

MÉMOIRE DE MAÎTRISE

INRS-EAU

**IDENTIFICATION DES PARAMÈTRES DU CYCLE DE L'AZOTE
QUI CONDITIONNENT LA FIABILITÉ D'UN MODÈLE
SIMULANT LE LESSIVAGE DES NITRATES**

par

Marie Larocque

Directeur: Jean-Pierre Villeneuve

Codirecteur: Olivier Banton

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

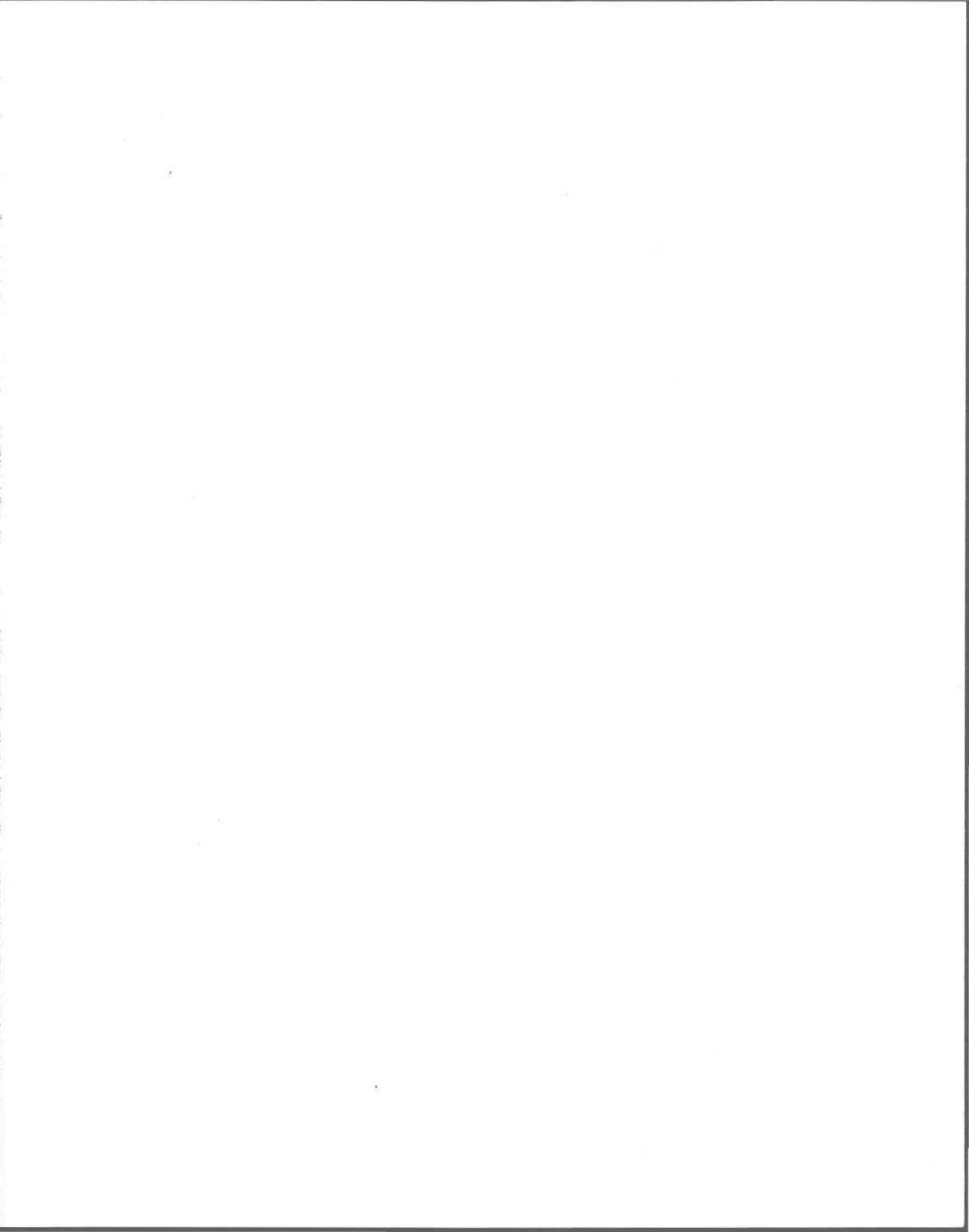
2800, rue Einstein

Suite 105

Ste-Foy, QC

G1V 4C7

OCTOBRE 1992



REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier très sincèrement Monsieur Olivier Banton, qui a guidé mon travail et fourni des commentaires très pertinents aux moments critiques de ma démarche scientifique.

Ma reconnaissance va également à Monsieur Jean-Pierre Villeneuve pour ses encouragements et ses conseils ainsi qu'à tout le personnel de l'INRS-Eau pour son support scientifique et technique.

Mes plus sincères remerciements vont aussi aux chercheurs du département des sciences du sol à la Swedish University of Agricultural Sciences (Per-Erik Jansson, Henrick Eckersten, Gunnel Alvenäs, Gunn Persson, Annemieke Reurslag, Arne Gustafson, Holger Johnsson et Lisbeth Lewan) pour leur support technique et leurs précieux commentaires à propos de mon projet.

J'aimerais finalement remercier mes parents pour m'avoir supportée et encouragée tout au long de mes études et pour m'avoir donné la curiosité intellectuelle nécessaire à la réussite de ce projet.

SOMMAIRE

En région rurale, les pratiques agricoles présentent un risque potentiel de contamination de l'eau souterraine, particulièrement lorsqu'il y a utilisation massive de fertilisants azotés. Il y a contamination lorsque l'azote appliqué au sol se retrouve dans la nappe phréatique sous forme de nitrates (NO_3^-), une situation qui peut entraîner des dangers à la fois pour la santé de ceux qui consomment cette eau et pour l'environnement. Les modèles mathématiques sont de plus en plus utilisés pour représenter ce problème et suggérer des éléments de solution. Par contre, ces modèles nécessitent souvent l'évaluation d'un grand nombre de paramètres, certains particulièrement difficiles à évaluer. Puisque la fiabilité d'un tel modèle dépend généralement de la qualité de l'évaluation des paramètres d'entrée, il est nécessaire de connaître l'impact d'une variation des paramètres sur le résultat étudié. L'objectif du présent travail est de déterminer les paramètres du cycle de l'azote qui conditionnent la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates et qui doivent être nécessairement pris en compte dans la modélisation du phénomène.

L'étude porte sur le modèle SOILN, développé à la Swedish University of Agricultural Sciences en Suède. Il s'agit d'un modèle déterministe représentant les principaux processus impliqués dans le cycle de l'azote du sol d'une façon généralement reconnue dans la littérature. Une analyse de sensibilité du modèle est réalisée par rapport à différents paramètres du cycle de l'azote. Le travail est réalisé pour deux sites réels de culture afin de vérifier la similitude des résultats dans différentes applications.

L'importance relative des paramètres par rapport au lessivage des nitrates est identifiée et ensuite étendue aux processus concernés du cycle de l'azote; les conclusions s'appliquent également aux deux sites. Les dépôts atmosphériques se sont avérés peu influents sur le lessivage des nitrates et peuvent être négligés. Le processus de nitrification quant à lui, est nécessaire dans le cycle de l'azote, mais ses paramètres peuvent être évalués approximativement. Les processus de minéralisation nette, de prélèvement par les plantes et de dénitrification par contre, sont essentiels dans le modèle et sont composés de paramètres nécessitant une évaluation très précise. L'analyse de sensibilité a confirmé la nécessité des facteurs abiotiques, qui ajustent les constantes de réactions biochimiques selon l'humidité et la température du sol, mais leur importance varie selon le climat et le régime hydrologique du site étudié. De façon générale, les paramètres les plus influents sur le résultat sont aussi les plus difficiles à quantifier, identifiant ainsi les processus concernés comme des axes prioritaires de recherche.

TABLE DES MATIÈRES

	page
REMERCIEMENTS	i
SOMMAIRE	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	xi
1. INTRODUCTION	1
1.1 Problématique	1
1.2 Modèles simulant le lessivage des nitrates	3
1.3 Objectif et méthodologie	4
2. CYCLE DE L'AZOTE DU SOL	7
2.1 Apports	8
2.1.1 Fertilisants inorganiques et organiques	8
2.1.2 Fixation biologique	8
2.1.3 Dépôts atmosphériques	9
2.2 Transformations internes	9
2.2.1 Minéralisation et immobilisation	9
2.2.2 Adsorption et fixation de NH_4^+	10
2.2.3 Nitrification	10
2.2.4 Prélèvement par les plantes	11
2.3 Pertes	11
2.3.1 Récolte	11
2.3.2 Volatilisation	12
2.3.3 Dénitrification	12
2.3.4 Lessivage	13
3. OUTIL ET MÉTHODE	15
3.1 Le modèle SOILN	15
3.1.1 Description technique sommaire	15
3.1.2 Représentation mathématique des processus	17
3.1.3 Validation du modèle	19
3.2 Analyse de sensibilité	20
3.2.1 Théorie	20
3.2.2 Types de courbes de Sr	22
3.2.3 Méthodologie	24
3.2.3.1 Systèmes de référence	24
a) Site de St-Augustin (Québec)	24
b) Site de Mellby (Suède)	25
3.2.3.2 Indice de sensibilité	25

	3.2.3.3 Paramètres étudiés et intervalles de valeurs considérés	26
	3.2.3.4 Durée des simulations	28
4.	RÉSULTATS ET DISCUSSION	31
4.1	Coefficients de sensibilité relatifs	32
4.1.1	Dépôts atmosphériques	32
4.1.1.1	Paramètre DEPDRY	32
4.1.1.2	Paramètre DEPWC	33
4.1.2	Minéralisation nette	34
4.1.2.1	Paramètre CNORG	34
4.1.2.2	Paramètre HUMK	35
4.1.2.3	Paramètre LITEFF	36
4.1.2.4	Paramètre LITHF	37
4.1.2.5	Paramètre LITK	37
4.1.3	Nitrification	39
4.1.3.1	Paramètre NITK	39
4.1.3.2	Paramètre NITR	39
4.1.4	Prélèvement par les plantes	40
4.1.4.1	Paramètre UPC	40
4.1.4.2	Paramètre UPMA	41
4.1.4.3	Paramètre UPMOV	43
4.1.5	Dénitrification	43
4.1.5.1	Paramètre DENPOT	44
4.1.5.2	Paramètre DENHS	45
4.1.6	Facteurs abiotiques	46
4.1.6.1	Paramètre MOS(1)	47
4.1.6.2	Paramètre MOS(2)	48
4.1.6.3	Paramètre MOSSA	49
4.1.6.4	Paramètre MOSDEN	50
4.1.6.5	Paramètre TEMBAS	51
4.1.6.6	Paramètre TEMQ10	53
4.2	Comparaison des coefficients de sensibilité relatifs moyens	54
4.2.1	Site 1	54
4.2.2	Site 2	55
4.3	Variation du lessivage	56
4.3.1	Site 1	57
4.3.2	Site 2	61
4.4	Comparaison des résultats des deux sites	63

5.	DISCUSSION GÉNÉRALE	67
5.1	Validité de la méthode	67
5.2	Pertinence du modèle utilisé	67
5.3	Pertinence des processus représentés dans SOILN	68
5.4	Étude de sensibilité réalisée par les concepteurs	70
5.4	Précision requise et possibilités d'évaluation des paramètres ...	71
6.	CONCLUSION	75
	RÉFÉRENCES	77
	ANNEXES	
A.	DESCRIPTION TECHNIQUE DE SOILN	85
B.	PARAMÈTRES DE RÉFÉRENCE	99
C.	COURBES F ET dF/F	109

LISTE DES TABLEAUX

3.1	Interprétation du signe du coefficient de sensibilité relatif	22
3.2	Interprétation des courbes Sr	23
3.3	Intervalle des paramètres étudiés	27
4.1	Quantités totales d'azote transformé (période de 4 ans)	31
4.2	Précision requise lors de l'évaluation des paramètres - site 1	59
4.3	Nécessité des paramètres peu influents - site 1	60
4.4	Précision requise lors de l'évaluation des paramètres - site 2	61
4.5	Nécessité des paramètres peu influents - site 2	63
4.6	Comparaison des résultats des deux sites	64

LISTE DES FIGURES

2.1	Le cycle de l'azote du sol (Stevenson, 1982)	7
3.1	Le modèle SOILN (Johnsson et al, 1987)	15
3.2	Points de simulation	28
4.1	DEPDY - Sr	32
4.2	DEPWC - Sr	33
4.3	CNORG - Sr	34
4.4	HUMK - Sr	35
4.5	LITEFF - Sr	36
4.6	LITHF - Sr	37
4.7	LITK - Sr	38
4.8	NITK - Sr	39
4.9	NITR - Sr	40
4.10	UPC - Sr	41
4.11	UPMA - Sr	42
4.12	UPMOV - Sr	43
4.13	Cinétique de Michaelis-Menten	44
4.14	DENPOT - Sr	44
4.15	DENHS - Sr	45
4.16	Facteur abiotique teneur en eau (processus aérobie)	46
4.17	MOS(1) - Sr	47
4.18	MOS(2) - Sr	48
4.19	MOSSA - Sr	49
4.20	Facteur abiotique teneur en eau (processus anaérobie)	50
4.21	MOSDEN - Sr	51
4.22	Facteur abiotique température	51
4.23	TEMBAS - Sr	52
4.24	TEMQ10 - Sr	53
4.25	Sr moyens - site 1	55
4.26	Sr moyens - site 2	56

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 PROBLÉMATIQUE

Au Québec, l'eau souterraine est largement sous-utilisée: seulement 20% de la population et 65% des municipalités en dépendent (MENVIQ, 1988). Au Canada, cette proportion monte à 26% pour la population, mais n'est que de 38% pour les municipalités (Hess, 1986). Dans l'ensemble du Canada, l'eau souterraine représente seulement 4% de la consommation totale en eau. Parce qu'elle est peu utilisée et généralement de qualité supérieure, l'eau souterraine est souvent considérée à l'abri de la contamination. En réalité, cette ressource est très vulnérable, surtout à cause du temps de renouvellement de l'eau dans les aquifères qui peut atteindre plusieurs décennies. La contamination de l'eau souterraine provient d'origines diverses et les polluants peuvent être variés. En région rurale, l'agriculture contribue à la contamination des eaux souterraines lorsque les fertilisants sont lessivés sous la zone racinaire sous forme d'ions nitrates (NO_3^-). On qualifie ce type de contamination "de source diffuse" (par opposition à source ponctuelle), car les polluants pénètrent l'aquifère sur une grande étendue. Le degré de contamination de la nappe sous les drains agricoles est peu documenté au Québec, mais des travaux réalisés en Ontario ont identifié des concentrations supérieures à la norme en régions agricoles (Miller, 1990).

Au Québec, la norme de potabilité concernant les nitrates est établie à 10 mgN- NO_3^- /l (MENVIQ, 1990a). Des concentrations en nitrates supérieures à la norme dans l'eau d'alimentation peuvent engendrer des dangers pour la santé. La méthémoglobinémie, ou syndrome du "bébé bleu", résulte de la transformation des nitrates en nitrites dans l'estomac des nourrissons. Les nitrites oxydent le fer ferreux de l'hémoglobine sanguine en fer ferrique, formant ainsi la méthémoglobine, une substance impropre au transport de l'oxygène. Lorsque présents en concentrations élevées dans l'eau, les nitrates peuvent aussi produire des nitrosamines

cancérogènes lorsqu'ils réagissent avec d'autres composés azotés. Même si la preuve semble difficile à établir, certains types de cancers de l'estomac pourraient être associés à ce phénomène (Follett, 1989). Les concentrations élevées en nitrates dans les eaux souterraines affectent aussi l'environnement dans son ensemble. Le processus de dénitrification dans le sol produit de l'azote gazeux sous forme de N_2 et de N_2O . Le N_2O est particulièrement néfaste pour la couche d'ozone car il migre vers la stratosphère où il se transforme en monoxyde d'azote (NO) par réaction avec l'ozone (Paul et Clark, 1988). Les concentrations élevées en nitrates sont aussi responsables de l'eutrophisation de certaines eaux de surface: parce qu'elle rejoint tôt ou tard la surface, l'eau souterraine chargée en nitrates contribue à l'enrichissement des plans d'eau qu'elle contamine (Stevenson, 1982).

L'agriculture contribue de façon majeure à l'apport de nitrates aux eaux souterraines (Miller, 1990). Selon Powers et Schepers (1989), de 20 à 30% de l'azote appliqué au sol est lessivé sous forme de nitrates vers la nappe phréatique. Dans le sol, l'azote subit une série de transformations: il peut être immobilisé dans la matière organique du sol ou demeurer sous forme inorganique. Cette dernière présente un danger immédiat de lessivage puisque l'azote se trouve surtout sous forme nitrates, un ion soluble et très mobile. L'azote lié à la matière organique présente aussi un risque puisque tôt ou tard, il sera minéralisé et donc disponible pour le lessivage (Bergström et Jarvis, 1991). Une augmentation des quantités de fertilisants azotés entraîne donc une augmentation du potentiel de contamination de la nappe d'eau souterraine par les nitrates. La gestion rationnelle des engrais est un facteur des plus importants à prendre en compte dans un objectif de conservation de la qualité de l'eau souterraine au Québec (Côté, 1990).

1.2 MODÈLES SIMULANT LE LESSIVAGE DES NITRATES

L'utilisation de modèles mathématiques s'avère très efficace pour approfondir la connaissance d'un phénomène ou pour suggérer des éléments de solution à un problème. Il existe de nombreux modèles simulant le lessivage des nitrates vers les eaux souterraines (Geng, 1988; Hansen et al, 1991; Johnsson et al, 1987; Kersebaum et Richter, 1991; Wagenet et Hutson, 1989). La quantité de données d'entrée nécessaires au fonctionnement du modèle, le détail de la représentation mathématique des processus et la précision des résultats varient selon que le modèle est développé comme outil de recherche ou comme aide de gestion (Addiscott et Wagenet, 1985). Les modèles de recherche sont basés sur les mécanismes qui régissent les processus impliqués dans un phénomène et représentent habituellement ceux-ci de façon détaillée, selon les connaissances disponibles. Ce genre de modèle demande généralement la quantification d'un grand nombre de paramètres.

Les paramètres requis dans un modèle de recherche peuvent être évalués de différentes façons. Certains paramètres peuvent être quantifiés à partir d'échantillons analysés sur le terrain ou en laboratoire. Ces méthodes sont coûteuses et nécessitent de nombreux échantillons pour représenter l'hétérogénéité intrinsèque du sol (Addiscott et Wagenet, 1985). De plus, elles sont entachées d'erreurs de mesure difficiles à quantifier. D'autres paramètres peuvent être établis de façon approximative sur la base de travaux antérieurs cités dans la littérature. Ceci s'applique lorsque le paramètre représente une réalité physique ayant fait l'objet de recherche. Par contre, certains paramètres peuvent difficilement être évalués de cette façon à cause de l'imprécision inhérente aux différents protocoles et conditions expérimentales (Villeneuve et al, 1988). Enfin, même s'il s'agit d'un modèle de recherche, certains paramètres peuvent être utilisés dans des relations empiriques et doivent donc être ajustés pour que les processus auxquels ils sont rattachés représentent adéquatement la réalité. Bref, selon la nature de l'évaluation, les

paramètres sont entachés d'une imprécision plus ou moins grande qui peut se refléter directement sur le résultat (Frissel et VanVeen, 1982).

La fiabilité du résultat dépend à la fois de la validité du modèle (justesse des équations) et de la précision avec laquelle il est possible d'évaluer les paramètres. Si on pose l'hypothèse que le modèle est valide, l'intervention de l'utilisateur se limite à l'évaluation des paramètres. L'étude des impacts de la variabilité des paramètres est donc une étape importante dans le développement d'un modèle, à la fois pour identifier les paramètres qui influencent le plus le résultat et pour connaître l'importance des différents processus dans la représentation adoptée pour le phénomène.

1.3 OBJECTIF ET MÉTHODOLOGIE

L'objectif principal de ce travail est d'identifier les paramètres du cycle de l'azote du sol qui conditionnent la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates. Ces paramètres et les processus auxquels ils sont rattachés devront être nécessairement mieux pris en compte dans une modélisation du phénomène.

Dans cette étude, le modèle de recherche SOILN est utilisé (Johnsson et al, 1987). Ce modèle a été développé à la Swedish University of Agricultural Sciences à Uppsala, Suède, et a été validé à plusieurs reprises. Il s'agit d'un modèle déterministe représentant les principaux processus impliqués dans le cycle de l'azote du sol, sous une forme mathématique généralement reconnue dans la littérature.

L'atteinte de l'objectif défini plus haut se fait en deux grandes étapes. Premièrement, une analyse de sensibilité du modèle SOILN est effectuée par rapport aux paramètres impliqués dans la représentation du cycle de l'azote du sol. Dans un deuxième temps, les paramètres conditionnant la fiabilité du modèle sont identifiés et l'importance relative des différents processus est soulignée. Afin de

vérifier si les paramètres et processus qualifiés d'importants dans SOILN sont les mêmes dans différentes applications, le travail est fait pour deux sites expérimentaux et les résultats sont comparés.

CHAPITRE 2 CYCLE DE L'AZOTE DU SOL

On peut diviser l'azote du sol en deux grandes catégories, l'azote organique et l'azote inorganique. L'azote organique est lié à la matière organique du sol et se retrouve sous forme de protéines, de biomasse et d'acides nucléiques (Paul et Clark, 1988). Une partie de cet azote, la litière, est facilement accessible aux microorganismes et décomposée rapidement. Une seconde partie, l'humus stabilisé biologiquement et physiquement, est plus résistante à l'attaque des microorganismes et se décompose plus lentement. Entre la litière et l'humus, il y a une gradation des disponibilités et des vitesses de décomposition. L'azote inorganique se retrouve sous différentes formes: l'ammonium (NH_4^+), les nitrites (NO_2^-), les nitrates (NO_3^-), l'ammoniac (NH_3) et l'azote gazeux (N_2O ou N_2).

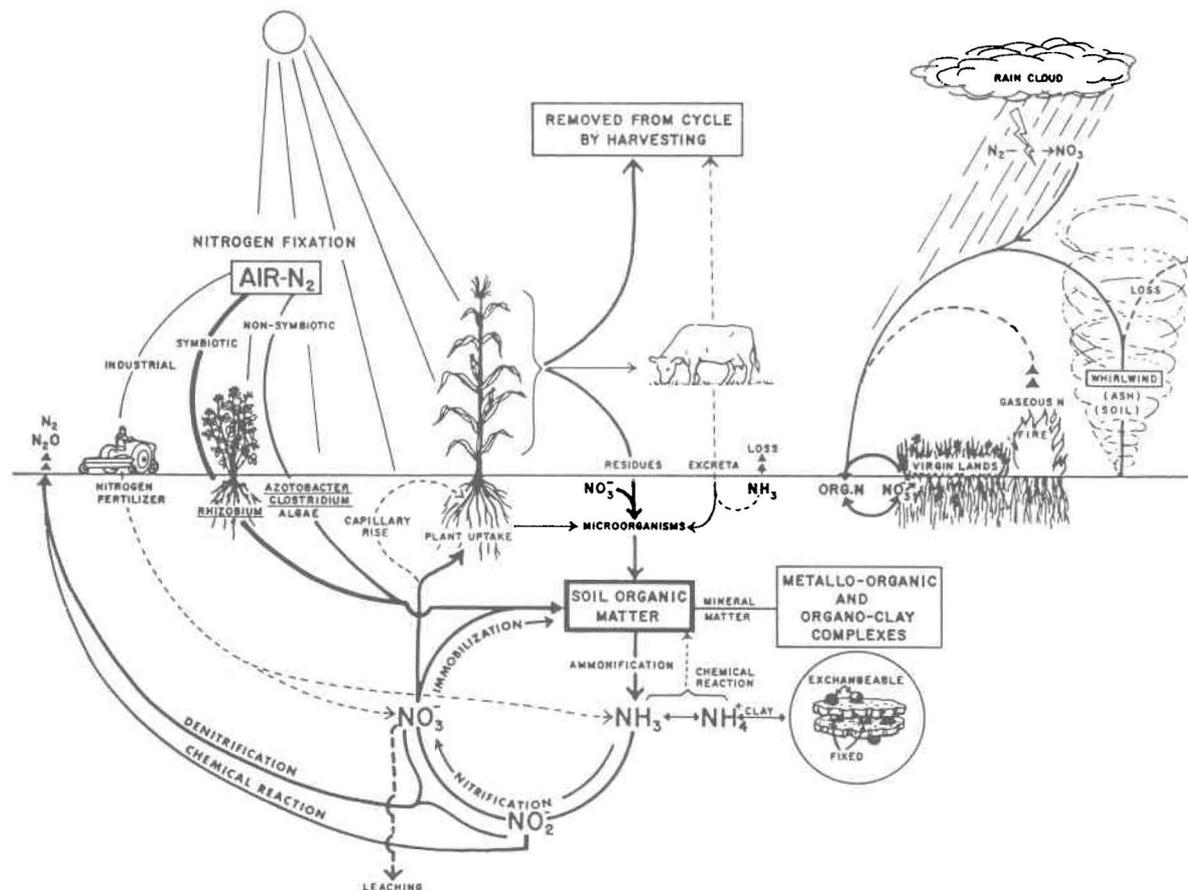


Figure 2.1 Le cycle de l'azote du sol (Stevenson, 1982)

Les différentes formes de l'azote correspondent aussi à différents états d'oxydation (Paul et Clark, 1988), et dans le sol les transformations d'un état à l'autre se font par l'intermédiaire de processus biochimiques. L'enchaînement de ces processus est appelé le cycle de l'azote du sol. La Figure 2.1 illustre le cycle de l'azote du sol selon Stevenson (1982), et les paragraphes suivants résument les principaux processus impliqués.

