1.3823	0.4489	0.05315	0.3958	4.0323
6		55-65	2	0.0044969	-5.4044	1.6451	0.2274	0.06712	0.1603	1.3888
7		5-15	3	0.0004682	-7.6665	1.0761	0.5312	0.06070	0.4705	7.2421
8		25-35	3	0.0011856	-6.7375	1.3344	0.3789	0.05225	0.3267	2.3557
9	**B40-3**	55-65	3	0.0071390	-4.9422	1.4425	0.4224	0.06721	0.3551	1.5480
10	**(tourbe)**	5-15	4	0.0022940	-6.0774	1.1558	0.4101	0.05726	0.3528	3.4168
11		25-35	4	0.0010493	-6.8596	1.0974	0.5415	0.00948	0.5320	3.4706
12		55-65	4	0.0069092	-4.9749	1.4825	0.4645	0.04994	0.4145	1.1913
13		5-15	5	0.0021979	-6.1202	1.0939	0.5433	0.05455	0.4888	4.8952
14		25-35	5	0.0006378	-7.3575	1.3787	0.3916	0.06283	0.3288	2.1017
15		55-65	5	0.0086911	-4.7455	1.4747	0.3838	0.07112	0.3127	0.7220
16		5-15	6	0.0016534	-6.4049	0.8779	0.9076	0.07585	0.8318	7.7152
17		25-35	6	0.0004159	-7.7850	1.2565	0.5018	0.04879	0.4530	5.4319
18		55-65	6	0.0043829	-5.4300	1.5790	0.3623	0.05169	0.3106	0.9143
19		5-15	1	0.0033167	-5.7088	0.8432	0.6457	0.05158	0.5941	7.0552
20		25-35	1	0.0007181	-7.2389	1.3333	0.4002	0.03908	0.3611	3.3953
21		55-65	1	0.0026715	-5.9251	1.1988	0.5818	0.03261	0.5492	2.1801
22		5-15	2	0.0019833	-6.2230	1.3388	0.4283	0.04064	0.3877	3.4325
23		25-35	2	0.0012417	-6.6913	1.4343	0.3941	0.06203	0.3320	3.5502
24		55-65	2	0.0058830	-5.1357	1.3902	0.3646	0.04698	0.3176	1.3910
25		5-15	3	0.0011861	-6.7370	1.1290	0.5613	0.04533	0.5159	7.5601
26		25-35	3	0.0009938	-6.9140	1.4942	0.4251	0.04840	0.3767	2.8536
27	**B40-2**	55-65	3	0.0024244	-6.0222	1.5412	0.4234	0.05378	0.3696	1.4451
28	**(témoin)**	5-15	4	0.0028319	-5.8668	0.9141	0.5413	0.05726	0.4840	6.8383
29		25-35	4	0.0002322	-8.3678	1.3162	0.4295	0.07396	0.3555	3.5721
30		55-65	4	0.0034544	-5.6681	1.4739	0.4033	0.04938	0.3539	1.5116
31		5-15	5	0.0007103	-7.2498	1.2312	0.4171	0.05315	0.3639	6.3965
32		25-35	5	0.0010916	-6.8201	1.2771	0.6054	0.01591	0.5894	3.4033
33		55-65	5	0.0048288	-5.3332	1.5506	0.4224	0.07953	0.3429	1.1269
34		5-15	6	0.0031248	-5.7684	0.9990	0.5829	0.04220	0.5407	7.4138
35		25-35	6	0.0003839	-7.8651	1.5676	0.4316	0.03842	0.3931	3.0988
36		55-65	6	0.0029122	-5.8388	1.5452	0.3810	0.05440	0.3266	1.6193
37		5-15	1	0.0029365	-5.8305	1.1029	0.5498	0.05378	0.4960	6.8880
38		25-35	1	0.0006603	-7.3228	1.4780	0.4314	0.03817	0.3933	10.3788
39		55-65	1	0.0091017	-4.6993	1.5224	0.4338	0.08285	0.3510	0.8143
40		5-15	2	0.0017957	-6.3224	1.0917	0.5426	0.05549	0.4871	6.2001
41		25-35	2	0.0011803	-6.7420	1.4455	0.4365	0.04209	0.3944	2.8986
42		55-65	2	0.0028878	-5.8473	1.5223	0.3063	0.06158	0.2447	0.9340
43		5-15	3	0.0012549	-6.6807	1.1146	0.5088	0.05532	0.4535	6.3158
44		25-35	3	0.0005478	-7.5096	1.3372	0.4545	0.03457	0.4200	4.2715
45	**B41-5**	55-65	3	0.0031694	-5.7542	1.5698	0.3771	0.04299	0.3341	1.1897
46	**(compost)**	5-15	4	0.0043472	-5.4382	0.8612	0.6218	0.05828	0.5635	9.0513
47		25-35	4	0.0004723	-7.6580	1.3268	0.4665	0.04533	0.4212	4.5877
48		55-65	4	0.0023512	-6.0528	1.4944	0.4441	0.07453	0.3696	1.2030
49		5-15	5	0.0020353	-6.1971	1.1044	0.4821	0.09318	0.3890	5.3274