2.1 APPORTS

2.1.1 FERTILISANTS INORGANIKES ET ORGANIKES

Les apports d'azote par les fertilisants sont très importants en termes de quantité. Habituellement, les fertilisants sont disponibles sous forme inorganique (produite industriellement) ou organique (principalement des fumiers et des lisiers). L'azote ajouté sous forme inorganique est immédiatement disponible pour les plantes alors que la plus grande partie de l'azote ajouté par fertilisants organiques doit être transformée en azote inorganique avant d'être assimilable par les plantes. Les quantités à appliquer et les dates d'épandage sont fonction de la culture, du type de sol et du climat.

2.1.2 FIXATION BIOLOGIQUE

La fixation biologique est le passage de l'azote gazeux (N_2) en azote organique sous l'action des microorganismes du sol. La fixation est symbiotique lorsqu'elle est réalisée par des bactéries, comme le *Rhizobium*, qui vivent en association avec les plantes de type légumineuse. Elle est non-symbiotique lorsqu'elle est réalisée par des bactéries, comme celles du genre *Clostridium*, qui fixent l'azote de façon indépendante. L'azote fixé est libéré lorsque les microorganismes ou les plantes auxquelles il est associé meurent (Haynes, 1986). La quantité d'azote fixé est faible lorsqu'il s'agit de fixation non-symbiotique, mais

dans le cas de la fixation symbiotique, l'apport peut valoir jusqu'à deux fois l'ajout d'azote par les fertilisants (Paul et Clark, 1988). Les conditions optimales pour une bonne fixation de l'azote comprennent un rapport carbone/azote élevé, une humidité adéquate et un pH neutre (Stevenson, 1982).

2.1.3 DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES

Les composés azotés en provenance de l'atmosphère se déposent sous deux formes, les dépôts secs et les dépôts humides. Les dépôts secs d'azote sont combinés à la poussière, se déplacent au gré du vent et se déposent par gravité. Les dépôts humides d'azote sont dissous dans l'eau de pluie ou dans la neige. Pour les deux types de dépôts, l'apport se fait généralement sous forme NH_3 et NO_x (NO_2^- et NO_3^-). Ils peuvent provenir de sources naturelles comme les réactions produites dans les décharges électriques ou les feux naturels, ou de sources humaines comme la volatilisation d'origine agricole et la combustion fossile (Stevenson, 1982). Selon Follett (1989), pour une culture comme le maïs, cet apport est relativement faible par rapport aux autres ajouts. Toutefois, les quantités ont tendance à augmenter en zone urbaine.

2.2 TRANSFORMATIONS INTERNES

2.2.1 MINÉRALISATION ET IMMOBILISATION

Ce processus est crucial en agriculture car il transforme l'azote organique en azote inorganique directement assimilable par les plantes (Gouin, 1974). Le processus est la somme de deux phénomènes agissant en sens opposé, la minéralisation et l'immobilisation, l'importance de chacun étant déterminée par le rapport carbone/azote du sol (Follett, 1989). La minéralisation est la transformation de l'azote organique à la forme inorganique (NH_4^+) par des bactéries aérobies. Les ions ammonium ainsi produits sont nitrifiés, prélevés par les plantes, adsorbés ou

fixés aux particules de sol, ou immobilisés. L'immobilisation est la transformation de l'azote inorganique (principalement sous la forme d'ammonium, mais parfois sous la forme de nitrates) à la forme organique par les bactéries aérobies. L'azote organique ainsi produit se minéralisera à nouveau éventuellement. La quantité d'azote minéralisée excède généralement celle qui est immobilisée (Stevenson, 1982); pour cette raison, le terme minéralisation nette est souvent utilisé pour représenter l'action conjointe des deux processus. Les conditions optimales pour la minéralisation nette sont une température entre 30 et 40°C (Gouin, 1974), des teneurs en eau moyennes permettant une bonne aération, un rapport carbone/azote faible et un sol de pH neutre (Haynes, 1986).

2.2.2 ADSORPTION ET FIXATION DE NH_4^+

De par leur charge positive, les ions ammonium peuvent s'adsorber à la matière organique du sol et aux argiles, ce qui réduit leur mobilité. L'adsorption est un échange dynamique entre la matrice du sol et l'eau contenant l'ammonium en solution: les ions adsorbés redeviennent disponibles pour le prélèvement par les plantes et la nitrification par désorption. Les ions NH_4^+ peuvent aussi se fixer de façon plus permanente entre les feuillets d'argile. L'adsorption et la fixation augmentent avec la teneur en matière organique et en argile du sol, avec la baisse du pH et avec l'assèchement du sol (Haynes, 1986).

2.2.3 NITRIFICATION

La nitrification est le processus par lequel les ions ammonium, NH_4^+ , sont oxydés en nitrites, NO_2^- , et ensuite en nitrates, NO_3^- . La seconde étape étant très rapide, il y a généralement peu de nitrites dans le sol et la nitrification est considérée comme étant le passage direct de l'ammonium aux nitrates. Le processus est principalement réalisé par des bactéries aérobies du genre *Nitrosomonas* ou *Nitrobacter* (Paul et Clark, 1988). Ces microorganismes fonctionnent de façon

optimale lorsque la température se situe entre 30 et 36°C (Gouin, 1974), lorsque la teneur en eau permet une aération suffisante et lorsque le pH est entre 6.8 et 8 (Paul et Clark, 1988). Les ions nitrates sont très mobiles et hautement solubles, ils sont donc facilement transportés vers la nappe d'eau souterraine. Ils peuvent aussi être prélevés par les plantes, dénitrifiés, et moindrement immobilisés.

2.2.4 PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES

Le prélèvement est la transformation de l'azote inorganique en azote organique par les plantes: pour leur croissance, les plantes prélèvent l'azote inorganique (NH_4^+ et NO_3^-) du sol entourant les racines. L'ion NH_4^+ est le plus facile à assimiler par les plantes à cause de la forme réduite de l'azote (Paul et Clark, 1988), mais est généralement peu disponible à cause de sa grande adsorption et de sa fixation. Pour satisfaire la demande des plantes, les ions nitrates sont donc prélevés dans une plus grande proportion que les ions ammonium. L'ampleur du processus varie selon la culture, le type de fertilisant employé, le type de sol et le climat (Stevenson, 1982).

2.3 PERTES

2.3.1 RÉCOLTE

Une partie importante de l'azote du système est exportée lors de la récolte. Toutefois, selon la nature de la culture et des pratiques agricoles, une fraction plus ou moins grande de l'azote lié aux plantes peut demeurer sur le sol comme résidu de récolte et y être incorporée lors du labour à l'automne ou au printemps suivant. De cette façon, une partie de l'azote organique demeure dans le système et le cycle recommence.

2.3.2 VOLATILISATION

La volatilisation est le passage de l'ammoniac, NH_3 , du sol à l'atmosphère. Ce phénomène se produit lorsqu'il y a du NH_3 près de la surface du sol à cause d'engrais organique ou inorganique non incorporés ou encore à cause de résidus de plantes en décomposition (Stevenson, 1982). L'alcalinité du sol étant favorable à la réaction, les pertes par volatilisation augmentent avec le pH. Elles varient aussi avec la température, la teneur en eau, la vitesse du vent, la capacité d'échange cationique, le contenu en argile, le type de culture et la profondeur d'incorporation. Les pertes par volatilisation sont généralement faciles à éviter par l'incorporation des fertilisants et des résidus à une profondeur suffisante (Follet, 1989).

2.3.3 DÉNITRIFICATION

La dénitrification est la voie principale par laquelle l'azote passe du sol à l'atmosphère. La dénitrification biologique est la réduction des nitrates, NO_3^- , par des bactéries anaérobies principalement du genre *Pseudomonas*, qui utilisent les nitrates comme accepteurs d'électrons (Paul et Clark, 1988). La dénitrification a lieu au niveau des micropores du sol, aux endroits où les teneurs en eau limitent suffisamment la diffusion de l'oxygène. Le produit de la réaction est l'azote gazeux, N_2 ou N_2O , qui s'échappe vers l'atmosphère. Les conditions optimales pour la dénitrification sont une température entre 27 et 30°C (Gouin, 1974), un pH entre 6 et 8, une teneur en eau élevée limitant la diffusion d'oxygène, une concentration élevée en nitrates et la présence en quantité suffisante d'un composé donneur d'électron comme le carbone organique (Stevenson, 1982). La dénitrification peut aussi se produire par voie chimique dans une réaction oxydo-réductrice en milieu réducteur, c'est-à-dire pauvre en O_2 .

2.3.4 LESSIVAGE

Le lessivage est l'entraînement par l'eau de l'azote inorganique vers les couches profondes du sol et vers la nappe phréatique. En pratique, seuls les nitrates sont lessivés, l'ammonium étant généralement immobile à cause de sa charge positive qui le retient au sol. Le lessivage est un processus physique basé sur les principes de convection et de diffusion (Paul et Clark, 1988) et dont l'ampleur varie selon les caractéristiques du sol (conductivité hydraulique, porosité). La quantité d'azote à lessiver dépend quant à elle, directement de l'ampleur de chacun des processus précédents et est donc indirectement fonction des mêmes facteurs: climat, type de sol, rapport carbone/azote, teneur en eau, température, culture, pH, etc.

CHAPITRE 3 OUTIL ET MÉTHODE

3.1 LE MODÈLE SOILN

Le modèle SOILN a été développé en 1987 à la Swedish University of Agricultural Sciences à Uppsala en Suède et simule la dynamique de l'azote dans le sol. Le modèle a été développé de façon à ce qu'il soit facile à utiliser dans diverses situations, nécessitant la quantification de paramètres généralement connus en agriculture, tout en intégrant la plupart des processus qui interviennent dans le phénomène (Johnsson et al, 1987).

3.1.1 DESCRIPTION TECHNIQUE SOMMAIRE

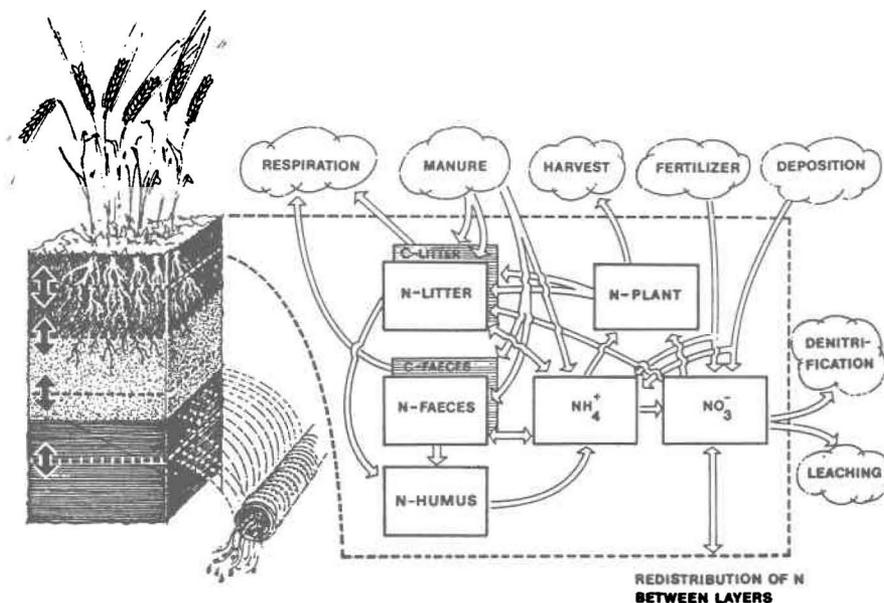


Figure 3.1 Le modèle SOILN (Johnsson et al, 1987)

SOILN est un modèle déterministe, c'est-à-dire, selon la définition de Addiscott et al (1986), qu'il représente le phénomène étudié comme le produit d'une série de processus définis de façon unique. Le modèle utilise la plupart des processus impliqués dans le cycle de l'azote du sol qui définissent les apports, les transformations internes et les pertes d'azote. Dans SOILN, le sol est divisé en

couches possédant des caractéristiques physiques et biologiques homogènes et dans lesquelles tous les processus peuvent se produire. Le bilan de masse des transformations internes et les échanges d'azote avec les couches voisines sont calculés à chaque pas de temps. SOILN s'utilise de pair avec le modèle SOIL (Halldin, 1980) qui simule le transport de l'eau et de la chaleur dans le sol et qui fournit les variables "motrices" nécessaires pour simuler le cycle de l'azote (ruissellement, infiltration, transport de l'eau entre les couches, teneur en eau et température du sol).

L'azote est présent sous deux formes dans chacune des couches: l'azote organique et l'azote inorganique. La forme organique se retrouve dans quatre réservoirs, soit la litière, la matière organique d'origine animale, l'humus et les plantes. Le réservoir contenant la litière comprend la matière organique fraîche d'origine végétale (racines mortes et résidus de récolte) et la biomasse microbienne. Le réservoir contenant la matière organique d'origine animale intègre les apports d'azote en fumiers et lisiers. Ces deux réservoirs se minéralisent rapidement et sont jumelés à deux réservoirs de carbone ayant pour fonction de contrôler la minéralisation et l'immobilisation. Le réservoir d'humus contient la matière organique partiellement stabilisée provenant des deux réservoirs précédents; l'azote s'y décompose lentement. Le réservoir des plantes contient l'azote des parties racinaires et aériennes des plantes. L'azote inorganique se retrouve dans un réservoir d'ammonium, NH_4^+ , immobile et disponible pour la transformation, et un réservoir de nitrates, NO_3^- , disponible pour la transformation et pour le lessivage. Il n'y a pas de réservoirs pour les nitrites (NO_2^-), l'ammoniac (NH_3) et l'azote gazeux (N_2O et N_2), car ces espèces sont généralement présentes en faibles quantités ou de façon transitoire.

3.1.2 REPRÉSENTATION MATHÉMATIQUE DES PROCESSUS

Dans la littérature, il peut exister différentes façons de représenter un même processus. La pertinence d'un modèle est basée sur le fait qu'il utilise les relations reconnues comme étant les plus appropriées pour représenter le phénomène étudié. Les paragraphes suivants résument la forme adoptée dans SOILN en la comparant aux options suggérées dans la littérature et adoptées dans d'autres modèles.

Dans SOILN, les apports d'azote peuvent provenir des fertilisants organiques et inorganiques appliqués au sol et des dépôts atmosphériques. Ces derniers représentent un processus simple qui conduit à ajouter une quantité d'azote inorganique au réservoir correspondant du sol. Lorsqu'il est représenté, cet apport est physique et ne nécessite aucune hypothèse théorique. L'apport d'azote par la fixation biologique n'est pas représentée.

Différentes représentations mathématiques de la minéralisation nette existent. Le processus est parfois considéré comme une réaction d'ordre 0, mais le plus souvent d'ordre 1 (Addiscott, 1983; Sinha et al, 1977). De plus, la différence principale entre les modèles réside dans le fait qu'ils considèrent un ou plusieurs types de biomasse et différents types de composés organiques pour expliquer les différences de disponibilité de la matière organique (Frissel et VanVeen, 1982). Certains modèles divisent la matière organique jusqu'à sept réservoirs différents (Hansen et al, 1991) alors que d'autres n'en comptent qu'un seul (Addiscott et al, 1991). SOILN utilise une réaction d'ordre 1 et comporte deux réservoirs. Selon Kersebaum et Richter (1991), le processus de minéralisation nette est le plus difficile à modéliser dans le cycle de l'azote du sol.

La nitrification est représentée de différentes façons dans la littérature. Les auteurs préconisent une cinétique d'ordre 0, d'ordre 1 ou de type Michaelis-Menten (Addiscott, 1983; Malhi et McGill, 1982). Dans SOILN, la réaction est une cinétique

d'ordre 1. Certains modèles n'incluent pas la nitrification dans leur représentation du cycle de l'azote du sol: ils considèrent que la minéralisation est l'étape limitante du cycle et que dans un pas de temps de calcul, l'azote peut être considéré comme transformé immédiatement en nitrates (De Willigen, 1991). Selon Frissel et VanVeen (1982), la nitrification est le processus le mieux connu et le mieux décrit du cycle de l'azote du sol.

La représentation du prélèvement par les plantes varie beaucoup d'un modèle à l'autre (De Willigen, 1991). Selon Frissel et VanVeen (1982), la plupart des modèles représentant la croissance des racines sont basés sur des relations empiriques spécifiques à un site et à un type de plantes, et ce fait limite sérieusement le développement de modèles représentant fidèlement le cycle de l'azote dans le sol. La forme utilisée dans SOILN est de ce type, représentant le prélèvement par les plantes par une fonction empirique de la demande potentielle de la plante. Un sous-modèle (CROP-GROWTH), basé sur une rétroaction entre le prélèvement par la plante et l'azote inorganique du sol, est disponible dans les versions subséquentes de SOILN (Eckersten et Jansson, 1991).

Les chercheurs représentent la dénitrification de différentes façons, à l'aide de cinétiques d'ordre 0, 1 ou 2, et de type Michaelis-Menten (Malhi et al, 1990; Rolston et al, 1984; Smid et Beauchamp, 1976; Stanford et al, 1975). C'est cette dernière approche qui est utilisée dans SOILN. Certains modèles ne représentent tout simplement pas la dénitrification (De Willigen, 1991), le plus souvent par souci de simplicité.

La teneur en eau et la température du sol sont les deux seuls facteurs abiotiques influençant les processus biochimiques de minéralisation nette, de nitrification et de dénitrification, qui soient utilisés dans le modèle. Leur représentation mathématique telle qu'utilisée dans SOILN est généralement reconnue dans la littérature (Bunnell et al, 1977; Dubey, 1968; Frissel et VanVeen, 1982;

Hegarty, 1973; Stanford et Epstein, 1974). Toutefois, le facteur abiotique teneur en eau de la dénitrification semble difficile à modéliser (Frissel et VanVeen, 1982).

L'Annexe A décrit plus en détail chacun des processus représentés dans le modèle et définit les paramètres utilisés.

3.1.3 VALIDATION DU MODÈLE

Selon Frissel et VanVeen (1982), la validation est une étape importante et décisive dans l'élaboration d'un modèle déterministe. Depuis son développement en 1987, SOILN a été validé à plusieurs reprises. Les travaux se concentrent surtout en Suède, mais touchent différents sites expérimentaux et différents aspects du problème.

Trois études ont été réalisées à Kjettslinge au centre de la Suède sur un sol constitué d'une mince couche de silt argileux en surface, d'une couche de sable fin sous-jacente et d'une couche d'argile plus profonde (Johnsson et al, 1987; Bergström et Johnsson, 1988; Johnsson et al, 1990). Les études ont porté sur l'influence du taux de fertilisant, sur différentes cultures et sur la dénitrification.

Trois études concernent des sites au sud de la Suède, soit deux au site expérimental de Lanna et une au site de Näsbygård. À Lanna, le sol est argileux et les études concernent différentes cultures et différents traitements d'engrais (Borg et al, 1990; Bergström et Jarvis, 1991). À Näsbygård, le sol est plutôt sableux et le but de l'étude était d'évaluer la réponse du modèle dans une application à long terme (Gustafson, 1988).

Une autre étude s'est déroulée dans le sud du pays. Elle a été faite sur le bassin versant de la rivière Råå et visait à étudier l'applicabilité du modèle à un bassin versant entier sur une période de 20 ans (Jansson et Anderson, 1988).

Finalement, quatre études se sont déroulées à l'extérieur de la Suède. Deux ont été faites dans le cadre d'un atelier organisé par le Institute for Soil Fertility des Pays-Bas dans le but de comparer les résultats obtenus de plusieurs modèles (Bergström et al 1991; Eckersten et Jansson, 1991). Une autre application visait à étudier l'impact de changements dans les pratiques culturales et s'est déroulée au Danemark (Johnsson, 1991). La quatrième étude a eu lieu au Québec et cherchait à évaluer l'applicabilité du modèle sur un site québécois (Trépanier, 1992).

De façon générale, malgré certaines disparités, les résultats des simulations sont assez semblables aux mesures de terrain. Comme le soulignent Borg et al (1990), les divergences sont sans doute imputables à la fois aux mesures de terrain et aux résultats des simulations, les deux ayant des lacunes à différents niveaux. Toutefois, la plupart des études énumérées plus haut suggèrent qu'une représentation plus dynamique du prélèvement par les plantes et certaines améliorations dans la définition des processus biologiques permettraient d'améliorer la validité du modèle.

3.2 ANALYSE DE SENSIBILITÉ

3.2.1 THÉORIE

Le but d'une analyse de sensibilité est d'étudier le taux de variation d'un facteur lorsqu'un autre facteur varie. Appliquée à un modèle, elle étudie l'impact de la variation d'un paramètre sur un résultat et se nomme aussi "analyse de sensibilité paramétrique". Autrement dit, il s'agit d'une mesure de l'influence d'un paramètre sur un processus (McCuen, 1973).

Le modèle étudié peut être comparé à une fonction, F, de plusieurs variables, X_i à X_n :

$$F = f(X_1, X_2, X_3, \dots, X_n)$$

La variation de F résultant d'une variation de X_i peut s'exprimer par un réaménagement d'un développement en série de Taylor:

$$F(X_i + \Delta X_i) = F(X_i) + \Delta X_i * \frac{\delta F}{\delta X_i} + \frac{\Delta X_i^2}{2!} * \frac{\delta^2 F}{\delta X_i^2} + \dots$$

Si les termes d'ordre supérieur à 2 sont négligés, le développement de la série de Taylor se résume ainsi:

$$F(X_i + \Delta X_i) = F(X_i) + \Delta X_i * \frac{\delta F}{\delta X_i}$$

Le coefficient de sensibilité absolu est dérivé de cette expression:

$$S = \frac{F(X_i + \Delta X_i) - F(X_i)}{\Delta X_i} = \frac{\delta F}{\delta X_i} \approx \frac{\Delta F}{\Delta X_i}$$

La valeur de S dépend de l'ordre de grandeur de F et de X_i . Pour cette raison, le coefficient de sensibilité absolu ne peut être utilisé pour comparer l'influence de différents paramètres. Afin de palier à cette lacune, ΔF est divisé par F_{ref} (résultat de référence) et ΔX par X_{ref} (paramètre de référence) fournissant ainsi un coefficient de sensibilité relatif, S_r :

$$S_r = (\Delta F / F_{ref}) / (\Delta X / X_{ref})$$

S_r est adimensionnel et permet de comparer l'influence des différents paramètres sur le résultat. Pour obtenir S_r , il s'agit de faire plusieurs simulations avec différentes valeurs de X_i et de compiler les résultats, F . Il est à noter que F_{ref} est toujours le même et qu'il y a un X_{ref} pour chaque paramètre.

3.2.2 TYPES DE COURBES DE S_r

Le signe du coefficient de sensibilité relatif, S_r , est un bon indicateur du comportement du modèle par rapport au résultat de référence. Un S_r positif implique que la variation du résultat va dans le même sens que la variation du paramètre: si le paramètre augmente, F augmente ou à l'opposé, si le paramètre diminue, F diminue. Si le S_r est négatif, la variation du résultat s'effectue dans le sens contraire à la variation du paramètre: si le paramètre augmente, F diminue ou à l'inverse, si le paramètre diminue, F augmente. Le Tableau 3.1 résume la situation.

	$X > X_{ref}$	$X < X_{ref}$
$S_r > 0$	$F > F_{ref}$	$F < F_{ref}$
$S_r < 0$	$F < F_{ref}$	$F > F_{ref}$

Tableau 3.1 Interprétation du signe du coefficient de sensibilité relatif

Un coefficient de sensibilité relatif, S_r , égal à 1 implique une relation directe entre le paramètre et le résultat, c'est-à-dire qu'en doublant le paramètre, F double, et en divisant le paramètre par deux, F diminue aussi de moitié. En faisant varier un paramètre, on peut calculer différents coefficients de sensibilité relatifs et ainsi bâtir une courbe des S_r en fonction des différentes valeurs de ce paramètre. Plusieurs types de courbes de S_r sont possibles, dépendant de la réaction du résultat à la variation du paramètre. Le Tableau 3.2 illustre les courbes possibles et les explique brièvement.

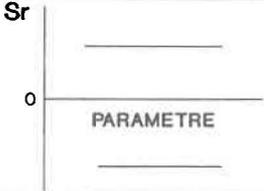
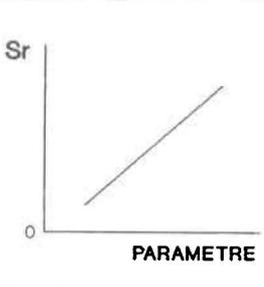
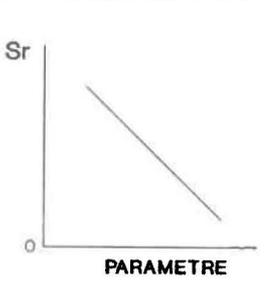
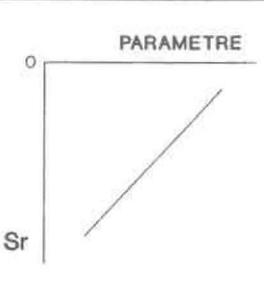
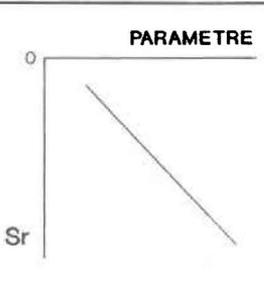
COURBE	INTERPRÉTATION
	<p>Les S_r sont supérieurs ou inférieurs à zéro et la courbe a une pente nulle.</p> <p>La variation du résultat est proportionnelle à la variation du paramètre de sorte que le rapport $(dF/F)/(dX/X)$ est toujours constant.</p>
	<p>Les S_r sont supérieurs à zéro et la courbe a une pente positive.</p> <p>De gauche à droite du graphique, la variation du résultat (dF/F) augmente plus vite que la variation du paramètre (dX/X). Le rapport $S_r = (dF/F)/(dX/X)$ augmente. Ceci signifie que plus le paramètre augmente, plus son influence sur le résultat est grande.</p>
	<p>Les S_r sont supérieurs à zéro et la courbe a une pente négative.</p> <p>De gauche à droite du graphique, la variation du résultat (dF/F) augmente plus lentement que la variation du paramètre (dX/X). Le rapport $S_r = (dF/F)/(dX/X)$ diminue. Ceci signifie que plus le paramètre augmente, plus son influence sur le résultat est faible.</p>
	<p>Les S_r sont inférieurs à zéro et la courbe a une pente positive.</p> <p>De gauche à droite du graphique, la variation du résultat (dF/F) augmente plus lentement que la variation du paramètre (dX/X). La valeur absolue du rapport $S_r = (dF/F)/(dX/X)$ diminue. Ceci signifie que plus le paramètre augmente, plus son influence sur le résultat est faible.</p>
	<p>Les S_r sont inférieurs à zéro et la courbe a une pente négative.</p> <p>De gauche à droite du graphique, la variation du résultat (dF/F) augmente plus vite que la variation du paramètre (dX/X). La valeur absolue du rapport $S_r = (dF/F)/(dX/X)$ augmente. Ceci signifie que plus le paramètre augmente, plus son influence sur le résultat est grande.</p>

Tableau 3.2 Interprétation des courbes S_r

3.2.3 MÉTHODOLOGIE

3.2.3.1 Systèmes de référence

Afin de pouvoir évaluer l'influence d'un paramètre sur le résultat, il faut lui associer une valeur de référence, X_{ref} . Lorsque l'analyse de sensibilité s'applique à un modèle entier, chaque paramètre a sa référence, et l'ensemble de tous les paramètres de référence devient le système de référence et produit le résultat de référence, F_{ref} . Dans le cas présent, l'analyse de sensibilité est réalisée pour deux systèmes de référence très différents afin d'évaluer si l'impact de la variation des paramètres est le même quel que soit le site. Ces systèmes sont deux sites réels de culture, les sites de St-Augustin (Québec) et de Mellby (Suède).

a) Site de St-Augustin (Québec)

Le premier site se trouve à Saint-Augustin-de-Desmaures, à 25 km au sud-ouest de Québec. La parcelle étudiée est située dans la station agronomique du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. L'INRS-Eau y poursuit depuis six ans des études sur la contamination des eaux souterraines par les nitrates et les pesticides.

Le site est situé à l'extrémité d'une terrasse alluviale, en bordure du Saint-Laurent sur un loam sableux apparenté à la série Saint-Antoine. La parcelle expérimentale est bien drainée et sert à la culture du maïs sucré. Les pratiques culturales sont celles couramment utilisées dans la région sur une telle culture: semis à la fin mai, fertilisant inorganique en deux doses (fin mai et fin juillet), récolte à la mi-octobre, travail du sol en surface avant le semis l'année suivante (Trépanier, 1992).

Les paramètres composant le système de référence pour ce site se retrouvent à l'Annexe B.

b) Site de Mellby (Suède)

Le second site se trouve à Mellby, au sud-ouest de la Suède dans le comté de Hålland. La parcelle étudiée est située dans une station expérimentale de la Swedish University of Agricultural Sciences d'Uppsala. La division des sciences du sol y poursuit depuis 10 ans des études afin de quantifier, entre autres, l'effet de différentes quantités de fertilisants sur la contamination des eaux souterraines par les nitrates.

Le sol est un loam sableux en surface avec un sable sous-jacent. La nappe phréatique est peu profonde, moins de 1m par endroits. La parcelle expérimentale sert à la culture de l'avoine et est drainée artificiellement. Les pratiques culturales sont celles retrouvées habituellement dans cette région: semis à la mi-avril, fertilisant organique et inorganique en mai, récolte à la mi-août et labour superficiel à la mi-septembre (Johnsson, 1989; Alvenäs, 1991).

Les paramètres composant le système de référence pour ce site se retrouvent à l'Annexe B.

3.2.3.2 Indice de sensibilité

Un indice de sensibilité est la variation (ΔF) d'une variable de sortie (F) résultant de la variation (ΔX_i) d'un paramètre d'entrée (X_i). La variable de sortie (qui est aussi un résultat du modèle) retenue pour ce travail est la quantité de nitrates s'écoulant dans le sol (g/m^2). Dans le modèle SOILN, le lessivage des nitrates est la résultante du produit du flux hydrique (variable motrice provenant du modèle SOIL) et de la concentration en nitrates dans chacune des couches.

Au site de Saint-Augustin-de-Desmaures, le lessivage est la quantité de nitrates contenus dans l'eau de la zone non-saturée du sol s'écoulant à la

profondeur de 2m (profondeur au-delà de laquelle les processus de transformation de l'azote dans le sol sont jugés négligeables).

Au site de Mellby, la faible profondeur de la nappe phréatique et la présence de drains permettent d'évaluer la quantité de nitrates pris en charge par l'eau souterraine. Le lessivage est l'azote nitrique contenu dans l'eau souterraine évacuée par les drains.

3.2.3.3 Paramètres étudiés et intervalles de valeurs considérés

Tous les paramètres de SOILN n'ont pas été étudiés dans la présente analyse de sensibilité. Les paramètres choisis interviennent dans les principaux processus du cycle de l'azote dans le sol, ils sont utilisés dans la représentation des sites 1 et 2, et il est facile de les faire varier. De plus, seuls les paramètres dont la technique d'évaluation est entachée d'une imprécision importante ont été étudiés. Vingt paramètres ont ainsi été choisis pour l'analyse de sensibilité: ils représentent les dépôts atmosphériques, la minéralisation nette, la nitrification, le prélèvement par les plantes, la dénitrification et les facteurs abiotiques.

Tous les paramètres varient dans le temps et dans l'espace à cause de l'hétérogénéité intrinsèque du sol. Cependant, étant donné la nature même du système de référence (type de sol, climat, culture, ...), cette variation est limitée à des intervalles particuliers au système étudié. Afin de tester la sensibilité du modèle pour des valeurs réalistes des paramètres, un intervalle a été défini pour chacun selon les valeurs trouvées dans la littérature ou selon les suggestions des concepteurs du modèle. Le Tableau 3.3 résume les paramètres choisis, leur intervalle, ainsi que la provenance des valeurs utilisées. Les paramètres sont définis à l'Annexe A.

PROCESSUS	PARAMÈTRE	INTERVALLE	RÉFÉRENCE
DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES	DEPDRY	0.0005-0.002 (gN/m ² /jour)	Jansson (1991)
	DEPWC	0.1-1.8 (mgN/l)	MENVIQ (1990b)
MINÉRALISATION NETTE	CNORG	4-15	Lafrance et al (1990) Alexander (1961)
	HUMK	1E-5 - 20E-5 (1/jour)	Jansson (1991)
	LITEFF	0.2-0.7	Alexander (1961) Paul et Clark (1988)
	LITHF	0.1-0.3	Jansson (1991)
	LITK	0.001-0.1 (1/jour)	Jansson (1991)
NITRIFICATION	NITK	0.01-1 (1/jour)	Jansson(1991)
	NITR	1-20	Trépanier (1992) Jansson (1991)
PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES	UPC	0.08-0.12 (1/jour)	Jansson (1991)
	UPMA	0.05-0.12 (1/jour)	Jansson (1991)
	UPMOV	0-1	Jansson (1991)
DÉNITRIFICATION	DENPOT	0.04-0.3 (gN/m ² /jour)	Jansson (1991)
	DENHS	5-15 (mgN/l)	Jansson (1991)
FACTEURS ABIOTIQUES	MOS(1)	8-17 (%)	Stanford et Epstein (1974)
	MOS(2)	1-18 (%)	Stanford et Epstein (1974) Jansson (1991)
	MOSSA	0-1	Jansson (1991) Paul et Clark (1988)
	MOSDEN	10-20 (%)	Johnsson et al (1987) Rolston et al(1984)
	TEMBAS	20-40 (°C)	Haynes (1986) Gouin (1974) Jansson (1991)
	TEMQ10	1.5-4	Reddy et al (1980)

Tableau 3.3 Intervalles des paramètres étudiés

Afin de limiter le nombre de simulations tout en considérant la variabilité possible de chacun des paramètres, les simulations ont été faites en attribuant à chaque paramètre la valeur de référence plus ou moins 15%, 30% et 45% de son intervalle. La Figure 3.2 illustre les points choisis. En général, la référence est à peu près centrée dans l'intervalle et on peut faire six simulations avec cette méthode.

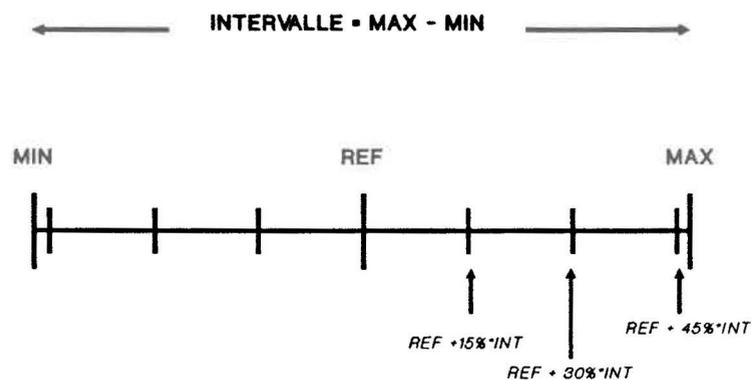


Figure 3.2 Points de simulation

3.2.3.4 Durée des simulations

Sur de courtes périodes de simulation, les changements apportés par la variation d'un paramètre créent une certaine instabilité dans le bilan en azote du sol. Afin d'obtenir une estimation réaliste du lessivage des nitrates à long terme, toutes les simulations ont été faites sur huit années consécutives identiques, chaque année utilisant les valeurs finales des teneurs en azote de l'année précédente comme valeurs initiales. Dans le but d'éliminer l'effet d'une variation des facteurs comme la température, les précipitations, l'ensoleillement, l'humidité et le vent sur l'analyse de sensibilité, les huit simulations sont effectuées avec la même année de données météorologiques, soit celle du 1er mai 1990 au 30 avril 1991 pour le site 1 et celle du 1er mai 1989 au 30 avril 1990 pour le site 2. Il est ainsi possible d'atteindre un

régime permanent, c'est-à-dire où le bilan en azote devient constant d'une année à l'autre. Par commodité, l'analyse de sensibilité est faite sur la quantité de nitrates lessivés au cours des quatre dernières années de simulation.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET DISCUSSION

L'analyse de sensibilité du modèle SOILN a été réalisée pour vingt paramètres. L'interprétation des résultats se déroule en quatre étapes: tout d'abord, la réaction du modèle est étudiée pour les deux sites à l'aide des coefficients de sensibilité relatifs; dans un deuxième temps, les coefficients de sensibilité relatifs moyens sont comparés; ensuite, les variations de lessivage des nitrates sont étudiées; finalement, les résultats des deux sites sont comparés.

PROCESSUS	SITE 1	SITE 2
DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES	4.2 g/m ²	3.5 g/m ²
MINÉRALISATION DE LA LITIÈRE	4.0 g/m ²	6.4 g/m ²
MINÉRALISATION DE L'HUMUS	14.2 g/m ²	25.9 g/m ²
NITRIFICATION	14.9 g/m ²	47.8 g/m ²
PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES	26.6 g/m ²	56.0 g/m ²
DÉNITRIFICATION	23.2 g/m ²	5.4 g/m ²
LESSIVAGE	13.0 g/m ²	29.8 g/m ²

Tableau 4.1 Quantités totales d'azote transformé (période de 4 ans)

Dans un modèle aussi complexe que SOILN, l'interprétation des résultats d'une analyse de sensibilité est délicate: tous les processus du cycle de l'azote étant interreliés, il peut être difficile d'expliquer l'influence d'un paramètre sur le lessivage des nitrates. La comparaison de l'impact d'un paramètre dans deux systèmes de référence différents facilite l'analyse des résultats puisqu'elle permet de mettre en évidence les différences entre les sites et ainsi de quantifier l'influence réelle d'un paramètre. Pour faciliter le travail, il est utile de conserver à l'esprit les principales différences entre les deux sites; le Tableau 4.1 illustre les quantités totales d'azote transformé par les différents processus pour une période de 4 ans. Les différences

proviennent des paramètres utilisés dans chaque système de référence et aussi de caractéristiques définies dans le modèle SOIL (type de sol, culture, précipitations,...).

4.1 COEFFICIENTS DE SENSIBILITÉ RELATIFS

L'étude des coefficients de sensibilité relatifs est basée sur la description du modèle apparaissant à l'Annexe A (Johnsson et al, 1987) et sur les systèmes de référence pour les deux sites, tels que décrits à l'Annexe B.

Notons que l'échelle de représentation des Sr varie de 0 à ± 1.25 pour tous les graphiques afin de faciliter la comparaison entre les paramètres. Les différents types de courbes de Sr ont été définis précédemment à la section 3.2.2.

4.1.1 DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES

4.1.1.1 Paramètre DEPDRY

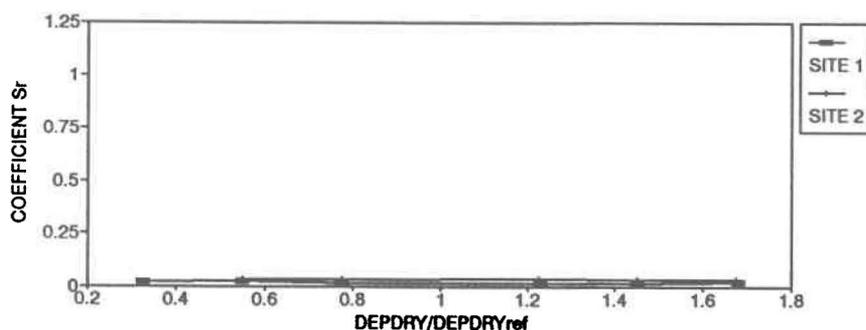


Figure 4.1 DEPDRY - Sr

DEPDRY représente les dépôts atmosphériques solides (poussière). L'azote ainsi déposé est incorporé directement dans le réservoir nitrates de la première couche.

Les courbes de la Figure 4.1 suggèrent que le lessivage des nitrates varie dans le même sens que le paramètre et que ces variations sont proportionnelles. L'influence de DEPDRY est comparable aux deux sites.

Ce résultat s'explique par le fait qu'une augmentation du paramètre entraîne plus de dépôts secs, un réservoir nitrates plus important et donc plus de lessivage.

4.1.1.2 Paramètre DEPWC

DEPWC représente l'azote dissout dans l'eau de pluie. L'azote ainsi déposé est incorporé directement au réservoir nitrates de la première couche.

À la Figure 4.2, on observe que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre et que ces variations sont proportionnelles. L'influence de DEPWC est comparable pour les deux systèmes de référence.

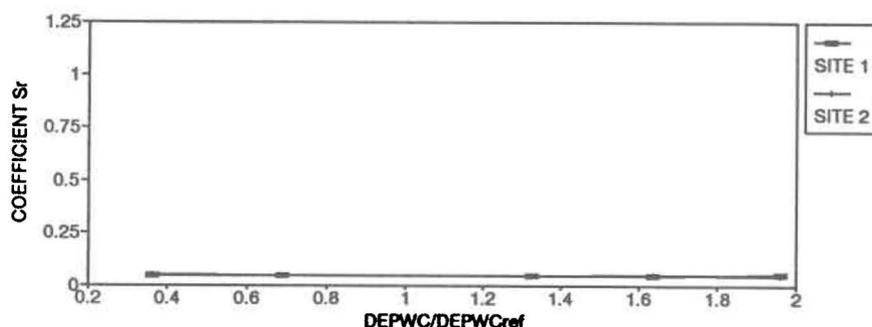


Figure 4.2 DEPWC - Sr

Ce résultat s'explique par le fait qu'une augmentation du paramètre entraîne plus de dépôts humides, un réservoir nitrates plus important et donc plus de lessivage.

4.1.2 MINÉRALISATION NETTE

4.1.2.1 Paramètre CNORG

CNORG est le rapport carbone/azote du sol correspondant à une activité égale des bactéries minéralisatrices et immobilisatrices, générant une minéralisation nette nulle. Lorsque le rapport carbone/azote du sol est inférieur à CNORG, la minéralisation excède l'immobilisation et l'azote organique est transformé en azote inorganique, ce qui fait augmenter le rapport carbone/azote du sol jusqu'à ce que celui-ci excède CNORG. À ce moment, l'immobilisation excède la minéralisation, et l'azote inorganique est retransformé en azote organique, ce qui fait diminuer le rapport carbone/azote du sol.

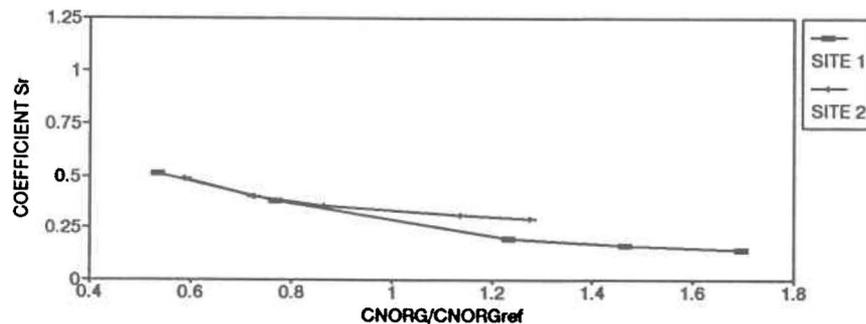


Figure 4.3 CNORG - Sr

Les courbes de la Figure 4.3 indiquent que le lessivage varie dans le même sens que CNORG et que la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre. Donc, plus le paramètre est grand, plus son influence est faible. La distribution des Sr dans l'intervalle est similaire pour les deux sites.

Le sens de la réaction du lessivage s'explique par le fait que dans la représentation adoptée dans le modèle pour la minéralisation nette, un accroissement de CNORG augmente la valeur du rapport carbone/azote qui limite

le passage de la minéralisation à l'immobilisation. L'activité des microorganismes minéralisateurs excède ainsi plus souvent celle des microorganismes immobilisateurs, il s'ensuit une minéralisation nette plus importante et plus d'azote inorganique disponible à la transformation et au lessivage.

4.1.2.2 Paramètre HUMK

HUMK est le taux de minéralisation de l'humus: il contrôle la vitesse à laquelle l'azote organique de l'humus se transforme en ammonium.

L'allure des courbes de la Figure 4.4 indique que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre et que les variations du lessivage sont presque proportionnelles aux variations du paramètre. Les S_r sont supérieurs au site 2.

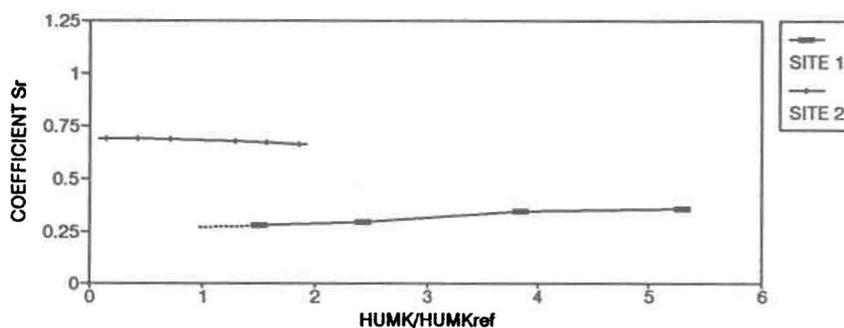


Figure 4.4 HUMK - S_r

Selon la théorie, une augmentation de HUMK entraîne une minéralisation plus importante de l'humus, un accroissement des réservoirs ammonium et nitrates et par conséquent un plus fort lessivage des nitrates. L'influence supérieure au site 2 s'explique par le fait que la dénitrification y est limitée par une vitesse maximale (DENPOT) plus faible qu'au site 1. L'accroissement du réservoir nitrates n'est donc

pas autant pris en charge par la dénitrification qu'au site 1, ce qui génèrent une augmentation du lessivage plus importante.

4.1.2.3 Paramètre LITEFF

Selon la représentation mathématique utilisée, LITEFF contrôle le rapport carbone/azote en-deçà duquel l'activité des microorganismes responsables de la minéralisation excède celle des microorganismes immobilisateurs.

À la Figure 4.5, le signe négatif des S_r indique que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre. La pente négative des courbes démontre que la variation du lessivage augmente plus vite que la variation du paramètre. Ceci signifie que plus le paramètre est élevé, plus il est influent sur le lessivage des nitrates. Les S_r sont semblables aux deux sites.

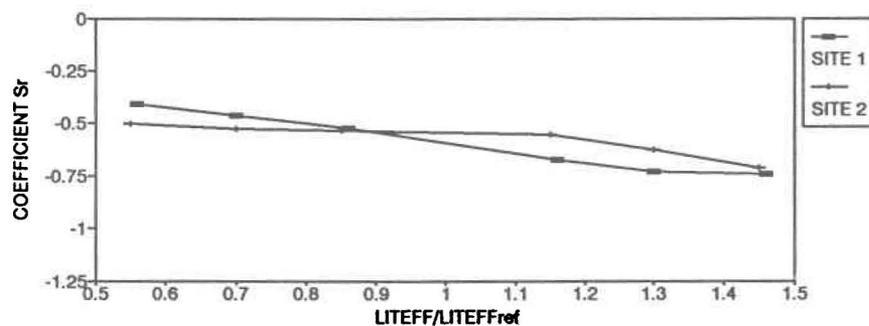


Figure 4.5 LITEFF - S_r

Puisqu'une augmentation de LITEFF fait diminuer le rapport carbone/azote limite, l'activité des microorganismes responsables de l'immobilisation excédera plus souvent l'activité des microorganismes minéralisateurs, entraînant une minéralisation nette plus faible et donc un lessivage des nitrates moins important.

4.1.2.4 Paramètre LITHF

LITHF est la fraction du carbone de la litière qui s'humifie, contrôlant ainsi le passage de l'azote du réservoir litière au réservoir humus.

Le signe négatif des Sr à la Figure 4.6 indique que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre. La pente presque nulle des courbes démontre que la variation du lessivage est à peu près proportionnelle à celle du paramètre. L'influence de LITHF est comparable aux deux sites.

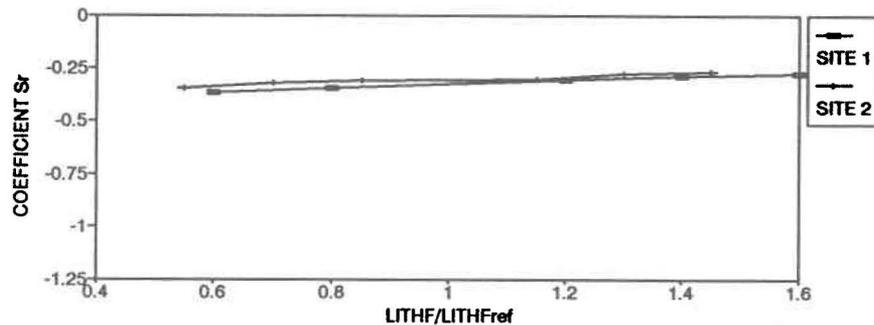


Figure 4.6 LITHF - Sr

Une augmentation du paramètre implique qu'une partie plus importante de l'azote de la litière se transforme en humus. Comme l'azote humique se minéralise plus lentement que celui de la litière, il en résulte une diminution du réservoir ammonium et par conséquent du lessivage des nitrates.

4.1.2.5 Paramètre LITK

LITK représente le taux de minéralisation de la litière: il détermine la vitesse à laquelle l'azote organique de la litière se transforme en ammonium.