50		25-35	5	0.0019659	-6.2318	1.4132	0.3616	0.05609	0.3055	2.3377
51		55-65	5	0.0037201	-5.5940	1.5703	0.3924	0.08987	0.3026	0.9823
52		5-15	6	0.0022285	-6.1064	1.0438	0.5136	0.05455	0.4591	7.3490
53		25-35	6	0.0011355	-6.7807	1.2660	0.4627	0.09066	0.3720	5.1493
54		55-65	6	0.0017339	-6.3574	1.6400	0.4029	0.05532	0.3476	0.8109

Tableau A2. Résultats complets de la granulométrie

# éch.	parcelle	prof. (cm)	réplicat	Poids total (g)	Poids de sol retenu sur les tamis (g)			
					2 mm	0.425 mm	0.250 mm	0.053 mm
1		5-15	1	43.77	5.234	15.734	15.034	5.934
2		25-35	1	135.825	24.625	49.625	44.225	13.625
3		55-65	1	166.535	58.667	53.667	41.667	9.967
4		5-15	2	91.965	22.993	35.193	22.593	9.593
5		25-35	2	148.29	28.158	67.358	36.458	12.758
6		55-65	2	145.88	76.416	40.016	20.616	6.316
7		5-15	3	120.5	13.26	52.56	36.76	13.86
8		25-35	3	120.815	13.683	48.983	44.883	10.183
9	**B40-3**	55-65	3	162.4	19.66	73.56	56.56	10.56
10	**(tourbe)**	5-15	4	117.47	6.434	50.834	44.734	12.834
11		25-35	4	129.94	14.048	57.548	42.548	12.648
12		55-65	4	161.135	15.547	58.447	68.647	16.347
13		5-15	5	119.005	8.981	50.181	42.581	13.781
14		25-35	5	132.9	15.86	53.66	45.96	13.56
15		55-65	5	127.75	35.69	30.19	45.59	14.59
16		5-15	6	92.535	14.647	39.047	29.147	6.647
17		25-35	6	134.69	25.438	52.038	37.938	15.438
18		55-65	6	159.245	54.749	66.049	27.149	8.549
19		5-15	1	83.235	9.587	36.487	25.287	10.587
20		25-35	1	132.16	10.692	59.692	43.692	15.492
21		55-65	1	139.49	26.938	55.338	42.738	12.638
22		5-15	2	111.89	8.698	47.098	39.598	14.098
23		25-35	2	156.245	15.949	61.749	56.349	17.649
24		55-65	2	136.245	16.569	56.469	52.669	9.369
25		5-15	3	115.84	13.848	41.648	40.848	15.748
26		25-35	3	166.25	15.57	70.67	56.87	18.67
27	**B40-2**	55-65	3	164.49	35.598	59.998	54.698	11.698
28	**(témoin)**	5-15	4	93.39	6.038	38.738	32.538	13.738
29		25-35	4	106.885	4.697	40.697	41.797	16.197
30		55-65	4	140.595	15.279	60.579	50.679	12.379
31		5-15	5	116.775	7.835	46.635	40.535	18.035
32		25-35	5	157.56	10.632	64.532	55.332	22.532
33		55-65	5	167.905	14.481	64.381	64.581	22.581
34		5-15	6	74.32	6.624	31.824	23.724	10.524
35		25-35	6	172.75	18.13	69.23	57.93	21.83
36		55-65	6	122.175	20.475	49.675	40.575	8.775
37		5-15	1	121.225	10.545	58.845	34.645	13.545
38		25-35	1	153.055	9.351	84.851	39.151	14.851
39		55-65	1	136.95	6.89	83.89	39.49	5.49
40		5-15	2	113.4	7.08	63.98	27.68	11.48
41		25-35	2	154.985	8.677	89.377	42.477	11.277
42		55-65	2	139.25	40.79	56.89	31.69	8.39
43		5-15	3	123.07	16.774	58.174	32.574	12.274
44		25-35	3	121.6	11.84	65.74	31.64	10.64
45	**B41-5**	55-65	3	164.175	18.855	77.955	50.355	13.255
46	**(compost)**	5-15	4	96.25	8.59	44.49	26.59	12.59
47		25-35	4	141.72	14.584	75.484	34.584	13.384
48		55-65	4	159.19	34.498	83.598	29.998	9.298
49		5-15	5	93.625	15.765	35.065	27.965	11.265
50		25-35	5	141.59	24.838	56.738	44.738	12.538
51		55-65	5	175.075	42.455	70.155	46.255	12.855
52		5-15	6	115.75	19.15	49.35	31.85	12.25
53		25-35	6	132	32.18	56.18	30.58	11.08
54		55-65	6	177.88	52.156	89.656	26.556	8.156