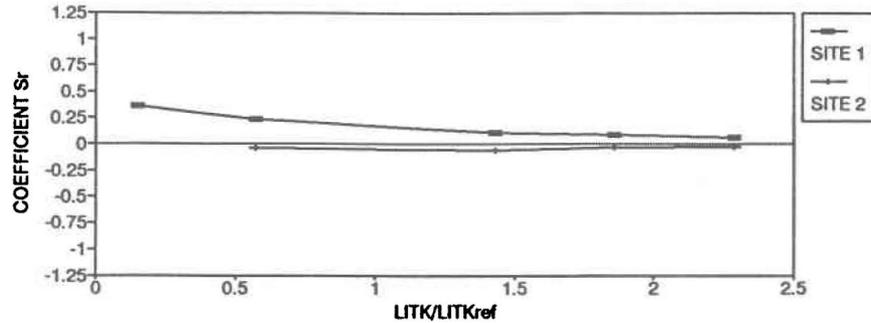


Figure 4.7 LITK - Sr

Selon la Figure 4.7, l'allure de la courbe du site 1 indique que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre et que la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre. Donc plus le paramètre est élevé, plus son influence sur le lessivage est faible. Au site 2, le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre et les variations sont plus ou moins proportionnelles.

Au site 1, si le paramètre augmente, il s'ensuit une augmentation du réservoir ammonium, du réservoir nitrates par nitrification, et donc du lessivage. Au site 2, une augmentation du paramètre induit aussi une augmentation du réservoir ammonium, mais la demande par les plantes est telle que l'ammonium supplémentaire est prélevé avant qu'il ne soit nitrifié. LITK contrôle aussi la fraction d'azote qui s'humifie: lorsque LITK augmente, une plus grande quantité d'azote est immobilisée dans l'humus et donc moins disponible pour le lessivage. Au site 1, ce phénomène est sans doute de moindre importance par rapport à l'augmentation de la minéralisation de la litière alors qu'au site 2, il semble dominer.

4.1.3 NITRIFICATION

4.1.3.1 Paramètre NITK

NITK représente le taux de nitrification du réservoir ammonium: il détermine la vitesse à laquelle l'ammonium se transforme en nitrates.

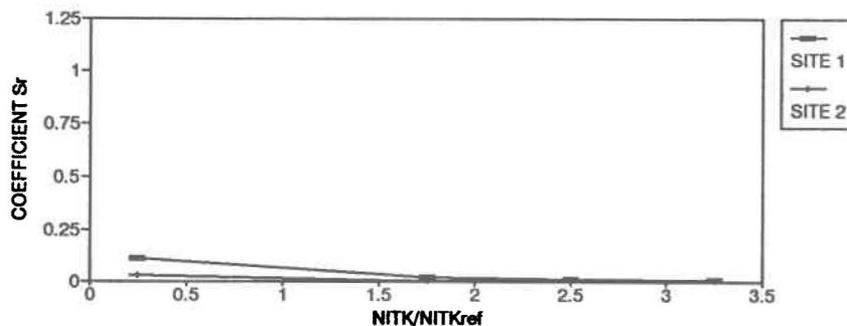


Figure 4.8 NITK - Sr

Les courbes de la Figure 4.8 indiquent que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre. Au site 1, la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre, alors qu'au site 2, les variations sont presque proportionnelles. Pour des valeurs inférieures à la référence, l'influence de NITK est légèrement plus faible au site 2.

Une augmentation du paramètre accélère la nitrification, produisant plus de nitrates disponibles pour le lessivage. L'influence légèrement plus faible au site 2 est attribuable aux teneurs en eau élevées qui limitent la nitrification (processus aérobie).

4.1.3.2 Paramètre NITR

NITR représente le rapport nitrates/ammonium du sol et est utilisé pour limiter la quantité d'ammonium disponible pour la nitrification.

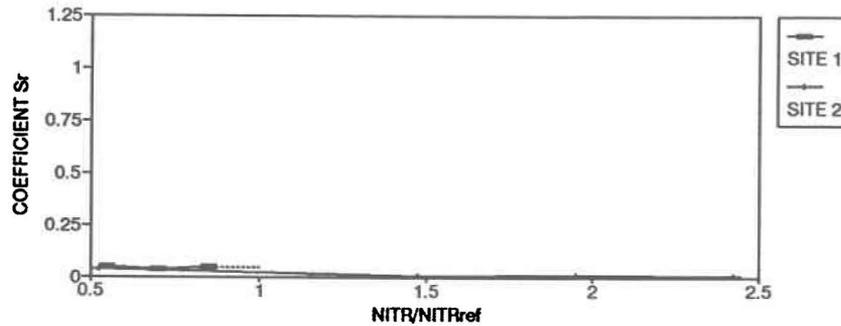


Figure 4.9 NITR - Sr

Le signe positif des Sr à la Figure 4.9 indique que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre. La pente presque nulle des courbes signifie que la variation du lessivage est proportionnelle à la variation du paramètre. L'influence de NITR est similaire pour les deux systèmes de référence.

Une augmentation du paramètre signifie qu'il y a plus d'ammonium disponible à la transformation et induit par conséquent une augmentation de la nitrification et du lessivage.

4.1.4 PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES

4.1.4.1 Paramètre UPC

UPC représente le taux d'absorption de l'azote par les plantes. Une augmentation de ce paramètre signifie que la demande maximale arrive plus tôt et est plus forte. Après cet optimum, la demande en azote cesse complètement.

Le signe positif des Sr à la Figure 4.10 indique que le lessivage des nitrates varie dans le même sens que le paramètre. Au site 1, la pente négative de la courbe démontre que la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre, indiquant que plus le paramètre augmente, plus son

influence est faible. Au site 2, la pente positive illustre la réaction contraire. UPC est plus influent au site 2.

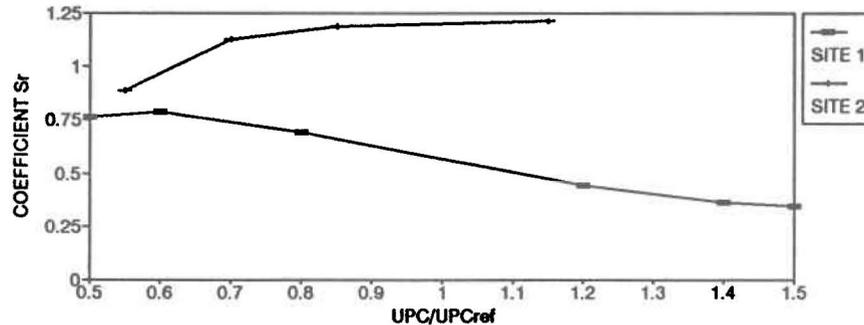


Figure 4.10 UPC - Sr

Lorsque le sol est laissé sans couvert végétal, il n'y a plus de prélèvement par les plantes et les entrées dans le réservoir nitrates ne sont contrôlées que par la dénitrification et le lessivage. Puisqu'elle est limitée par une vitesse maximale (DENPOT), la dénitrification ne peut pas prendre en charge l'excédent de nitrates dû à la fin de la croissance, et le lessivage augmente. Plus UPC augmente, plus l'optimum arrive tôt, plus la période de l'année sans couvert végétal est longue et plus le lessivage est important. L'influence supérieure au site 2 est attribuable à deux facteurs. Premièrement, le prélèvement potentiel y est deux fois plus important qu'au site 1: devancer ou repousser le pic de demande aura une influence plus marquée puisque des quantités plus grandes d'azote inorganique sont en jeu. Deuxièmement, la vitesse maximale de dénitrification est beaucoup plus faible au site 2, ce qui cause une plus grande prise en charge des nitrates par le lessivage.

4.1.4.2 Paramètre UPMA

UPMA représente la fraction maximale d'azote inorganique qui est en tout temps disponible pour le prélèvement par les plantes et pour l'immobilisation.

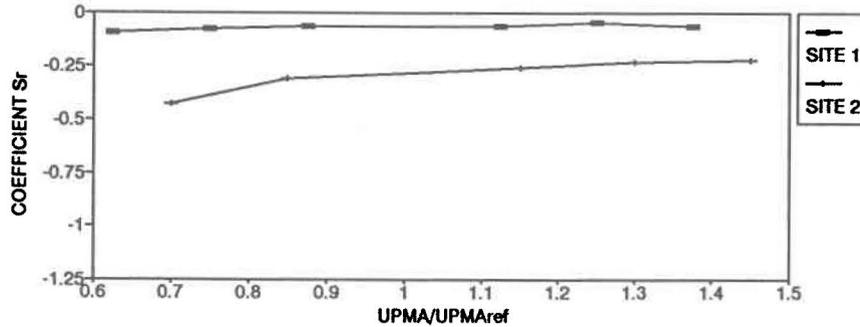


Figure 4.11 UPMA - Sr

Le signe négatif des S_r à la Figure 4.11 indique que la variation du lessivage va dans le sens opposé à la celle du paramètre. Au site 1, la pente nulle de la courbe signifie que la variation du lessivage est proportionnelle à la variation du paramètre. Au site 2, la légère pente négative signifie que la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre. L'influence de UPMA est supérieure au site 2.

Une augmentation de la fraction d'azote disponible implique que plus d'azote inorganique est prélevé ou immobilisé, en laissant moins de disponible pour la transformation et le lessivage. La différence entre les influences aux deux sites est sans doute attribuable au prélèvement par les plantes, puisque c'est pour ce processus que les quantités d'azote transformé sont les plus différentes. Au site 2, le prélèvement est beaucoup plus important qu'au site 1, il sera donc aussi plus souvent limité par la fraction maximale d'azote disponible, UPMA. Puisqu'il intervient plus souvent dans le processus au site 2, ce paramètre influence donc plus fortement le résultat.

4.1.4.3 Paramètre UPMOV

UPMOV permet l'utilisation de l'azote excédentaire disponible dans une couche pour compenser le déficit existant dans les couches voisines.

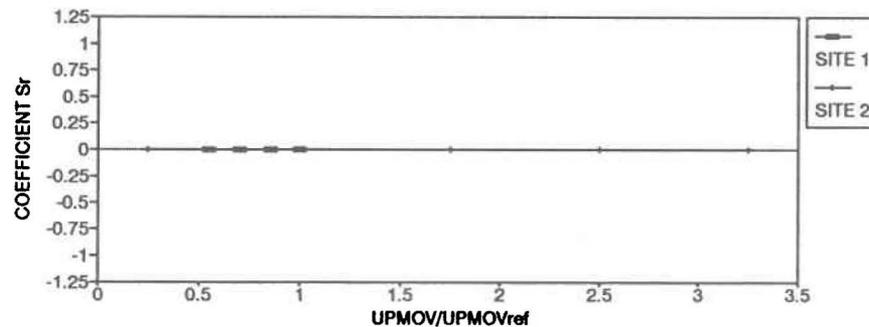


Figure 4.12 UPMOV - Sr

Selon la Figure 4.12, le modèle ne réagit aucunement à la variation de ce paramètre et ce, dans les deux systèmes de référence.

La sensibilité nulle pour ce paramètre peut s'expliquer soit par l'absence de déficit aux deux sites au cours des années étudiées, soit par la non influence du lieu de prélèvement de l'azote dans la zone racinaire sur le lessivage de l'azote sous cette zone.

4.1.5 DÉNITRIFICATION

La dénitrification est représentée par une cinétique de Michaelis-Menten (Figure 4.13), définie par une courbe hyperbolique où $V_{\max}(\text{DENPOT})$ est la vitesse maximale de réaction (ou taux potentiel) et $K_m(\text{DENHS})$ la concentration en substrat (nitrates) pour laquelle la vitesse de réaction est la moitié de la vitesse maximale.

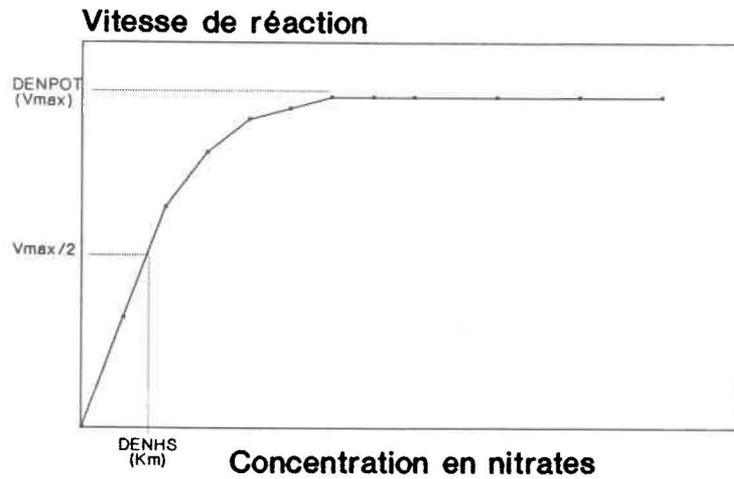


Figure 4.13 Cinétique de Michaelis-Menten

4.1.5.1 Paramètre DENPOT

DENPOT représente la vitesse maximale de dénitrification: il contrôle la vitesse à laquelle les nitrates sont transformés en N_2 et N_2O (Figure 4.13).

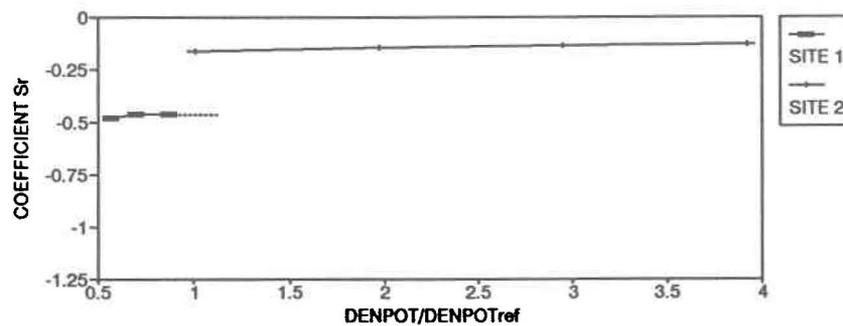


Figure 4.14 DENPOT - Sr

L'allure des courbes de la Figure 4.14 indique que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre et que la variation du lessivage est proportionnelle à la variation du paramètre. L'influence de DENPOT est supérieure au site 1.

Une augmentation du paramètre entraîne une plus grande dénitrification et donc moins de nitrates à lessiver. L'influence plus forte au site 1 s'explique par un effet de rétroaction. Aux deux sites, le prélèvement par les plantes diminue lorsque la dénitrification augmente puisqu'il y a moins de nitrates disponibles. De plus, au site 1, 80% de l'azote total des plantes est réintégré au sol alors que cette proportion n'est que de 35% au site 2. L'apport d'azote à la litière est donc diminué substantiellement au site 1, ce qui ralentit la minéralisation et la nitrification, et fait diminuer encore plus le lessivage.

4.1.5.2 Paramètre DENHS

DENHS représente la concentration en nitrates à laquelle la dénitrification est à 50% de sa valeur optimale (Figure 4.13).

Les courbes de la Figure 4.15 démontrent que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre et que ces variations sont proportionnelles. L'influence de DENHS est similaire aux deux sites.

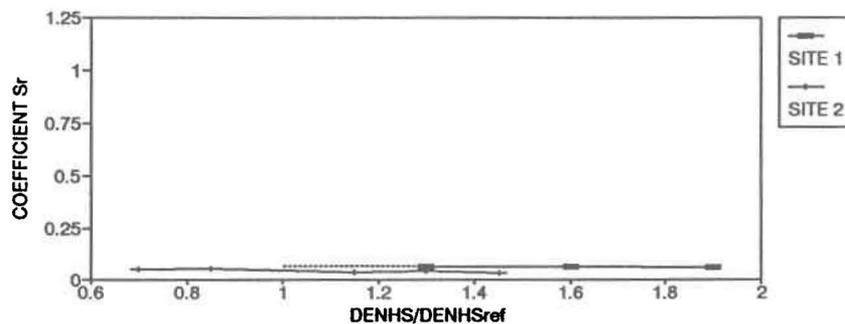


Figure 4.15 DENHS - Sr

Une augmentation du paramètre modifie l'allure de la courbe de la Figure 4.13: la courbe précédant le plateau a une pente plus faible et la vitesse maximale

est atteinte pour des concentrations en nitrates plus élevées. Il faut donc plus de nitrates dans le sol pour que les mêmes vitesses de dénitrification soient atteintes, ce qui diminue la quantité de nitrates dénitrifiés et par conséquent augmente le lessivage de nitrates. La réaction du modèle est faible aux deux sites, indiquant que les concentrations en nitrates du sol sont généralement supérieures à DENHS et génèrent des vitesses de dénitrification élevées correspondant au plateau de la cinétique de Michaelis-Menten.

4.1.6 FACTEURS ABIOTIQUES

Les facteurs abiotiques sont des facteurs multipliant les constantes de réaction des processus de minéralisation nette, de nitrification et de dénitrification pour les ajuster aux conditions de teneur en eau et de température du sol. Dans ce qui suit, le terme "facteur abiotique" est remplacé par l'abréviation F.A..

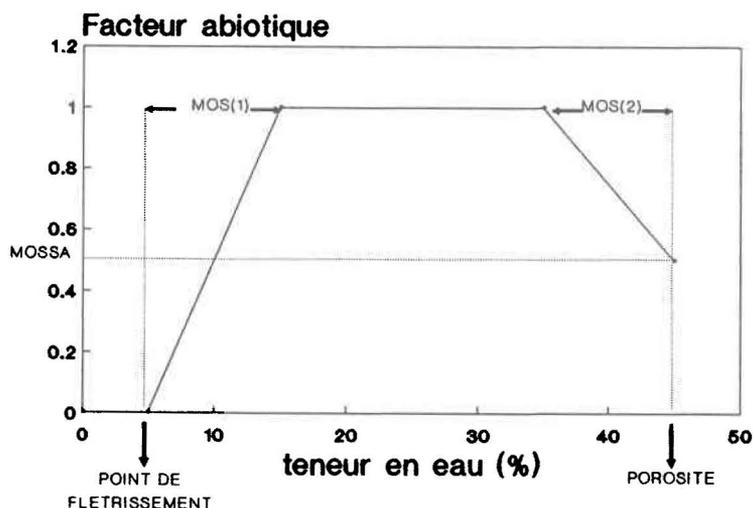


Figure 4.16 Facteur abiotique teneur en eau (processus aérobie)

Une constante de réaction biochimique est généralement déterminée expérimentalement à une teneur en eau optimale. Si on veut utiliser cette constante, dans un cas pratique, il est nécessaire de la pondérer pour des teneurs en eau

différentes de l'optimum. Dans le cas des processus aérobies (minéralisation nette et nitrification), les bactéries fonctionnent à des teneurs en eau moyennes. Le F.A. relatif à la teneur en eau qui leur est attribué est représenté dans le modèle par une courbe comme celle de la Figure 4.16.

4.1.6.1 Paramètre MOS(1)

MOS(1) représente la grandeur de l'intervalle de teneur en eau définissant le passage du F.A. teneur en eau entre 0 et 1 (Figure 4.16), c'est-à-dire l'intervalle où la biomasse n'a pas assez d'eau pour être pleinement active (sol sec).

Les courbes de la Figure 4.17 démontrent qu'au site 1 le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre et que la variation du lessivage augmente plus vite que la variation du paramètre. Ceci signifie que plus le paramètre est élevé, plus son influence sur le lessivage est grande. Au site 2, le paramètre n'a aucune influence et les S_r sont nuls sur tout l'intervalle.

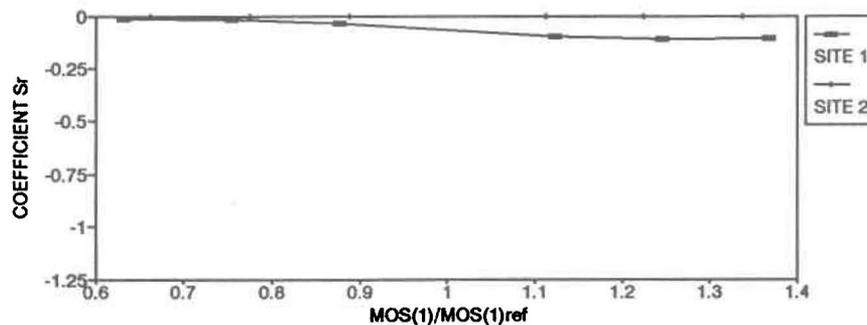


Figure 4.17 MOS(1) - S_r

Une augmentation de MOS(1) implique que le F.A. est inférieur à 1 pour une plus grande proportion des teneurs en eau, limitant d'autant les processus auxquels il s'applique (minéralisation nette et nitrification) et diminuant par conséquent le

lessivage. Les S_r plus élevés au site 1 sont attribuables aux teneurs en eau du sol plus faibles et donc plus souvent situées dans cette portion de la courbe du F.A..

4.1.6.2 Paramètre MOS(2)

MOS(2) représente la grandeur de l'intervalle de teneur en eau définissant le passage du F.A. teneur en eau du sol entre 1 et 0 (Figure 4.16), c'est-à-dire l'intervalle où la biomasse n'a plus assez d'oxygène pour être pleinement active (milieu anaérobie).

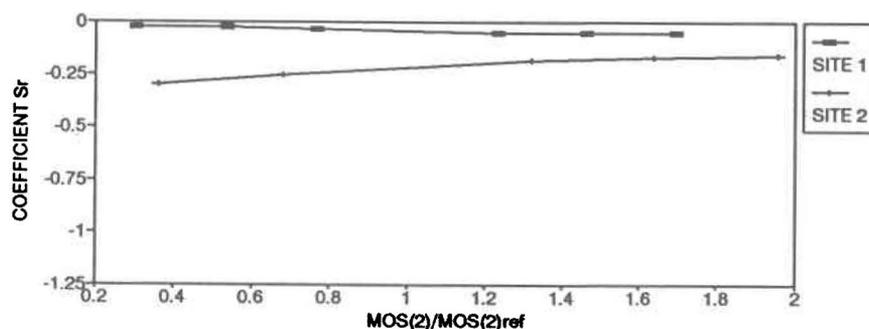


Figure 4.18 MOS(2) - S_r

Le signe négatif des S_r à la Figure 4.18 indique que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre. Au site 1, la pente presque nulle démontre que la variation du lessivage est proportionnelle à la variation du paramètre. Au site 2, la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre, indiquant que l'influence du paramètre diminue lorsque MOS(2) augmente. Les S_r sont supérieurs au site 2 dans tout l'intervalle.

Une augmentation de MOS(2) implique un F.A. inférieur à 1 pour une plus grande proportion des teneurs en eau, limitant d'autant les processus auxquels il s'applique (minéralisation nette et nitrification) et diminuant par conséquent le lessivage. Les Sr supérieurs pour le site 2 s'expliquent par le fait que les teneurs en eau plus élevées du sol se retrouvent plus souvent dans cette portion de la courbe du F.A..

4.1.6.3 Paramètre MOSSA

MOSSA représente la valeur du F.A. teneur en eau du sol à saturation (Figure 4.16).

L'allure des courbes de la Figure 4.19 indique que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre et que ces variations sont proportionnelles. L'influence de MOSSA est plus grande au site 2.

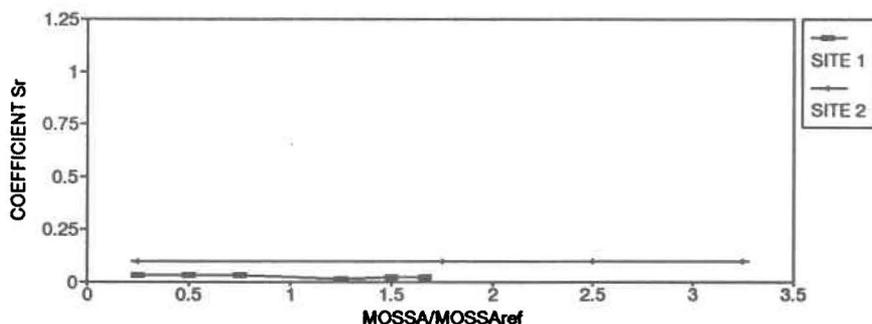


Figure 4.19 MOSSA - Sr

Lorsque le paramètre augmente, les valeurs de F.A. inférieures à 1 sont plus élevées (proches de 1) et les processus touchés (minéralisation nette et nitrification) d'autant plus limités, entraînant du même coup plus de lessivage. Les Sr supérieurs

au site 2 s'expliquent par le fait que les teneurs en eau se retrouvent plus souvent près de la saturation, là où intervient ce paramètre.

4.1.6.4 Paramètre MOSDEN

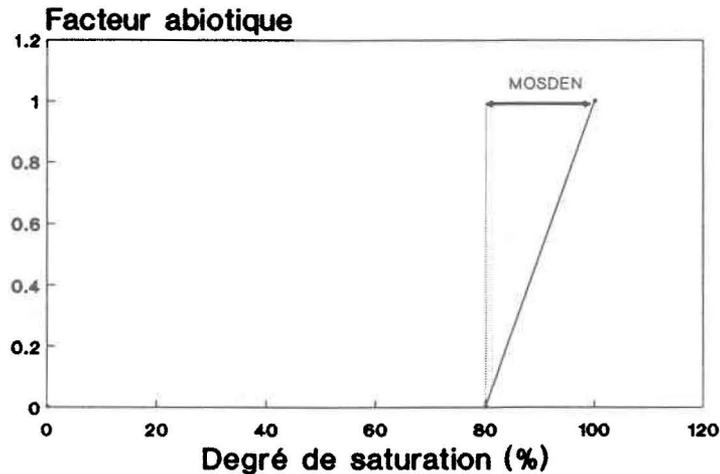


Figure 4.20 Facteur abiotique teneur en eau (processus anaérobie)

Dans le cas de la dénitrification, un processus anaérobie, l'activité microbienne a lieu uniquement lorsque les teneurs en eau sont proches de la saturation. Le F.A. relatif à la teneur en eau est donc différent et la Figure 4.20 illustre la représentation utilisée dans le modèle pour ce facteur.

MOSDEN représente la grandeur de l'intervalle de teneurs en eau définissant le passage du F.A. entre 0 et 1 (Figure 4.20), c'est-à-dire l'état de saturation (milieu anaérobie). Dans cet intervalle, la biomasse responsable de la dénitrification devient active.

Le signe négatif des S_r à la Figure 4.21 indique que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre. Au site 1, la pente positive démontre que la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre. Au site 2, ces variations sont proportionnelles. Les S_r sont supérieurs au site 1.

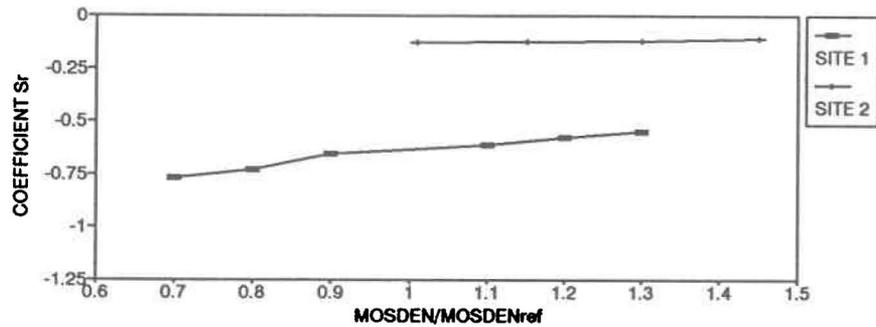


Figure 4.21 MOSDEN - Sr

Une augmentation du paramètre implique que la dénitrification se produit à des teneurs en eau plus faible et donc plus fréquemment. Plus la dénitrification est importante, moins il y a de nitrates disponibles pour le lessivage. L'influence plus faible au site 2 s'explique par le fait que les teneurs en eau du sol y sont souvent proches de la saturation; puisque les teneurs en eau sont très fréquemment propices à la dénitrification, élargir l'intervalle où le processus agit influence peu la quantité de nitrates dénitrifiés.

4.1.6.5 Paramètre TEMBAS

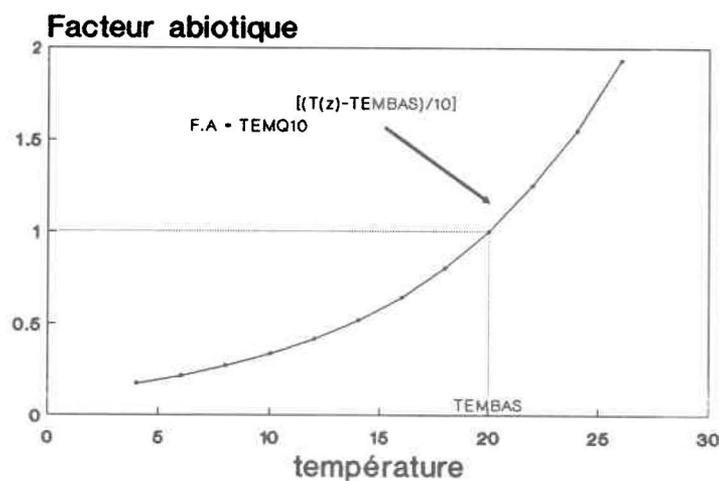


Figure 4.22 Facteur abiotique température

Une constante de réaction biochimique est aussi déterminée expérimentalement à une température précise. Si on veut utiliser cette constante, il est nécessaire de la pondérer selon la température du sol au moment où elle s'applique. Tous les processus biochimiques (minéralisation nette, nitrification et dénitrification) sont soumis au F.A. relatif à la température du sol. La forme utilisée dans le modèle est une exponentielle telle qu'illustrée à la Figure 4.22. De façon générale, dans les sols agricoles, la température optimale de réaction n'est jamais atteinte, ce qui explique pourquoi la courbe n'a pas de plateau.

TEMBAS représente la température à laquelle le F.A. température vaut 1 (Figure 4.22), c'est-à-dire la température à laquelle les constantes de réaction ont été déterminées.

Les courbes de la Figure 4.23 indiquent que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre et que les variations sont proportionnelles. TEMBAS est plus influent au site 2.

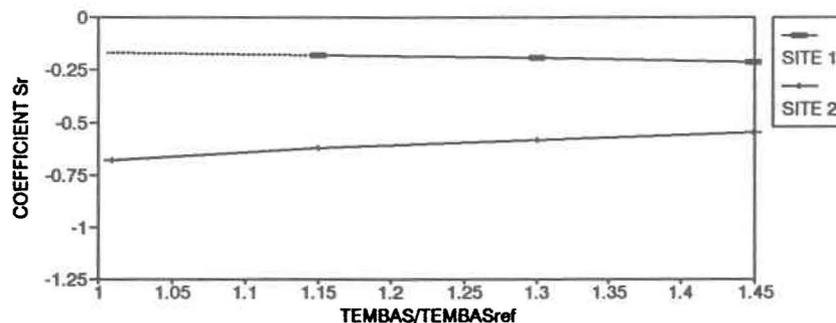


Figure 4.23 TEMBAS - Sr

Dans la gamme des températures du sol aux deux sites, plus TEMBAS est élevé, plus l'exposant est petit (Figure 4.22), et plus le F.A. est faible. Au site 1, parce que la quantité d'azote dénitrifié est supérieure à la quantité d'azote nitrifié

(voir Tableau 4.1), la diminution du F.A. limite plus la dénitrification que la nitrification. Le réservoir nitrates s'accroît légèrement, mais le prélèvement par les plantes semble stimulé par cette hausse et augmente de façon à faire diminuer le lessivage. Au site 2, la quantité d'azote nitrifié excède de beaucoup la quantité d'azote dénitrifié, ce qui implique que la diminution du F.A. influence plus la nitrification que la dénitrification. La réduction du réservoir nitrates cause alors une diminution du lessivage.

4.1.6.6 Paramètre TEMQ10

TEMQ10 représente le changement du F.A. causé par une variation de la température du sol de 10°C.

La Figure 4.24 indique qu'au site 1, le paramètre varie dans le même sens que le paramètre et que la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre. Au site 2, les Sr négatifs signifient que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre et la pente faible de la courbe indique que les variations sont presque proportionnelles.

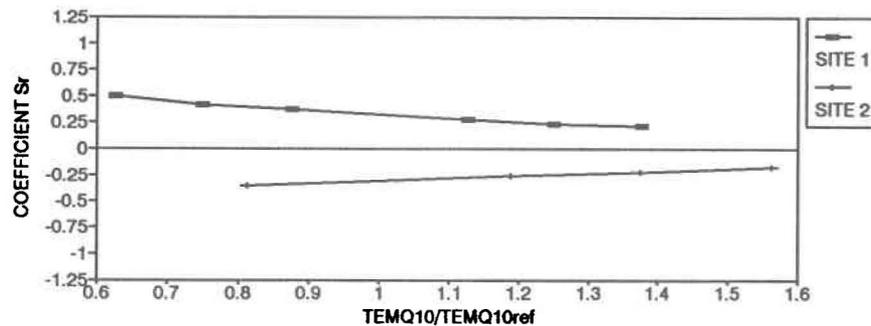


Figure 4.24 TEMQ10 - Sr

L'exposant (Figure 4.22) étant généralement négatif dans la gamme des températures du sol, une augmentation de TEMQ10 fait diminuer le F.A. et à cause

de la définition mathématique du F.A., cette baisse est plus importante que pour TEMBAS. L'effet de la variation de TEMQ10 sur les différents processus est donc similaire à celui énoncé pour TEMBAS, mais plus prononcé. Au site 1, la dénitrification diminue encore plus mais l'accroissement du réservoir nitrates n'est pas entièrement pris en charge par les plantes car le prélèvement est plafonné par UPMA. Il s'ensuit donc une augmentation du lessivage. Au site 2, le réservoir nitrates est réduit de façon plus marquée et le lessivage diminue encore plus.

4.2 COMPARAISON DES COEFFICIENTS DE SENSIBILITE RELATIFS MOYENS

Les coefficients de sensibilité relatifs permettent de comparer la réaction du modèle aux différents paramètres de façon relative, les uns par rapport aux autres. Pour faciliter cette comparaison et agréger l'information de chaque intervalle, la moyenne des Sr a été faite pour chacun des paramètres. La valeur absolue de cette moyenne est utilisée afin de permettre la comparaison des influences des différents paramètres.

Il est à noter qu'aucun paramètre ne présente un coefficient de sensibilité relatif moyen dont la valeur absolue soit supérieure à 1. Ceci signifie que la variation d'un paramètre entraîne une variation du lessivage des nitrates proportionnellement plus faible (un Sr de 1 signifiant une variation égale en pourcentage du paramètre et du lessivage).

4.2.1 SITE 1

La Figure 4.25 montre une séparation assez marquée dans la distribution des coefficients de sensibilité relatifs autour de la valeur 0.1. Cette valeur est donc retenue arbitrairement pour distinguer les paramètres considérés comme très influents sur le lessivage des nitrates de ceux dont l'influence est considérée moindre.

Au site 1, les paramètres montrant des Sr élevés sont reliés à la dénitrification (DENPOT), au prélèvement par les plantes (UPC), à la minéralisation nette (LITEFF, HUMK, LITHF, CNORG et LITK) et aux F.A. température (TEMQ10 et TEBAS), et teneur en eau (MOSDEN).

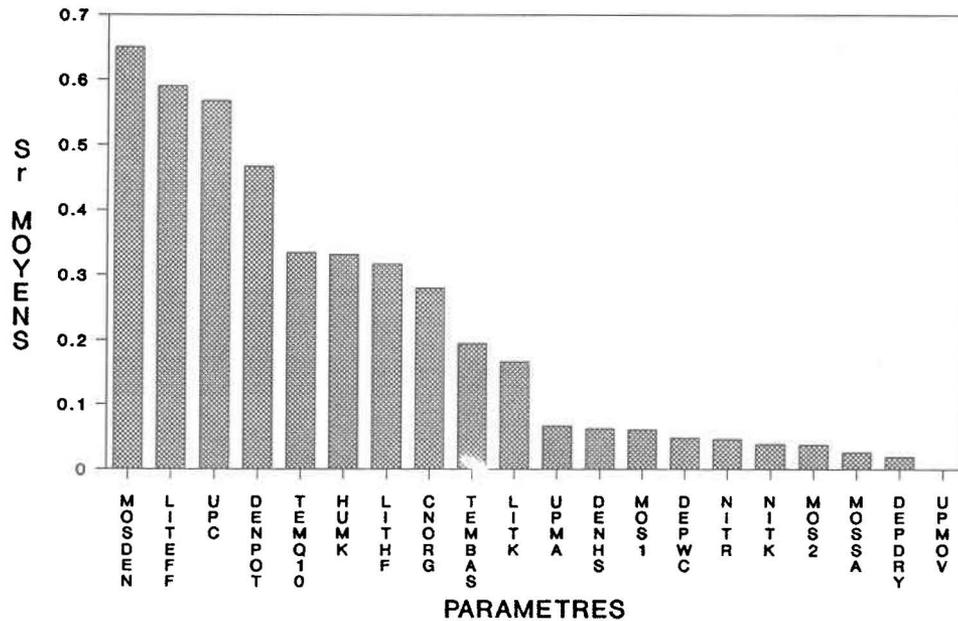


Figure 4.25 |Sr moyens| - site 1

Les paramètres montrant des Sr faibles sont reliés au prélèvement par les plantes (UPMA et UPMOV), à la dénitrification (DENHS), au F.A. teneur en eau (MOS(1), MOS(2) et MOSSA), à la nitrification (NITK et NITR), et aux dépôts atmosphériques (DEPDY et DEPWC).

4.2.2 SITE 2

À la Figure 4.26, les coefficients de sensibilité relatifs s'échelonnent plus graduellement, mais la valeur seuil de 0.1 est conservée pour permettre la comparaison avec le site 1.

Au site 2, les Sr les plus élevés sont reliés aux processus de prélèvement par les plantes (UPC et UPMA), à la minéralisation nette (HUMK, LITEFF, CNORG et LITHF), aux F.A. température (TEMBAS et TEMQ10) et teneur en eau du sol (MOS(2) et MOSDEN), et à la dénitrification (DENPOT).

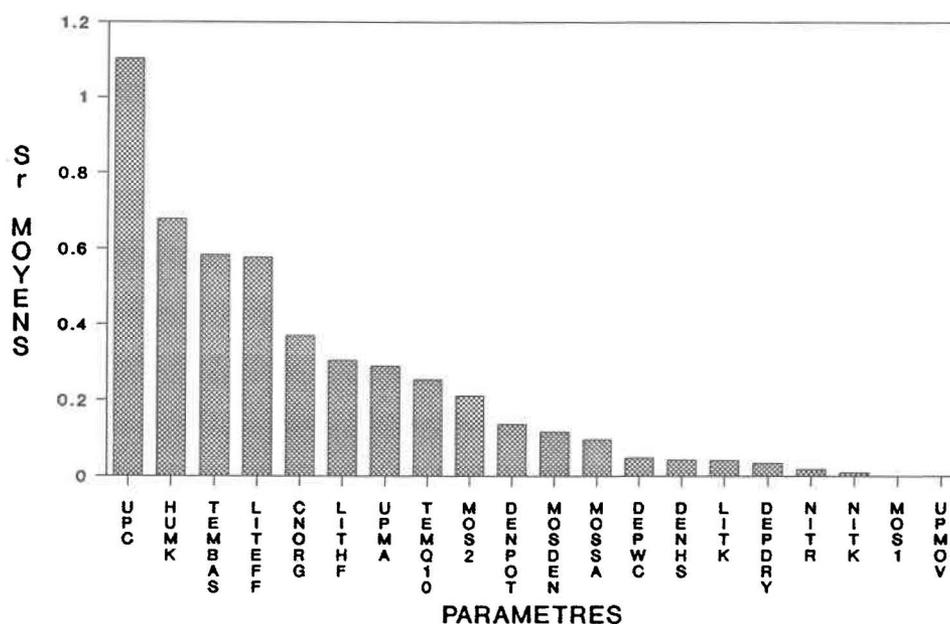


Figure 4.26 |Sr moyens| - site 2

Les processus ayant des Sr faibles sont reliés au F.A. teneur en eau (MOS(1) et MOSSA), à la dénitrification (DENHS), aux dépôts atmosphériques (DEPDRY et DEPWC), à la minéralisation nette (LITK), et à la nitrification (NITK et NITR) et au prélèvement par les plantes (UPMOV).

4.3 VARIATION DU LESSIVAGE

L'analyse des résultats doit être approfondie afin d'identifier la précision requise au niveau des paramètres pour l'obtention de résultats de modélisation fiables. Dans ce sens, l'étude de la variation du lessivage des nitrates, dF/F , permet de préciser la réaction du modèle.

Pour identifier la précision avec laquelle chaque paramètre doit être connu, il est nécessaire d'établir une limite "acceptable" de dF/F , représentant la précision attendue du modèle. Cette limite est posée arbitrairement à $\pm 5\%$. Ceci signifie que si dix paramètres indépendants et non synergiques sont entachés d'une telle erreur, l'erreur globale sur l'évaluation du lessivage des nitrates est alors au maximum $\pm 50\%$ (si les erreurs ont toutes le même signe), une erreur que l'on peut juger acceptable pour un tel modèle.

Les courbes des dF/F en fonction des paramètres (Annexe C) sont étudiées pour chaque paramètre. Les valeurs limites de paramètres donnant des dF/F de $\pm 5\%$ définissent le niveau de précision requis pour ce paramètre. Ces valeurs sont données en pourcentage de l'intervalle de variation possible (et non du paramètre) afin de représenter l'étendue des valeurs que peut prendre un paramètre pour respecter le critère de $\pm 5\%$. Si la limite n'est jamais dépassée dans cet intervalle, une évaluation approximative du paramètre dans l'intervalle est suffisante pour atteindre le niveau de précision requis. Dans un tel cas, une valeur nulle est ensuite testée pour le paramètre lorsque mathématiquement possible. Si le dF/F est toujours inférieur à la limite imposée, nous en concluons que la quantification du paramètre ne paraît pas nécessaire pour ce niveau de précision.

Soulignons que les valeurs de paramètres respectant les limites de dF/F de $\pm 5\%$ ne s'appliquent qu'à un système de référence donné et ne doivent être utilisées que comme indicatrices de la précision requise. La comparaison des deux systèmes de référence (section 4.4) permet de mettre les conclusions en perspective.

4.3.1 SITE 1

Au Tableau 4.2, la notation " $- 8\% < \text{CNORG} < + 20\%$ " signifie que la valeur connue du paramètre CNORG doit être comprise entre sa valeur réelle moins 8% de

l'intervalle de variation possible (Tableau 3.3) et cette valeur plus 20% de l'intervalle, afin de respecter le niveau de précision de $\pm 5\%$. L'évaluation est considérée (arbitrairement) comme devant être très précise lorsque la largeur totale de l'intervalle est inférieure à 20%. Elle doit être précise lorsque cette largeur est inférieure à 40% et assez précise lorsqu'elle excède 40%. L'évaluation est non-nécessaire lorsque dF/F est inférieur à $\pm 5\%$ dans tout l'intervalle. Cette convention est utilisée dans l'interprétation qui suit.

Les paramètres CNORG, HUMK, LITEFF, LITHF et LITK du processus de minéralisation nette (Tableau 4.2) doivent être évalués avec une bonne précision dans leurs intervalles respectifs; HUMK et LITEFF nécessitent une attention particulière puisqu'ils doivent être connus très précisément pour respecter la précision de $\pm 5\%$. UPC du prélèvement par les plantes doit aussi être évalué très précisément. Le paramètre DENPOT de la dénitrification doit être connu très précisément, tandis que DENHS nécessite une évaluation assez précise seulement. Le paramètre MOSDEN du F.A. teneur en eau affecté à la dénitrification doit être connu précisément, alors que TEMBAS et TEMQ10 du F.A. température nécessitent une évaluation précise et assez précise respectivement.

Les paramètres NITK et NITR reliés à la nitrification n'excèdent en aucun point simulé la précision de $\pm 5\%$. Il en va de même pour MOS(1), MOS(2) et MOSSA du F.A. teneur en eau, pour UPMA et UPMOV du prélèvement par les plantes et pour les paramètres DEPDRY et DEPWC des dépôts atmosphériques. Ces paramètres peuvent donc être évalués approximativement dans leurs intervalles respectifs.

PROCESSUS	PORTION DE L'INTERVALLE OÙ $dF/F < 5\%$	ÉVALUATION
DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES	b.i. < DEPDRY < b.s.	approximative
	b.i. < DEPWC < b.s.	approximative
MINÉRALISATION NETTE	- 8% < CNORG < + 20%	précise
	réf. < HUMK < + 2%	très précise
	- 10% < LITEFF < + 7%	très précise
	- 11% < LITHF < + 12%	précise
	- 8% < LITK < + 22%	précise
NITRIFICATION	b. i. < NITK < b. s.	approximative
	b. i. < NITR < b. s.	approximative
PRÉLEVEMENT PAR LES PLANTES	- 6% < UPC < + 9%	très précise
	b.i. < UPMA < b.s.	approximative
	b.i. < UPMOV < b.s.	approximative
DÉNITRIFICATION	- 13% < DENPOT < réf.	très précise
	réf. < DENHS < + 42%	assez précise
FACTEURS ABIOTIQUES	b. i. < MOS(1) < b. s.	approximative
	b.i. < MOS(2) < b. s.	approximative
	b. i. < MOSSA < b. s.	approximative
	-12% < MOSDEN < +12%	précise
	réf. < TEMBAS < + 26%	précise
	- 14% < TEMQ10 < + 26%	assez précise

** : Les abréviations "réf.", "b.i." et "b.s." signifient référence, borne inférieure et borne supérieure respectivement.

Tableau 4.2 Précision requise lors de l'évaluation des paramètres - site 1

Les paramètres peu influents ont été posés égaux à zéro lorsque mathématiquement possible. Les résultats apparaissent au Tableau 4.3. Il apparaît que la connaissance des deux paramètres de dépôts atmosphériques (DEPDRY et DEPWC) n'est pas nécessaire puisqu'ils sont sans grande influence sur le lessivage des nitrates. Pour respecter la règle de $\pm 5\%$, il faut attribuer au moins une valeur quelconque de l'intervalle à NITK et NITR. En posant UPMA à zéro, le prélèvement par les plantes est annulé: ce paramètre est donc nécessaire. Par contre, lorsque posé égal à zéro, UPMOV n'a aucun effet sur le résultat: il n'est donc pas nécessaire de le connaître. La connaissance de MOS(1), MOS(2) et MOSSA du F.A. teneur en eau n'est pas non plus nécessaire pour respecter la précision imposée.

PARAMÈTRES	dF/F	CONNAISSANCE
DEPDRY	-1.92 %	non nécessaire
DEPWC	-5 %	non nécessaire
NITK	-30.8 %	valeur quelconque de l'intervalle
NITR	-30.4 %	valeur quelconque de l'intervalle
UPMA	impossible	valeur quelconque de l'intervalle
UPMOV	0 %	non nécessaire
MOS(1)	0.38 %	non nécessaire
MOS(2)	1.54 %	non nécessaire
MOSSA	-3.08 %	non nécessaire

Tableau 4.3 Nécessité des paramètres peu influents - site 1

4.3.2 SITE 2

PROCESSUS	PORTION DE L'INTERVALLE OÙ $dF/F < 5\%$	ÉVALUATION
DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES	b.i. < DEPDY < b.s.	approximative
	b.i. < DEPWC < b.s.	approximative
MINÉRALISATION NETTE	- 14% < CNORG < + 19%	précise
	- 4% < HUMK < + 4%	très précise
	- 9% < LITEFF < + 9%	très précise
	- 15% < LITHF < + 18%	précise
	b. i. < LITK < b. s.	approximative
NITRIFICATION	b. i. < NITK < b. s.	approximative
	b. i. < NITR < b. s.	approximative
PRÉLEVEMENT PAR LES PLANTES	- 4% < UPC < + 4%	très précise
	- 12% < UPMA < + 22%	précise
	b.i. < UPMOV < b.s.	approximative
DÉNITRIFICATION	réf. < DENPOT < +5%	très précise
	b. i. < DENHS < b. s.	approximative
FACTEURS ABIOTIQUES	b. i. < MOS(1) < b. s.	approximative
	- 9% < MOS(2) < + 13%	précise
	- 10% < MOSSA < + 10%	précise
	réf. < MOSDEN < + 46%	assez précise
	réf. < TEMBAS < +8%	très précise
	- 11% < TEMQ10 < +18%	précise

Tableau 4.4 Précision requise lors de l'évaluation des paramètres - site 2

Au site 2 (Tableau 4.4), les paramètres CNORG, HUMK, LITEFF et LITHF reliés à la minéralisation nette doivent être évalués avec une bonne précision dans leurs intervalles respectifs; HUMK et LITEFF demandent une attention particulière puisqu'ils doivent être évalués très précisément. Le paramètre DENPOT de la dénitrification requiert une évaluation très précise pour respecter le niveau de précision de $\pm 5\%$. Quant au prélèvement par les plantes, deux paramètres sur trois, demandent une certaine précision, soit une évaluation très précise pour UPC et précise pour UPMA. Les paramètres reliés aux F.A. température, TEMBAS et TEMQ10, exigent une évaluation très précise et précise respectivement. Deux paramètres sur les trois reliés au F.A. teneur en eau des processus aérobies, MOS(2) et MOSSA, requièrent une évaluation précise, alors que pour MOSDEN du F.A. teneur en eau de la dénitrification, une évaluation assez précise satisfait le critère imposé.

Le paramètre LITK de minéralisation nette a une influence inférieure à $\pm 5\%$ sur le lessivage. Il en va de même pour NITK et NITR de la nitrification, pour DENHS de la dénitrification, pour MOS(1) du F.A. teneur en eau, pour UPMOV du prélèvement par les plantes et pour DEPDRY et DEPWC des dépôts atmosphériques. Tous ces paramètres peuvent être évalués approximativement dans leurs intervalles sans excéder la précision de $\pm 5\%$.

Les paramètres peu influents ont été posés égaux à zéro lorsque mathématiquement possible. Les résultats apparaissent au Tableau 4.5. Il apparaît que DEPDRY et DEPWC des dépôts atmosphériques, UPMOV du prélèvement par les plantes et MOS(1) du F.A. teneur en eau, n'ont pas besoin d'être connus pour respecter la précision de $\pm 5\%$. Par contre, il faut attribuer au moins une valeur quelconque de l'intervalle à LITK (minéralisation nette), NITR et NITK (nitrification) et DENHS (dénitrification) pour demeurer dans les limites imposées.

PARAMÈTRES	dF/F	CONNAISSANCE
DEPDY	-3.53 %	non nécessaire
DEPWC	-4.89 %	non nécessaire
LITK	-39.2 %	valeur quelconque de l'intervalle
NITK	-76.9 %	valeur quelconque de l'intervalle
NITR	-40.6 %	valeur quelconque de l'intervalle
UPMOV	0 %	non nécessaire
DENHS	-9.65 %	valeur quelconque de l'intervalle
MOS(1)	0 %	non nécessaire

Tableau 4.5 Nécessité des paramètres peu influents - site 2

4.4 COMPARAISON DES RÉSULTATS DES DEUX SITES

Puisque la plage de dF/F respectant la limite de précision de $\pm 5\%$ s'applique à un système de référence donné, il est utile de comparer les résultats obtenus pour les deux sites afin de mettre les conclusions en perspective. Le Tableau 4.6 résume les résultats de l'étude sur la variation du lessivage.

La comparaison des résultats permet d'apporter certaines conclusions générales. Tout d'abord, on remarque que les résultats sont sensiblement les mêmes aux deux sites, ce qui indique que les conclusions sont potentiellement généralisables. De plus, comme la plupart des paramètres requièrent une évaluation, on peut conclure qu'une paramétrisation minutieuse du modèle s'impose.

PROCESSUS	PARAMÈTRE	Évaluation nécessaire	Valeur quelconque	Non Nécessaire
DÉPÔTS ATMOSPHERIQUES	DEPDY			1-2
	DEPWC			1-2
MINÉRALISATION NETTE	CNORG	1-2		
	HUMK	1-2		
	LITEFF	1-2		
	LITHF	1-2		
	LITK	1	2	
NITRIFICATION	NITK		1-2	
	NITR		1-2	
PRÉLEVEMENT PAR LES PLANTES	UPC	1-2		
	UPMA	2	1	
	UPMOV			1-2
DÉNITRIFICATION	DENPOT	1-2		
	DENHS	1	2	
FACTEURS ABIOTIQUES	MOS(1)			1-2
	MOS(2)	2		1
	MOSSA	2		1
	MOSDEN	1-2		
	TEMBAS	1-2		
	TEMQ10	1-2		

** : Les chiffres 1 et 2 représentent les sites 1 et 2 respectivement.

Tableau 4.6 Comparaison des résultats des deux sites

Aux deux sites, la quantification des paramètres des dépôts atmosphériques s'est avérée non nécessaire. Les paramètres reliés aux processus de minéralisation nette nécessitent une évaluation, à l'exception de LITK au site 2 auquel peut être attribuée une valeur quelconque de leur intervalle. Aux deux sites, les paramètres de nitrification peuvent avoir une valeur quelconque de leur intervalle. Le paramètre UPC du prélèvement par les plantes doit être évalué aux deux sites, tandis que UPMA peut avoir une valeur quelconque au site 1 mais doit être quantifié au site 2; la quantification de UPMOV n'est pas nécessaire dans les deux cas. Pour le processus de dénitrification, la vitesse maximale de réaction, DENPOT, doit être évaluée aux deux sites, mais on peut attribuer une valeur quelconque à DENHS au site 2. Les paramètres reliés aux F.A. teneur en eau de la dénitrification et température nécessitent une évaluation aux deux sites tandis que les paramètres du F.A. teneur en eau des processus aérobies doivent être évalués au site 2, mais sont non nécessaires au site 1.

Les divergences entre la nécessité d'évaluer les paramètres aux deux sites sont attribuables de façon générale à l'importance des flux d'azote pour chacun des processus concernés (Tableau 4.1). Rappelons toutefois que la différence la plus marquée, soulignée ici pour le F.A. teneur en eau des processus aérobies, est attribuable à des teneurs en eau plus élevées au site 2, dues à la présence d'une nappe phréatique peu profonde (1 mètre).

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE

5.1 VALIDITÉ DE LA MÉTHODE

L'analyse de sensibilité a été réalisée en faisant varier un paramètre à la fois. Il existe toutefois des relations entre certains paramètres, comme l'ont démontré par exemple Johnsson et al (1990) pour MOSDEN et DENPOT. Ces relations font qu'il est parfois peu logique de faire varier un seul paramètre. La variation conjointe de plusieurs paramètres à la fois permettrait de mettre en évidence l'effet de la synergie des paramètres sur le lessivage des nitrates.

Pour les deux sites, le travail a été fait en utilisant une seule année de données météorologiques. Le choix d'une autre année aurait peut-être généré des résultats différents. Une alternative aurait été d'utiliser une année moyenne caractéristique de températures, précipitations, ensoleillement, humidité et vent. Cette année moyenne aurait permis d'éviter les biais causés par une année trop humide ou trop sèche et d'être représentative du climat de chaque région étudiée.

5.2 PERTINENCE DU MODÈLE UTILISÉ

Depuis quelques années, un grand nombre de modèles simulant le transport de l'azote dans le sol ont été développés. Même s'ils veulent représenter adéquatement les processus du cycle de l'azote du sol, la plupart de ces modèles se concentrent sur un ou deux processus en détail, habituellement selon les connaissances des concepteurs et la finalité du modèle (Addiscott et Wagenet, 1985). SOILN n'échappe pas à cette tendance. Le modèle est couplé au modèle SOIL qui simule le transport de l'eau et de la chaleur dans le sol. À cause principalement de la méthode mathématique utilisée, qui est différente pour les deux modèles (différences finies pour SOIL et à compartiments pour SOILN), la

combinaison SOIL-SOILN est plus un modèle de lessivage qu'un modèle représentant le cycle de l'azote du sol.

Puisqu'il est nécessaire d'utiliser le modèle SOIL avant SOILN, il serait pertinent de faire une analyse de sensibilité semblable pour SOIL afin de connaître les paramètres les plus importants des deux modèles. Ceci permettrait de mettre en perspective l'importance des paramètres liés au cycle de l'azote dans la modélisation du lessivage des nitrates. De plus, il serait instructif de faire le même travail pour un autre modèle simulant le transport des nitrates dans le sol et utilisant une approche mathématique différente, et de comparer les résultats obtenus pour les deux modèles.

5.3 PERTINENCE DES PROCESSUS REPRÉSENTÉS DANS SOILN

L'objectif principal de cette analyse de sensibilité était d'identifier quels sont les principaux processus qui conditionnent la fiabilité des résultats obtenus avec un modèle tel que SOILN. Cette approche permet aussi d'identifier les processus qui semblent moins pertinents et qui ont peu d'influence sur les résultats, et ainsi de suggérer certaines façons de simplifier la modélisation (McCuen, 1973).

Aux deux sites, les résultats ont montré que les paramètres impliqués dans les dépôts atmosphériques n'influencent pas les lessivages simulés. Ceci indique que l'ordre de grandeur de l'apport est négligeable vis-à-vis des autres transformations à la fois au Québec et en Suède. De plus, la quantité totale d'azote ainsi ajoutée annuellement au système est généralement trop faible pour avoir un impact sur la production (Stevenson, 1982). L'apport d'azote des dépôts atmosphériques peut donc ne pas être considéré puisque sans conséquence sur l'évaluation du lessivage des nitrates.

Le processus de minéralisation nette s'est révélé important pour les deux sites, avec des coefficients de sensibilité relatifs élevés pour tous les paramètres (à l'exception de LITK au site 2). L'importance du processus s'explique par le fait que le réservoir d'azote organique comprend plus de 95% de l'azote total du système et que la minéralisation nette constitue généralement le flux d'azote le plus important du cycle de l'azote du sol (Andrén et al, 1990). Ce processus doit donc être conservé dans la représentation du cycle de l'azote du sol.

Aux deux sites, les deux paramètres et reliés à la nitrification (NITK et NITR) se sont avérés peu influents sur le résultat, mais doivent être évalués au moins approximativement dans leur intervalle respectif. Ce processus est non négligeable dans la représentation du cycle de l'azote du sol, du fait qu'il régularise la formation des nitrates (Berg et Rosswall, 1985).

Concernant le prélèvement par les plantes, le paramètre UPC s'est avéré de grande importance. Il en va de même pour le paramètre UPMA au site 2. Dans les deux cas, le paramètre UPMOV n'a eu aucune influence sur le lessivage des nitrates. Le prélèvement par les plantes est donc important dans le cycle de l'azote du sol, mais la redistribution de l'azote inorganique excédentaire (gérée par UPMOV) semble superflue. Toutefois, la grande influence de UPC, un paramètre théorique et difficile à quantifier, soulève la question de la qualité de la représentation mathématique adoptée.

Aux deux sites, le paramètre DENPOT de la dénitrification est important et nécessite une évaluation très précise, alors que DENHS influence assez peu le résultat. Le processus de dénitrification est donc important dans le cycle de l'azote du sol. Ceci confirme la remarque de Johnsson et al (1990) qui soulignent que la clé pour obtenir une bonne représentation de la dénitrification est l'évaluation précise de DENPOT.

Au site 1, les deux paramètres du F.A. température (TEMBAS et TEMQ10) sont importants. Il en va de même pour le paramètre MOSDEN du F.A. teneur en eau de la dénitrification, mais les trois paramètres du F.A. teneur en eau des processus aérobies sont peu importants. Au site 2, tous les paramètres reliés aux F.A. sont importants sauf MOS(1) qui a une influence négligeable. Cette différence pour le F.A. teneur en eau s'explique par une différence des régimes hydrologiques. Puisqu'il est difficile de connaître à priori la température et la teneur en eau du sol, il est légitime de conclure que tous les F.A. sont pertinents dans la représentation des processus auxquels ils s'appliquent. Ces résultats confirment la littérature statuant que température et teneur en eau du sol sont des facteurs importants pour les processus du cycle de l'azote dans le sol (Stevenson, 1982; Haynes, 1986). Ils confirment aussi les résultats de Rolston et al (1984), qui ont montré que la dénitrification est très sensible au facteur utilisé pour ajuster la constante de réaction à la teneur en eau du sol.

5.4 ÉTUDE DE SENSIBILITÉ RÉALISÉE PAR LES CONCEPTEURS

Il est intéressant de comparer les résultats obtenus dans cette présente analyse de sensibilité avec les travaux des concepteurs du modèle (Johnsson et al, 1987). Sans avoir réalisé une analyse de sensibilité structurée du modèle, mais plutôt à partir des nombreuses applications de SOILN, les auteurs ont identifié les paramètres auxquels le modèle semble le plus sensible. Ils identifient UPMA, LITK, HUMK, TEMQ10 et MOSSA comme étant les paramètres les plus influents. Seuls HUMK et TEMQ10 sont compris dans les paramètres identifiés comme très influents aux deux sites par la présente analyse de sensibilité. Les concepteurs ne mentionnent pas UPC du prélèvement par les plantes, ni DENPOT de la dénitrification, ni LITEFF, LITHF et CNORG reliés à la minéralisation nette. La rigueur utilisée dans une analyse de sensibilité permet donc une meilleure identification des processus et paramètres importants que même de multiples applications au champ.

5.5 PRÉCISION REQUISE ET POSSIBILITÉS D'ÉVALUATION DES PARAMÈTRES

Lorsque les paramètres les plus sensibles sont identifiés et que la précision requise est quantifiée, il faut alors évaluer les possibilités d'obtenir la précision recherchée. Les paragraphes suivants donnent pour chaque processus un aperçu de la précision possible lors de l'évaluation des paramètres. Toutefois, pour la majorité d'entre eux, il n'existe pas de technique d'évaluation précise et universellement acceptée. Les différentes méthodes sont entachées d'erreurs plus ou moins grandes, et difficilement quantifiables.

La faible influence des dépôts atmosphériques et le fait qu'il n'est pas nécessaire de les quantifier sont intéressants car si les dépôts humides sont bien connus au Québec, l'évaluation des dépôts secs est très incertaine en raison du manque de données de surveillance (MENVIQ, 1990b).

Peu de travaux ont porté sur le processus de minéralisation nette d'une façon directement applicable à un modèle de recherche. Les taux de minéralisation obtenus en laboratoire s'appliquent généralement à l'ensemble de la matière organique du sol, alors que les modèles divisent en général la matière organique du sol en plusieurs réservoirs selon leurs vitesses respectives de décomposition. Ces vitesses (LITK et HUMK) sont difficiles à évaluer. Par contre, l'efficacité de l'activité microbienne (LITEFF et LITHF) se mesure relativement bien en laboratoire (Parnas, 1975). Le rapport carbone/azote (CNORG) se mesure lui aussi facilement, mais peut varier dans l'espace et dans le temps, ce qui peut rendre une valeur ponctuelle peu représentative de l'ensemble du site (Lafrance et al, 1992). La méconnaissance des paramètres reliés à ce processus est très importante car de façon générale, ils nécessitent une évaluation très juste.

Même s'il y a de plus en plus de travaux concernant l'acquisition des paramètres représentant la nitrification, l'évaluation des taux de nitrification (NITK) est encore teintée d'incertitudes (Berg et Rosswall, 1985). La mesure du rapport nitrates/ammonium (NITR) est plus facile et est réalisée couramment. Par contre, ce rapport varie beaucoup dans le temps et dans l'espace, ce qui rend une évaluation ponctuelle peu représentative du site. Toutefois, les difficultés d'évaluation sont sans importance puisque la valeur exacte de ces paramètres n'est pas requise pour obtenir une bonne précision du modèle, et une valeur approximative provenant de travaux similaires convient.

La plupart des paramètres utilisés dans le prélèvement par les plantes représentent des caractéristiques de la culture qui peuvent être évaluées précisément. Par contre, le taux réel de prélèvement, UPC, ne représente pas une réalité facilement mesurable. De plus, ce paramètre a une grande influence sur le résultat et nécessite une évaluation très précise. Puisqu'il ne peut être mesuré ni évalué à partir de la littérature, ce paramètre est généralement ajusté selon la culture étudiée (l'ajustement est une procédure itérative permettant d'identifier la valeur d'un paramètre lorsqu'il ne peut être évalué physiquement). L'évaluation de UPMA peut aussi être problématique car ce paramètre théorique est difficilement mesurable et rarement rapporté dans la littérature.

L'évaluation des paramètres impliqués dans la dénitrification est difficile car les mesures sur le terrain se font à l'échelle macroscopique alors que le processus est basé sur la diffusion de l'oxygène et a lieu à l'échelle des micropores du sol (Johnsson et al, 1990; Rolston et al, 1984; Knowles, 1982). Selon Johnsson et al (1990), ces mesures au champ sont longues, compliquées, laborieuses et coûteuses. Ces auteurs rapportent aussi que la dénitrification varie énormément dans l'espace. Ce processus, reconnu comme étant le moins bien connu du cycle de l'azote du sol (Haynes, 1986), est très influent sur le lessivage des nitrates et l'évaluation de ses paramètres requière une assez grande précision.

Enfin, la représentation mathématique des paramètres des facteurs abiotiques est assez répandue, ce qui facilite leur évaluation à partir de travaux antérieurs.

CHAPITRE 6 CONCLUSION

La contamination de l'eau souterraine par les nitrates est sournoise, car à la fois non visible et difficile à prédire. Cette contamination est d'autant plus insidieuse qu'elle provient d'une activité à laquelle sont rattachées des valeurs traditionnelles et saines, l'agriculture. Cependant, le problème existe et il est relativement complexe. Afin de rendre le phénomène plus tangible, d'intégrer les différents aspects du problème et éventuellement d'apporter des éléments de solution, des modèles mathématiques sont de plus en plus développés et utilisés. La plupart des modèles simulant le transport des nitrates dans le sol nécessitent cependant l'évaluation d'un grand nombre de paramètres dont l'acquisition est souvent ardue. Il est important de connaître l'impact de l'imprécision des paramètres sur le résultat afin d'utiliser celui-ci à sa juste valeur. Le but de cette étude était d'identifier les paramètres du cycle de l'azote du sol qui déterminent la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates. Une analyse de sensibilité du modèle SOILN développé en Suède a été réalisée, et les paramètres les plus influents sur le lessivage des nitrates ont été identifiés.

L'analyse de sensibilité a été réalisée pour deux sites réels de culture afin de mettre les résultats en perspective et d'élargir leur portée; les grandes conclusions s'appliquent également aux deux sites. Un seul processus, celui des dépôts atmosphériques, s'est avéré peu utile dans l'évaluation du lessivage des nitrates; il pourrait être omis sans que le résultat ne s'en ressente. Le processus de nitrification quant à lui est un chaînon important dans le cycle de l'azote, mais les paramètres qui le représentent peuvent être évalués approximativement. Par contre, les processus de minéralisation nette, de prélèvement par les plantes et de dénitrification, en plus d'être essentiels dans le modèle, utilisent des paramètres nécessitant une évaluation rigoureuse si on veut assurer une relative précision à l'évaluation du lessivage. Il est toutefois particulièrement difficile de quantifier ces paramètres avec précision à cause surtout des méthodes de mesure compliquées

et coûteuses. Quant aux facteurs abiotiques, l'analyse de sensibilité a confirmé leur nécessité dans le cycle de l'azote et souligné que leur influence sur le résultat varie beaucoup selon le climat et le régime hydrologique du site étudié.

Ce travail a démontré l'importance d'une quantification précise de la majorité des paramètres étudiés pour l'obtention de résultats fiables. Elle a souligné aussi que la plupart des paramètres les plus influents sont relativement difficiles à évaluer. Il est donc prioritaire d'élaborer des techniques de mesures simples et fiables pour quantifier les paramètres les plus influents, et de s'assurer que l'expression mathématiquement dans laquelle ils sont utilisés représente adéquatement la réalité.

La modélisation mathématique est une représentation abstraite et simplifiée de la réalité. Lorsque cette réalité est le résultat d'interactions complexes entre phénomènes physiques et activités biochimiques, le résultat d'une telle représentation ne peut être qu'imparfait. Une analyse de sensibilité comme celle réalisée dans ce travail permet d'identifier certaines sources d'imprécision et guide l'utilisateur vers un usage plus performant du modèle et plus rationnel des résultats. Enfin, malgré leurs imperfections, les modèles comme SOILN permettent, sinon de prédire avec précision un phénomène, à tout le moins d'identifier les zones grises dans les connaissances et ainsi d'orienter les travaux vers les axes prioritaires de recherche.

RÉFÉRENCES

- ADDISCOTT, T.M. (1983). Kinetics and temperature relationships of mineralization and nitrification in Rothamsted soils with differing histories. *J. Soil Sci.* 34:343-353.
- ADDISCOTT, T.M., BAILEY, N.J., BLAND, G.J. et WHITMORE, A.P. (1991). Simulation of nitrogen in soil and winter wheat crops: a management model that takes the best use of limited information. *Fert. Res.* 27:305-312.
- ADDISCOTT, T.M., HEYS, P.J. et WHITMORE A.P. (1986). Application of simple leaching models in heterogeneous soils. *Geoderma* 38:185-194.
- ADDISCOTT, T.M. et WAGENET, R.J. (1985). Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. *J. Soil Sci.* 36:411-424.
- ALEXANDER, M. (1961). Introduction to soil microbiology. New York. Ed. John Wiley and Sons Inc. 472 p.
- ALVENÄS, G. (1991). Swedish University of Agricultural Sciences. Department of Soil Science. Uppsala, Suède. Communication personnelle.
- ANDRÉN, O., LINDBERG, T., BOSTRÖM, U., CLARHOLM, M., HANSSON, A.-C., JOHANSSON, G., LAGERLÖF, J., SCHÜRER, K., SOHLENIUS, B. et WIVSTAD, M. (1990). Organic carbon and nitrogen flows. Dans: "Ecology of Arable Land - Organisms carbon and nitrogen cycling". Ed. Andrén, O., Lindberg, T., Paustian, K. et Rosswall, T. *Ecol. Bull. (Copenhagen)* 40:85-126.

- BERG, P. et ROSSWALL, T. (1985). Ammonium oxidizer number, potential and actual oxidation rates in two Swedish arable soils. *Biol. Fert. Soils* 1:131-140.
- BERGSTRÖM, L. et JARVIS, N. (1991). Prediction of nitrate leaching losses from arable land under different fertilization intensities using the SOIL-SOILN models. *Soil Use Management* 7:79-85.
- BERGSTRÖM, L. et JOHNSON, H. (1988). Simulated nitrogen dynamics and nitrate leaching in a perennial grass ley. *Plant Soil* 105:273-281.
- BERGSTRÖM, L., JOHNSON, H. et TORSTENSSON, G. (1991). Simulation of nitrogen dynamics using the SOILN model. *Fert. Res.* 27:181-188.
- BORG, G.CH., JANSSON, P-E et LINDÉN, B. (1990). Simulated and measured nitrogen conditions in a manured and fertilized soil. *Plant Soil* 121:251-267.
- BUNNEL, F.L., TAIT, D.E.N., FLANAGAN, P.W. et VANCLEVE, K. (1977). Microbial respiration and substrate weight loss. I. A general model of the influences of abiotic variables. *Soil Biol. Biochem.* 9:33-40.
- CÔTÉ, D. (1990). Vers une gestion des engrais favorable à la conservation de l'eau. Compte-rendu du "Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole". Conseil des productions végétales du Québec, Québec. 12-13 février pp. 199-218.
- DeWILLIGEN, P. (1991). Nitrogen turnover in the soil-crop system; comparison of fourteen simulation models. *Fert. Res.* 27:141-149.

- DUBEY, H.D. (1968). Effect of soil moisture levels on nitrification. *Can. J. Microbiol.* 14:1348-1350.
- ECKERSTEN, E. et JANSSON, P.E. (1991). Modelling water flow, nitrogen uptake and production for wheat. *Fert. Res.* 27:313-329.
- FOLLETT, R.F. (1989). Nitrogen management and groundwater protection. Elsevier, *Developments in agricultural and managed-forest ecology* 21. 395 p.
- FRISSEL, M.J. et VANVEEN, J.A. (1982). A review of models for investigating the behavior of nitrogen in soils. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 296:341-349.
- GENG, Q.Z. (1988). Modélisation conjointe du cycle de l'eau et du transfert des nitrates dans un système hydrologique. Thèse de doctorat. École Normale Supérieure des Mines de Paris. Paris, France. 226 p.
- GOUIN, D. (1974). Influence de l'inondation d'un sol sur les bactéries telluriques actives dans le cycle de l'azote. Mémoire de maîtrise. Université du Québec, INRS-Eau. Ste-Foy, Canada. 163 p.
- GUSTAFSON, A. (1988). Simulation of nitrate leaching from arable land in southern Sweden. *Acta Agric. Scand.* 38:13-23.
- HALLDIN, S. (1980). SOIL water and heat model. I. Synthesis of physical processes. *Acta Universitatis Upsaliensis. Abstract of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science* 567. Uppsala, Suède. 26 p.
- HANSEN, S., JENSEN, H.E., NIELSEN, N.E. et SVENDSEN H. (1991). Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fert. Res.* 27:245-259.

- HAYNES, R.J. (1986). Mineral nitrogen in the plant-soil system. Academic Press.
483 pp.
- HEGARTY, T.W. (1973). Temperature coefficient (Q₁₀), seed germination and other biological processes. *Nature* 243:305-306.
- HESS, P.J. (1986). Utilisation des eaux souterraines au Canada, 1981. Institut National de Recherche en Hydrologie. Rapport No. 28. Étude No. 140. Environnement Canada. Direction générale des eaux intérieures. Ottawa, Canada. 45 p.
- JANSSON, P-E. (1991). SOILN model, user's manual. Swedish Univ. of Agric. Sciences. Department of Soil Sciences. Uppsala, Suède. 39 p.
- JANSSON, P-E et ANDERSON, R. (1988). Simulation of runoff and nitrate leaching from an agricultural district in Sweden. *J. Hydrol.* 99:33-47.
- JOHNSSON, H. (1989). The soil at Mellby experimental field. Swedish Univ. of Agric. Sciences. Department of Soil Sciences. Uppsala, Suède. 11 p. non-publié.
- JOHNSSON, H. (1991). Simulation of nitrogen losses using the SOILN model. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen Nr. A20. Miljøministeriet. Miljøstyrelsen. Danemark. 45 p.
- JOHNSSON, H., BERGSTRÖM, L. et JANSSON, P-E. (1987). Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosystems Env.* 18:333-356.

- JOHNSSON, H., NILSSON, A., KLEMEDTSSON, L. et SVENSSON, B.H. (1990). Simulation of field scale denitrification losses from soils with grass ley and barley. Sous presse Plant Soil.
- KERSEBAUM, K.C. et RICHTER, J. (1991). Modelling nitrogen dynamics in a plant-soil system with a simple model for advisory purposes. Fert. Res. 27:273-281.
- KNOWLES, R. (1982). Denitrification. Microbiological Reviews 46:43-70.
- LAFRANCE, P., BANTON, O. et VILLENEUVE, J-P (1992). Spatial variability of total carbon, nitrogen and organic matter and their relationships in a sandy soil in Québec. Soumis à Geoderma.
- MALHI, S.S. et MCGILL, W.B. (1982). Nitrification in three Alberta soils: effect of temperature, moisture and substrate concentration. Soil Biol. Biochem. 14:393-399.
- MALHI, S.S., MCGILL, W.B. et NYBORG, M. (1990). Nitrate losses in soils: effect of temperature, moisture and substrate concentration. Soil Biol. Biochem. 22:733-737.
- McCUEN, R.H. (1973). The role of sensitivity analysis in hydrologic modeling. J. Hydrol. 18:37-53.
- MENVIQ, Ministère de l'Environnement du Québec (1988). L'environnement au Québec: un premier bilan synthèse. Direction des communications et de l'éducation. Québec, Canada. 96 p.

- MENVIQ, Ministère de l'Environnement du Québec (1990a). Critères de qualité de l'eau. Service d'évaluation des rejets toxiques. Direction de la qualité des cours d'eau. Québec, Canada. 423 p.
- MENVIQ, Ministère de l'Environnement du Québec (1990b). Rapport de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides. Partie 3, Sciences atmosphériques. Québec, Canada.
- MILLER, M.H. (1990). Impact of nutrient use in crop production on water quality. Compte-rendu du "Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole". Conseil des productions végétales du Québec, Québec. 12-13 février pp.137-150.
- PARNAS, H. (1975). Model for decomposition of organic material by microorganisms. *Soil Biol. Biochem.* 7:161-169.
- PAUL, E.A. et CLARK, F.E. (1988). *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press. San Diego, CA. 273 p.
- POWERS, J.F. et SCHEPERS, J.S. (1989). Nitrate contamination of groundwater in North America. *Agric. Ecosystems Env.* 26:165-189.
- REDDY, K.R., KHALEEL, R. et OVERCASH, M.R. (1980). Carbon transformations in the land areas receiving organic wastes in relation to nonpoint source pollution: A conceptual model. *J. Environ. Qual.* 3:434-442.
- ROLSTON, D.E., RAO, P.S.C., DAVIDSON, J.M. et JESSUP R.E. (1984). Simulation of the denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped and manure-amended field plots. *Soil Sci.* 137:270-279.

- SINHA, M.K., SINHA, D.P. et SINHA, H. (1977). Organic matter transformations in soils. V. Kinetics of carbon and nitrogen mineralization in soils amended with organic materials. *Plant Soil* 46:579-590.
- SMID, A.E. et BEAUCHAMP, E.G. (1976). Effects of temperature and organic matter on denitrification in soil. *Can. J. Soil Sci.* 56:385-391.
- STANFORD, G. et EPSTEIN, E. (1974). Nitrogen mineralization-water relations in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38:103-107.
- STANFORD, G., VANDER PAUL, R.A. et DZIENIA, S. (1975). Denitrification rates in relation to total extractable soil carbon. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 39:284-289.
- STEVENSON, F.J. (1982). Nitrogen in agricultural soils. Agronomy monograph no.22. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI. 940 p.
- TRÉPANIÉ, L. (1992). Évaluation de l'applicabilité d'un modèle mathématique simulant le devenir des nitrates dans les eaux souterraines agricoles. Mémoire de maîtrise. Université du Québec, INRS-Eau. Ste-Foy, Canada. 176 p.
- VILLENEUVE J.P., LAFRANCE P., BANTON, O., FRÉCHETTE, P. et ROBERT, C. (1988). A sensitivity analysis of adsorption and degradation in the modeling of pesticide transport in soils. *J. Cont. Hydrol.* 3:77-96.
- WAGENET, R.J. et HUTSON, J.L. (1989). LEACHM: Leaching Estimation and Chemistry Model: A process based model of water and solute movement transformation, plant uptake and chemical reaction in the unsaturated zone. Water Resources Institute, Cornell University. Ithaca, NY.

ANNEXE A

DESCRIPTION TECHNIQUE DE SOILN

Dans SOILN, les principaux processus du cycle de l'azote sont pris en compte (Johnsson et al, 1987); les paragraphes suivants expliquent comment ils sont représentés mathématiquement.

A.1 APPORTS

A.1.1 APPORTS EN FERTILISANTS

Les fertilisants inorganiques sont incorporés directement dans la première couche du sol. S'il s'agit de granules, un taux constant de dissolution permet le relâchement graduel. Les fertilisants organiques sont incorporés dans les deux premières couches du sol. Ce dernier apport est divisé en trois parties: le support (litière), la partie organique (faeces) et l'ammonium.

Puisque la quantité de fertilisant inorganique est normalement connue précisément, elle n'est pas étudiée dans la présente analyse de sensibilité. De plus la quantité de fertilisant organique et les transformations qui y sont associées ne sont pas étudiées.

A.1.2 DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES

Dans SOILN, les dépôts atmosphériques comprennent le dépôt sec lié aux particules de poussière ($\text{gN}/\text{m}^2/\text{jour}$), et les dépôts humides représentent la concentration en nitrates dans les précipitations (mgN/l). Le dépôt total s'incorpore directement dans le réservoir de nitrates de la première couche.

$$\text{DÉPÔT ATMOSPHERIQUE} = \text{INF} \times \text{DEPWC}/1000 + \text{DEPDY}$$

INF : Infiltration provenant du modèle SOIL (m^3/m^2)

DEPWC : Concentration moyenne en azote inorganique des précipitations
(mgN/l)

DEPDY : Dépôt sec d'azote inorganique ($\text{gN}/\text{m}^2/\text{jour}$)

A.1.3 INCORPORATION DES RÉSIDUS DE RÉCOLTE

À la fin de la période de croissance correspondant à la récolte, une fraction de l'azote total de la plante est récoltée (f_{hp}) et une autre est laissée à la surface du sol comme résidu (f_{ar}). À ce moment, la fraction restante ($1-f_{ar}-f_{hp}$) demeurée dans le sol sous forme de racines mortes est incorporée au réservoir litière de chacune des couches de sol:

$$N_{p \Rightarrow l}(z) = f_r(z) * (1 - f_{ar} - f_{hp}) * N_p$$

$N_{p \Rightarrow l}(z)$: Azote passant de la plante à la litière ($\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$)

$f_r(z)$: Fraction des racines dans la couche z

f_{ar} : Fraction de la plante laissée en surface comme résidu (HARAR)

f_{hp} : Fraction de la plante récoltée (HARHP)

N_p : Azote total de la plante (g/m^2)

L'apport en carbone à la litière est calculé proportionnellement:

$$C_{p \Rightarrow l}(z) = N_{p \Rightarrow l}(z) * \text{CNROOT}$$

$C_{p \Rightarrow l}(z)$: Carbone passant de la plante à la litière ($\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$)

CNROOT : Rapport carbone-azote des racines

Lors du labour, l'azote des résidus est incorporé au sol jusqu'à la profondeur de labour (z):

$$N_{p \Rightarrow l}(z) = f_{ar} * N_p$$

L'apport en carbone à la litière est calculé proportionnellement:

$$C_{p \Rightarrow l}(z) = N_{p \Rightarrow l}(z) * CNARES$$

CNARES : Rapport carbone-azote des résidus

A.2 TRANSFORMATIONS INTERNES

A.2.1 MINÉRALISATION ET IMMOBILISATION

Afin de représenter l'hétérogénéité de la matière organique dans le sol, celle-ci est divisée en deux parties: une partie rapidement décomposable qui reçoit la matière organique fraîche (la litière) et une autre partie qui se décompose plus lentement et qui est composée de matière organique stabilisée (l'humus). Le réservoir litière est jumelé à un réservoir carbone contrôlant la minéralisation/immobilisation de la litière ainsi que son humification.

A.2.1.1 Minéralisation nette de la litière

La décomposition de l'azote de la litière est contrôlée par la décomposition du carbone. Cette dernière produit du CO₂ (perte), de la matière organique stabilisée (humus), et de la biomasse dans un cycle interne comme l'illustre la Figure A.1.

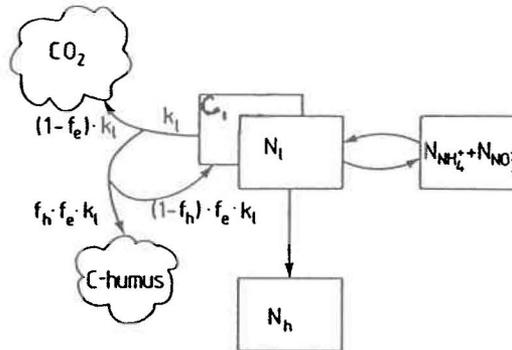


Figure A.1 Cycle interne du carbone (Johnsson et al, 1987)

La minéralisation du carbone de la litière est représentée par une réaction d'ordre 1:

$$C_{l(d)} = k_l * e_t(z) * e_m(z) * C_l(z)$$

$C_{l(d)}$: Carbone de la litière qui se minéralise (g/m^2)

k_l : Taux de décomposition de la litière (1/jour) (LITK)

$e_t(z)$: Facteur abiotique pour la température du sol

$e_m(z)$: Facteur abiotique pour la teneur en eau du sol

$C_l(z)$: Carbone dans la litière (g/m^2)

$$C_{l \Rightarrow CO_2}(z) = (1 - f_e) * C_{l(d)}(z)$$

$C_{l \Rightarrow CO_2}(z)$: Carbone passant de la litière à la forme CO_2 ($g/m^2/jour$)

f_e : Efficacité du cycle interne de la biomasse dans la litière (LITEFF)

$$C_{l \Rightarrow h}(z) = f_e * f_h * C_{l(d)}(z)$$

$C_{l \Rightarrow h}(z)$: Carbone passant de la litière à l'humus (g/m²/jour)

f_h : Fraction d'humification du carbone de la litière (LITHF)

$$C_{l \Rightarrow i}(z) = f_e * (1 - f_h) * C_{l(d)}(z)$$

$C_{l \Rightarrow i}(z)$ = Carbone dans le cycle interne de la litière (g/m²/jour)

Les ions nitrates et les ions ammonium peuvent être immobilisés, mais les nitrates le sont seulement quand il n'y a plus d'ammonium. Si l'azote inorganique devient limitant, l'immobilisation est diminuée proportionnellement au paramètre UPMA (voir A.2.3). En faisant l'hypothèse que le cycle interne du carbone et l'humification de la litière sont contrôlés par un rapport carbone/azote constant (r_0), la minéralisation ou l'immobilisation nette de l'azote dans la litière est représentée mathématiquement comme suit:

$$N_{l \Rightarrow NH_4} = [N_l(z) / C_l(z) - f_e / r_0] * C_{l(d)}(z)$$

$N_{l \Rightarrow NH_4}$: Minéralisation nette de l'azote de la litière (g/m²/jour)

$N_l(z)$: Azote dans la litière (g/m²)

r_0 : Rapport carbone/azote des microorganismes et des produits de l'humification (CNORG)

L'azote humifié durant la décomposition du carbone est inversement proportionnel au rapport C/N (r_0):

$$N_{l \Rightarrow h}(z) = f_e * f_h * C_{l(d)}(z) / r_0$$

$N_{l \Rightarrow h}(z)$: Azote de la litière qui s'humifie (g/m²/jour)

A.2.1.2 Minéralisation de l'humus

Le réservoir d'humus est composé de matière organique partiellement stabilisée et provient du réservoir de litière sous la forme de carbone et d'azote. Dans le modèle, l'humus peut uniquement se minéraliser; il n'y a pas d'immobilisation. La minéralisation de l'humus est représentée par une réaction d'ordre 1:

$$N_{h \Rightarrow NH_4^+}(z) = k_h * e_t(z) * e_m(z) * N_h(z)$$

$N_{h \Rightarrow NH_4^+}(z)$: Azote de l'humus qui se minéralise (g/m²/jour)

k_h : Taux de minéralisation de l'humus (1/jour) (HUMK)

$N_h(z)$: Azote dans l'humus (g/m²)

A.2.2 NITRIFICATION

Dans SOILN, la nitrification est représentée par une réaction d'ordre 1. Celle-ci est limitée par un terme qui représente les ions ammonium non disponibles, le rapport nitrates/ammonium (n_q) caractéristique à un sol:

$$N_{NH_4 \Rightarrow NO_3}(z) = k_n * e_t(z) * e_m(z) * [N_{NH_4}(z) - N_{NO_3}(z)/n_q]$$

$N_{NH_4 \Rightarrow NO_3}(z)$: Azote ammoniacal oxydé en azote nitrique (g/m²/jour)

$N_{NH_4}(z)$: Azote dans le réservoir ammonium (g/m²)

$N_{NO_3}(z)$: Azote dans le réservoir nitrates (g/m²)

k_n : Taux de nitrification de l'ammonium (1/jour) (NITK)

n_q : Rapport nitrates/ammonium (NITR)

A.2.3 PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES

La demande en azote (nitrates et ammonium) de la plante est représentée dans SOILN par une fonction définissant la demande potentielle cumulative:

$$\int u(t)dt = \frac{u_a}{1 + u_b * e^{-u_c * t}}$$

u_a : Prélèvement potentiel d'azote (UPA)

u_b : Contenu initial en azote (UPB)

u_c : Coefficient de la fonction de demande correspondant au taux d'absorption (1/jour) (UPC)

Lorsque la concentration en azote inorganique est faible, une fraction de l'azote total, f_{ma} est employée afin de ne pas vider les réservoirs nitrates ou ammonium:

$$N_{NO3 \Rightarrow p}(z) = \text{MIN} \left\{ f_r(z) * \frac{N_{NO3}(z)}{N_{NO3}(z) + N_{NH4}(z)} * u ; f_{ma} * N_{NO3}(z) \right\}$$

$$N_{NH4 \Rightarrow p}(z) = \text{MIN} \left\{ f_r(z) * \frac{N_{NH4}(z)}{N_{NO3}(z) + N_{NH4}(z)} * u ; f_{ma} * N_{NH4}(z) \right\}$$

$N_{NO3 \Rightarrow p}(z)$: Azote nitrique prélevé par les plantes (g/m²/jour)

$N_{NH4 \Rightarrow p}(z)$: Azote ammoniacal prélevé par les plantes (g/m²/jour)

$f_r(z)$: Fraction de racines dans la couche z

u : Dérivée de la courbe de croissance

f_{ma} : Fraction de l'azote inorganique disponible pour le prélèvement et l'immobilisation (UPMA)

La variable "fr" représente la fraction des racines dans la couche z et stimule la demande en azote de chaque couche. La demande réelle sera le minimum des deux fonctions. Si la demande réelle est inférieure à la demande potentielle, il peut y avoir compensation vers d'autres couches où la demande réelle excéderait la demande potentielle, ceci étant géré par le paramètre UPMOV.

A.2.4 FACTEURS ABIOTIQUES

Un facteur permet de tenir compte de l'effet de la température sur les constantes de réaction de minéralisation/immobilisation, de nitrification et de dénitrification. Pour ces processus, ce facteur est représenté à l'aide d'une fonction Q_{10} :

$$e_t(z) = Q_{10}^{[(T(z)-t_b)/10]}$$

$e_t(z)$: Facteur abiotique température du sol

Q_{10} : Réponse à une variation de température de 10°C

$T(z)$: Température du sol dans la couche z

t_b : Température de base à laquelle $e_t(z) = 1$ (°C) (TEMBAS)

Un second facteur, le "facteur abiotique teneur en eau" ajuste les constantes de réaction selon la teneur en eau du sol. Celui relatif aux processus aérobies (minéralisation nette et nitrification) augmente de chaque côté d'un optimum de teneurs en eau. Les réactions biochimiques sont ralenties lorsque les teneurs en eau sont plus faibles (vers l'assèchement) car la biomasse n'a pas assez d'eau pour fonctionner, ou plus élevées (vers la saturation) car la biomasse concernée est aérobique et l'eau limite l'oxygène disponible nécessaire à leur métabolisme. Le facteur est régi par les équations suivantes:

$$e_m(z) = e_s + (1 - e_s) * \frac{(\theta_s(z) - \theta(z))}{(\theta_s(z) - \theta_{ho}(z))} \quad \text{si} \quad \theta_s(z) \geq \theta(z) \geq \theta_{ho}(z)$$

$$e_m(z) = 1 \quad \text{si} \quad \theta_{ho}(z) \geq \theta(z) \geq \theta_{lo}(z)$$

$$e_m(z) = \frac{(\theta(z) - \theta_w(z))}{(\theta_{lo}(z) - \theta_w(z))} \quad \text{si} \quad \theta_{lo}(z) \geq \theta(z) \geq \theta_w(z)$$

et

$$\theta_{lo}(z) = \theta_w(z) + \Delta\theta_1$$

$$\theta_{ho}(z) = \theta_s(z) - \Delta\theta_2$$

$e_m(z)$: Facteur abiotique teneur en eau du sol

e_s : Activité à saturation du facteur abiotique teneur en eau du sol (MOSSA)

$\theta_s(z)$: Teneur en eau à saturation de la couche z (%)

$\theta_w(z)$: Teneur en eau au point de flétrissement de la couche z (%)

$\theta(z)$: Teneur en eau de la couche z (%)

$\Delta\theta_1$: Intervalle de teneur en eau définissant une activité croissante (MOS(1))

$\Delta\theta_2$: Intervalle de teneur en eau définissant une activité décroissante
(MOS(2))

$\theta_{lo}(z)$: Teneur en eau au début de l'optimum (%)

$\theta_{ho}(z)$: Teneur en eau à la fin de l'optimum (%)

Pour la dénitrification (processus anaérobie), la fonction ajustant la constante de réaction selon la teneur en eau du sol est différente: elle représente la concentration en oxygène dans le sol. La fonction est nulle pour des teneurs en eau allant de 0 jusqu'à θ_d , teneur en eau où la dénitrification devient possible, et croît jusqu'à θ_s où elle vaut 1 et où la dénitrification est optimale:

$$e_{md}(z) = [(\theta(z) - \theta_d(z)) / (\theta_s(z) - \theta_d(z))]^d$$

$e_{md}(z)$: Facteur abiotique pour la teneur en eau du sol lors de la dénitrification

$\theta_d(z)$: Teneur en eau à partir de laquelle la dénitrification existe (%)

$\theta_s(z) - \theta_d(z)$: MOSDEN (%)

d : Pente de la courbe

A.3 PERTES

A.3.1 DÉNITRIFICATION

La dénitrification est définie à l'aide d'une cinétique de Michaelis-Menten: une vitesse maximale de dénitrification et une fonction de la concentration en nitrates contrôlée par une constante de demi-saturation.

$$N_{NO3 \Rightarrow N2}(z) = k_d * e_{md}(z) * e_t(z) * \left\{ \frac{NO3(z)}{NO3(z) + c_s} \right\}$$

$N_{NO3 \Rightarrow N2}(z)$: Azote passant de la forme nitrique à la forme gazeuse
(g/m²/jour)

k_d : vitesse maximale de dénitrification, V_{max} (gN/m²/jour) (DENPOT)

c_s : Constante de demi-saturation (mgN/l) (DENHS)

A.3.2 RÉCOLTE

Pour simuler la récolte, SOILN exporte une fraction de l'azote total des plantes (f_{hp}) à la fin de leur période de croissance définie par l'utilisateur. Comme mentionné plus haut, une autre fraction est laissée en surface comme résidu de récolte (f_{ar}) et le reste est incorporé dans le réservoir litière de chaque couche selon la fraction de

racines présentes ($f_r(z)$). Les résidus sont incorporés au temps et à la profondeur précisés par l'utilisateur.

A.3.3 LESSIVAGE

La quantité d'eau percolant à travers les couches de sol est simulée dans le modèle SOIL. Dans SOILN, les ions ammonium sont considérés comme immobiles et seuls les nitrates peuvent migrer. Ces derniers sont entièrement en solution et migrent selon le produit du débit d'eau et de la concentration en nitrates dans chaque couche. Aucune dispersion n'est simulée; il s'agit donc d'un écoulement de type piston.

ANNEXE B

PARAMÈTRES DE RÉFÉRENCE

B.1 PARAMÈTRES DE RÉFÉRENCE POUR LE SITE 1 (Québec)

```

#-----
# SITE_1.PAR
#-----
# SWITCHES
#-----
ADDSIM      OFF  AVERAGED      ON  AVERAGEG     ON
AVERAGET    ON  AVERAGEX      ON  CHAPAR        ON
DENDIST     OFF  DRIVCROP      OFF  DRIVEXT       OFF
DRIVMANA    OFF  DRIVPG        ON  GROWTH        OFF
GWFLOW      OFF  INSTATE       ON  LISALLV       ON
MANURE      OFF  OUTFORN       OFF  OUTSTATE      ON
ROOTDIST    OFF  TEMPR         OFF  VALIDPG       OFF
#-----
# PARAMETERS
#-----
# External inputs
#-----
DEPDRY      0.001  DEPWC         0.8  FERDAY        149
FERK        0.15  FERN          4    GWCONC        0
# Mineralization and immobilization
#-----
CNORG       7.1  HUMK          2e-005  LITEFF        0.5
LITHF       0.15  LITK          0.035  NITK          0.2
NITR        20
# Soil moisture response
#-----
MOS(1)      11  MOS(2)        11  MOSM          1
MOSSA       0.6
# Soil temperature response
#-----
TEMBAS      20  TEMQ10        3

```

Denitrification

DEND	1	DENHS	5	DENPOT	0.3
DFRAC(1)	0.7	DFRAC(2)	0.13	DFRAC(3)	0.09
DFRAC(4)	0.06	DFRAC(5)	0.02	DFRAC(6)	0
DFRAC(7)	0	DFRAC(8)	0	DFRAC(9)	0
DFRAC(10)	0	MOSDEN	15		

Soil profile

NUMLAY	7	THICK(1)	0.2	THICK(2)	0.2
THICK(3)	0.2	THICK(4)	0.2	THICK(5)	0.2
THICK(6)	0.4	THICK(7)	0.6	UNUM	6
UPROF	90	VC	1		

Stream water

CONPOT	0
--------	---

Soil management

PLOUGHDAY	158	PLOUGHDEP	-0.1
-----------	-----	-----------	------

Plant N uptake and Management

CNARES	60	CNROOT	25	HARAR(1)	0.5
HARHP(1)	0.2	HARLR(1)	0	UPA(1)	12
UPB(1)	1	UPC(1)	0.1	UPET(1)	288
UPET(2)	0	UPMA	0.08	UPMOV	1
UPST(1)	162	UPST(2)	0		

Plant Root development

ROOTDEP(1)	0	ROOTDEP(2)	-0.2	ROOTDEP(3)	-0.8
ROOTDEP(4)	-1	ROOTDEP(5)	0	ROOTF(1)	0.7
ROOTF(2)	0.13	ROOTF(3)	0.09	ROOTF(4)	0.06
ROOTF(5)	0.02	ROOTF(6)	0	ROOTF(7)	0
ROOTF(8)	0	ROOTF(9)	0	ROOTF(10)	0
ROOTT(1)	149	ROOTT(2)	162	ROOTT(3)	192
ROOTT(4)	222	ROOTT(5)	288	ROOTT(6)	0

Plotting on line

STPMAX 0 STXTGD 0

#-----
Control variables
#-----

STARTDAT "1991-05-01 00:00"
ENDDAT "1995-04-30 24:00"
OUTINTD 1
OUTINTM 0
NUMITER 1
RUNID ""

#-----
SELECTED OUTPUT VARIABLES
#-----

Flow variables

DLOSS [7]
NHARV [1]

Auxiliary variables

NCONC [7]
NH4T [1]
NHTPROF [1]
NLTPROF [1]
NO3T [1]
TOTDEN [1]

#-----
FILES
#-----

Driving variable file

FILE(1) DRIV5ANS.BIN

Parameter file

FILE(2) SITE_1.PAR

Translation file

FILE(3) SOILN.TRA

Initial states file

FILE(4) SOILN2.INI

Final states file

FILE(5) SOILN.FIN

Hydraulic soil properties

FILE(8) SOILP.DAT

PARAMETERS TO BE CHANGED DURING THE RUN

At: "1991-01-01	:	"
FERDAY		149
FERN		4
At: "1991-07-25	:	"
FERDAY		207
FERN		9.35
At: "1992-01-01	:	"
FERDAY		149
FERN		4
At: "1992-07-25	:	"
FERDAY		207
FERN		9.35
At: "1993-01-01	:	"
FERDAY		149
FERN		4
At: "1993-07-25	:	"
FERDAY		207
FERN		9.35
At: "1994-01-01	:	"
FERDAY		149
FERN		4
At: "1994-07-25	:	"
FERDAY		207
FERN		9.35
At: "1995-01-01	:	"
FERDAY		149
FERN		4

B.2 PARAMÈTRES DE RÉFÉRENCE POUR LE SITE 2 (Suède)

```

#-----
# SITE_2.PAR
#-----
# SWITCHES
#-----
ADDSIM      OFF  AVERAGE      ON  AVERAGEG      ON
AVERAGET    ON   AVERAGEX     ON  CHAPAR         ON
DENDIST     OFF  DRIVCROP      ON  DRIVEXT        2
DRIVMANA    2   DRIVPG        ON  GROWTH         OFF
GWFLOW      ON   INSTATE       ON  LISALLV        ON
MANURE      ON   OUTFORN       OFF OUTSTATE       ON
ROOTDIST    OFF  TEMPR         OFF VALIDPG        OFF

#-----
# PARAMETERS
#-----
# External inputs
#-----
DEPDRY      0.001  DEPWC         0.8  FERK           0.15
GWCONC      0.3

# Mineralization and immobilization
#-----
CNORG        12  FECEFF        0.5  FECHF          0.2
FECK         0.035  HUMK         0.0001  LITEFF        0.5
LITHF        0.2  LITK         0.035  NITK          0.2
NITR         6

# Soil moisture response
#-----
MOS(1)       12  MOS(2)        8  MOSM           1
MOSSA        0.2

# Soil temperature response
#-----
TEMBAS       20  TEMQ10        2

```

Denitrification

DEND	2	DENHS	10	DENPOT	0.04
DFRAC(1)	0.5	DFRAC(2)	0.3	DFRAC(3)	0.1
DFRAC(4)	0.07	DFRAC(5)	0.03	DFRAC(6)	0
DFRAC(7)	0	DFRAC(8)	0	DFRAC(9)	0
DFRAC(10)	0	MOSDEN	10		

Soil profile

NUMLAY	8	THICK(1)	0.1	THICK(2)	0.15
THICK(3)	0.15	THICK(4)	0.2	THICK(5)	0.2
THICK(6)	0.2	THICK(7)	0.3	THICK(8)	0.4
UNUM	4	UPROF	62	VC	1

Stream water

CONPOT	0
--------	---

Plant N uptake and Management

UPA(1)	20	UPB(1)	2	UPC(1)	0.12
UPET(1)	230	UPET(2)	0	UPMA	0.07
UPMOV	0.2	UPST(1)	125	UPST(2)	0

Plant Root development

ROOTDEP(1)	-0.01	ROOTF(1)	0.5	ROOTF(2)	0.3
ROOTF(3)	0.1	ROOTF(4)	0.07	ROOTF(5)	0.03
ROOTF(6)	0	ROOTF(7)	0	ROOTF(8)	0
ROOTF(9)	0	ROOTF(10)	0		

Plotting on line

STPMAX	0	STXTGD	0
--------	---	--------	---

CONTROL VARIABLES

STARTDAT	"1989-05-01 00:00"
ENDDAT	"1990-04-30 24:00"
OUTINTD	1
OUTINTM	0
NUMITER	1
RUNID	""

```

#-----
# SELECTED OUTPUT VARIABLES
#-----

# Flow variables
-----

NHARV          [1]

# Auxiliary variables
-----

NFTPROF       [1]
NH4T          [1]
NHTPROF       [1]
NLTPROF       [1]
NO3T          [1]
PIPEL         [1]
TOTDEN        [1]

#-----
# FILES
#-----
# Driving variable file
-----
FILE(1)  C:\SOIL2\DEMO\SOILN\MEL\DRIVN_H.BIN

# Parameter file
-----
FILE(2)  ESSAI2B.PAR

# Translation file
-----
FILE(3)  C:\SOIL2\DEMO\SOILN\MEL\SOILN.TRA

# Initial states file
-----
FILE(4)  SOILN2.INI

# Final states file
-----
FILE(5)  SOILN.FIN

# Hydraulic soil properties
-----
FILE(8)  C:\SOIL2\DEMO\SOILN\MEL\SOILP.DAT

# External inputs PG-file
-----
FILE(9)  C:\SOIL2\DEMO\SOILN\MEL\EXT.BIN

```

Crop - driving variable file

FILE(10) C:\SOIL2\DEMO\SOILN\MEL\CROP_H.BIN

Management - driving variable file

FILE(11) C:\SOIL2\DEMO\SOILN\MEL\MANAGHST.BIN

ANNEXE C

COURBES F ET dF/F

C.1 SITE 1

C.1.1 Courbes de lessivage

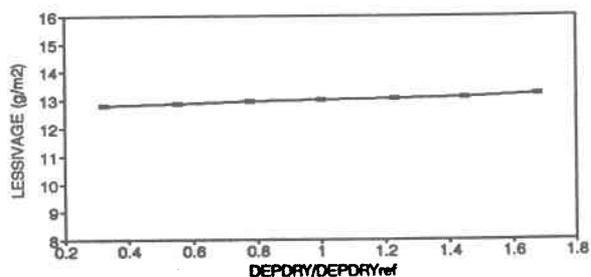


Figure C.1 DEPDRY - F (site 1)

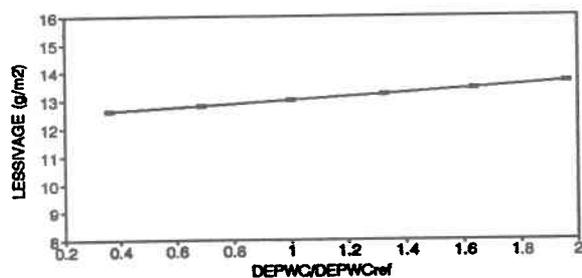


Figure C.2 DEPWC - F (site 1)

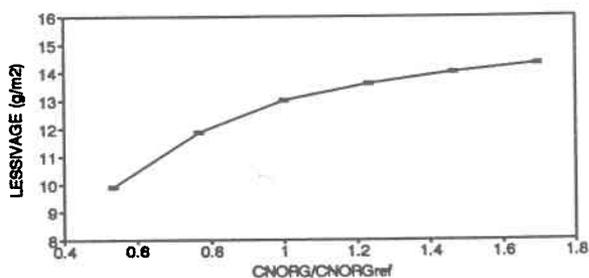


Figure C.3 CNORG - F (site 1)

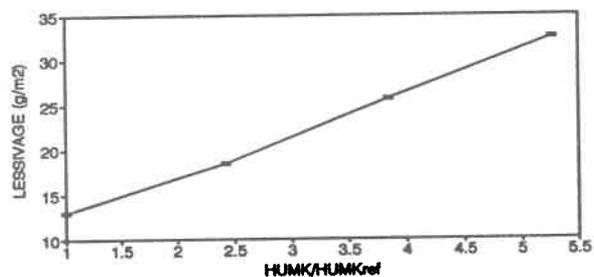


Figure C.4 HUMK - F (site 1)

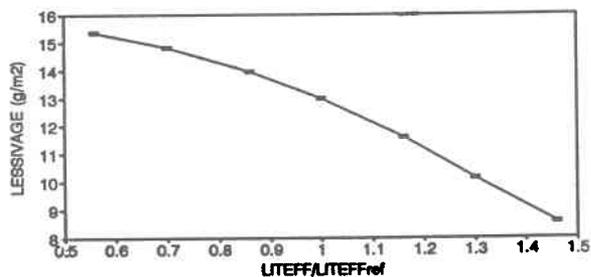


Figure C.5 LITEFF - F (site 1)

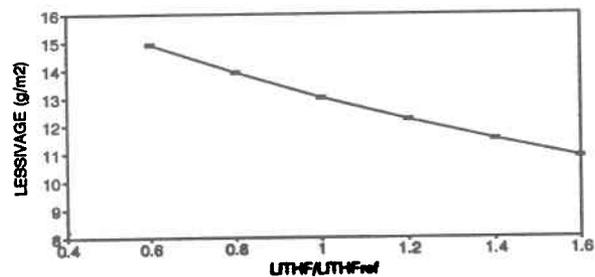


Figure C.6 LITHF - F (site 1)

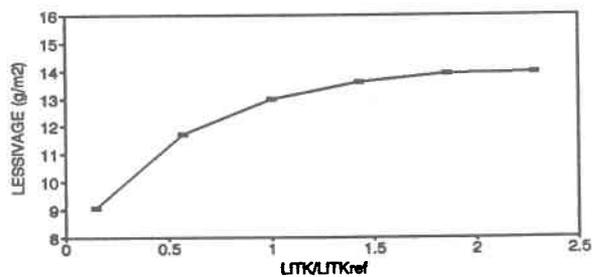


Figure C.7 LITK - F (site 1)

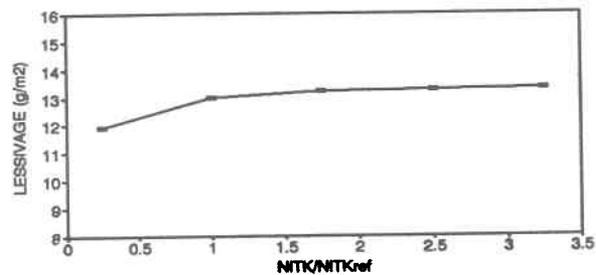


Figure C.8 NITK - F (site 1)

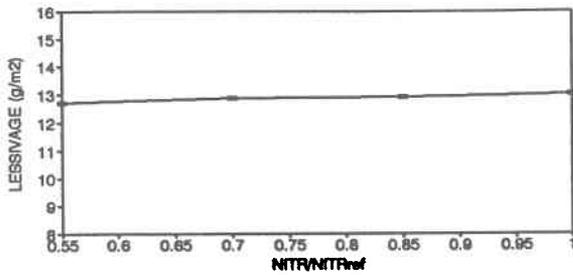


Figure C.9 NITR - F (site 1)

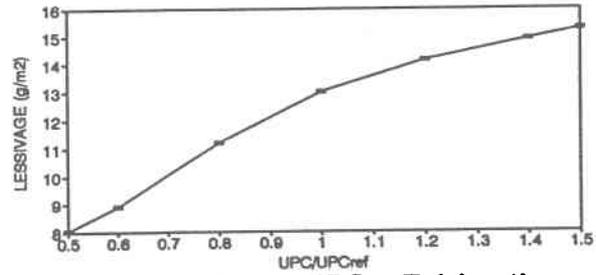


Figure C.10 UPC - F (site 1)

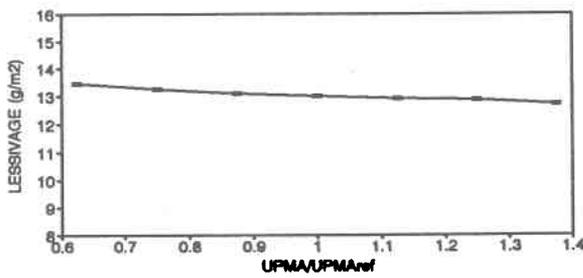


Figure C.11 UPMA - F (site 1)

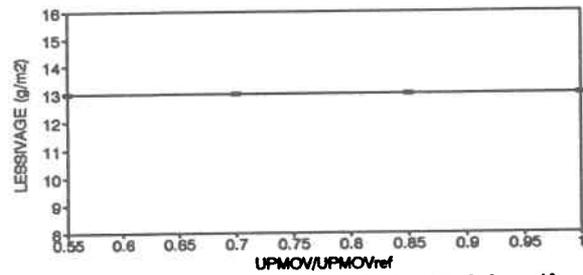


Figure C.12 UPMOV - F (site 1)

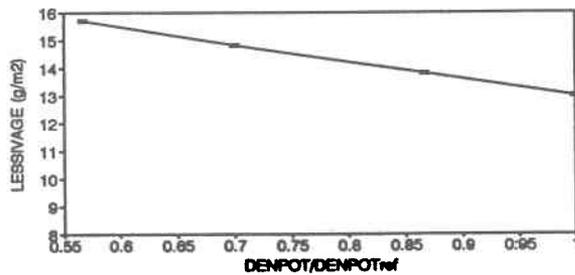


Figure C.13 DENPOT - F (site 1)

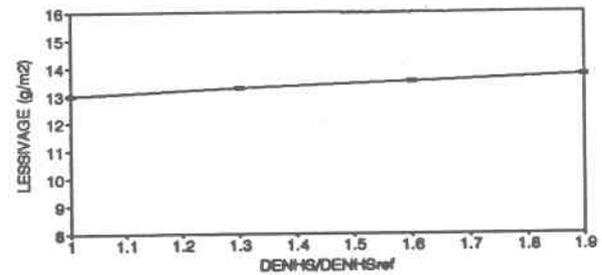


Figure C.14 DENHS - F (site 1)

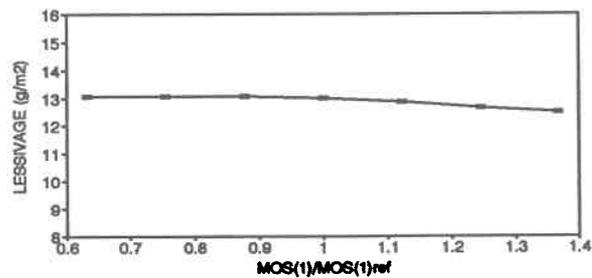


Figure C.15 MOS(1) - F (site 1)

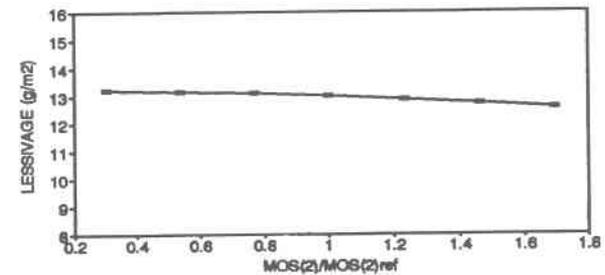


Figure C.16 MOS(2) - F (site 1)

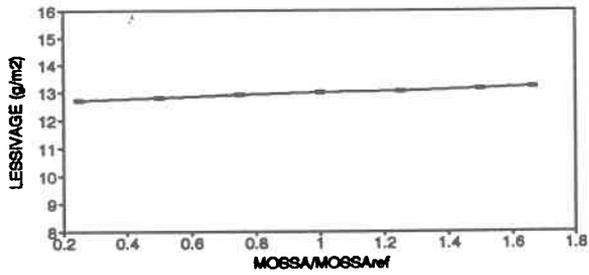


Figure C.17 MOSSA - F (site 1)

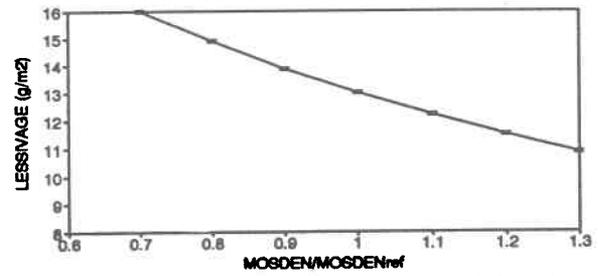


Figure C.18 MOSDEN - F (site 1)

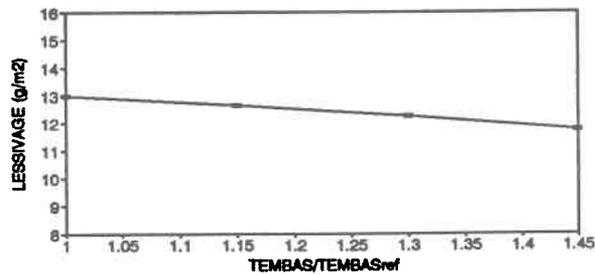


Figure C.19 TEMBAS - F (site 1)

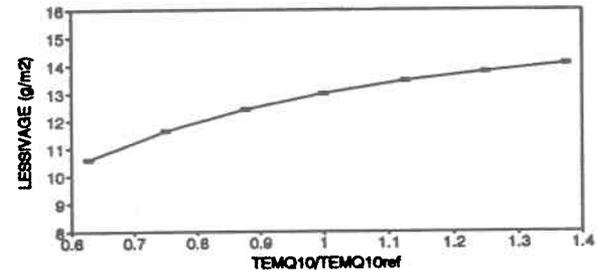


Figure C.20 TEMQ10 - F (site 1)

C.1.2 Courbes de variation de lessivage

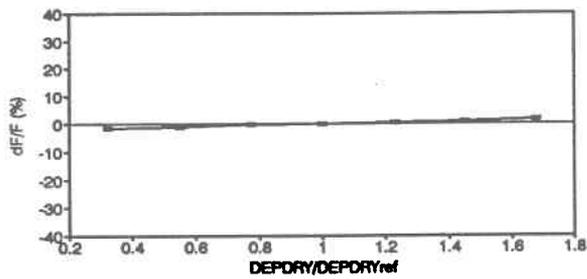


Figure C.21 DEPDY - dF/F (site 1)

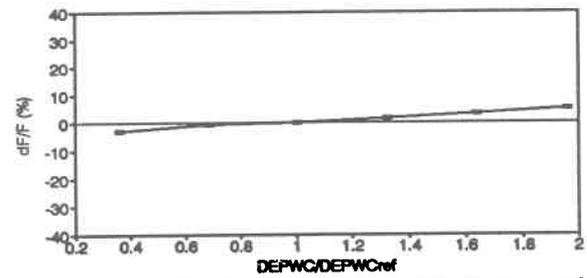


Figure C.22 DEPWC - dF/F (site 1)

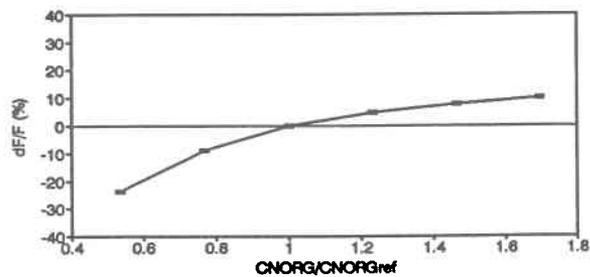


Figure C.23 CNORG - dF/F (site 1)

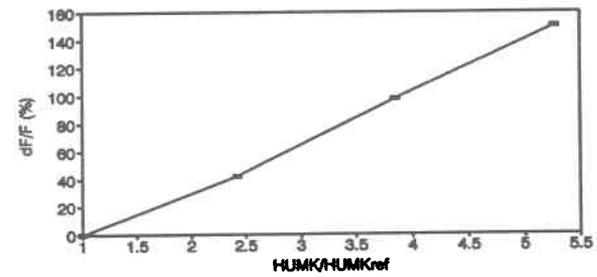


Figure C.24 HUMK - dF/F (site 1)

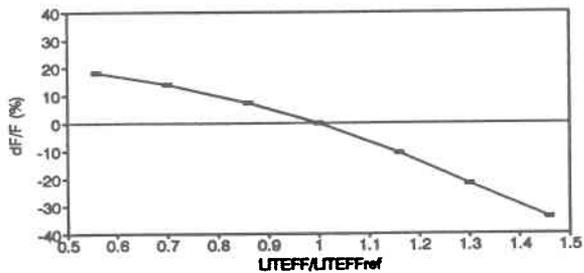


Figure C.25 LITEFF - dF/F (site 1)

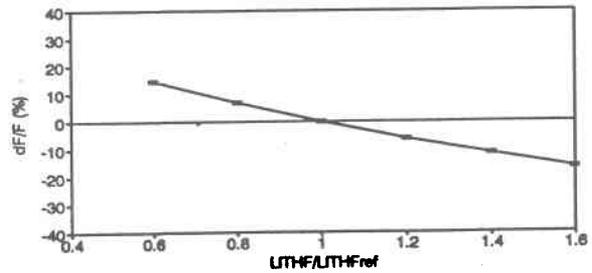


Figure C.26 LITHF - dF/F (site 1)

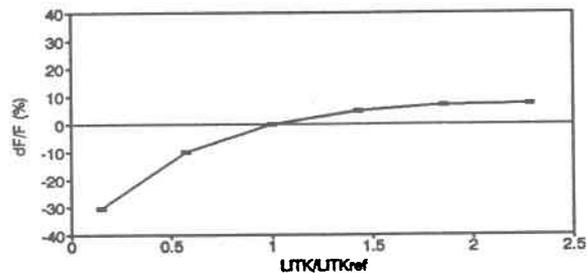


Figure C.27 LITK - dF/F (site 1)

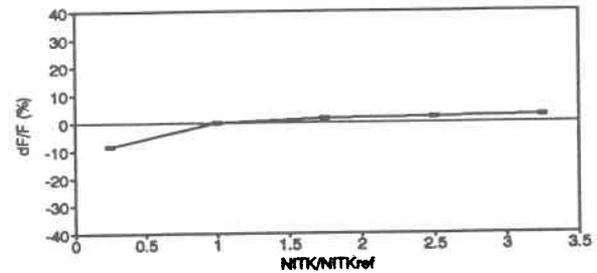


Figure C.28 NITK - dF/F (site 1)

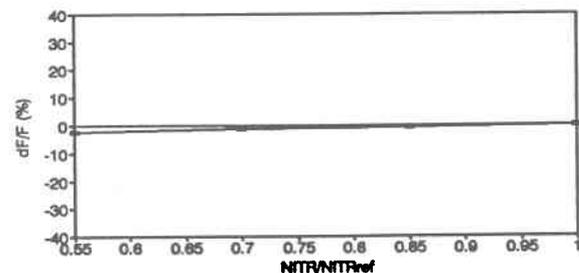


Figure C.29 NITR - dF/F (site 1)

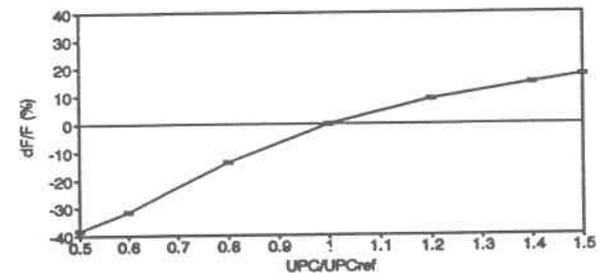


Figure C.30 UPC - dFF (site 1)

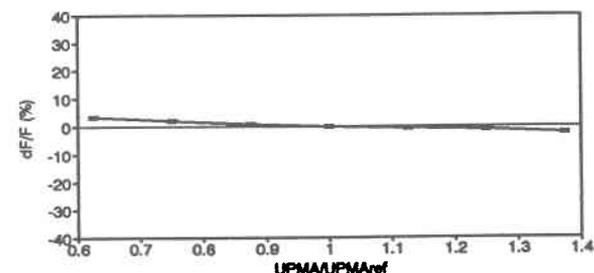


Figure C.31 UPMA - dF/F (site 1)

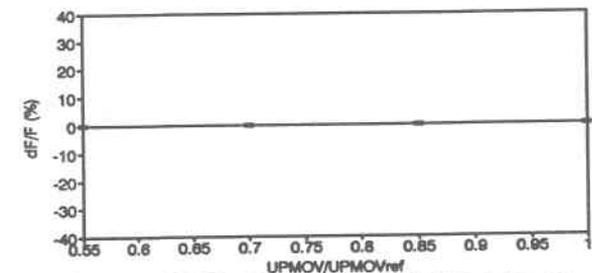


Figure C.32 UPMOV - dF/F (site 1)

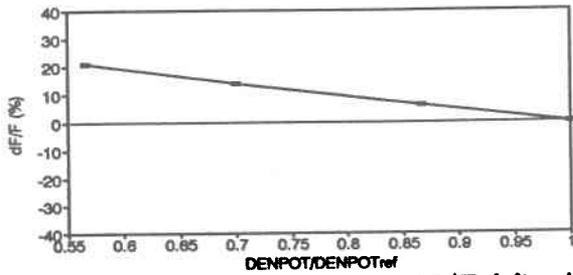


Figure C.33 DENPOT - dF/F (site 1)

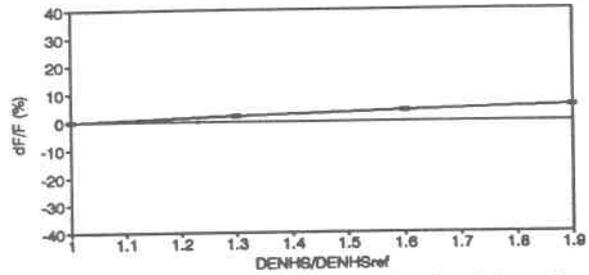


Figure C.34 DENHS - dF/F (site 1)

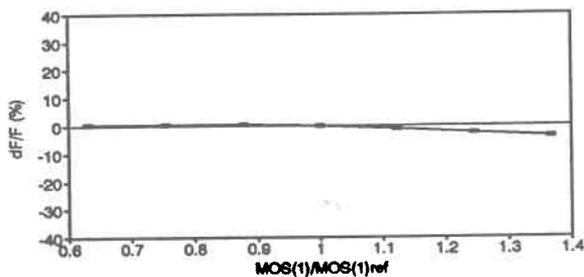


Figure C.35 MOS(1) - dF/F (site 1)

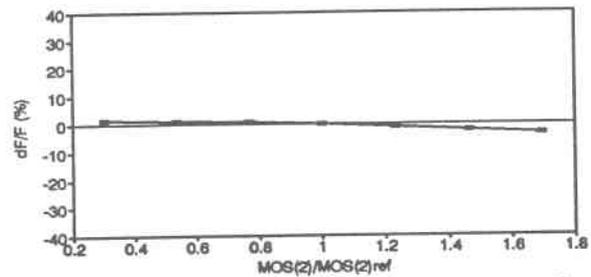


Figure C.36 MOS(2) - dF/F (site 1)

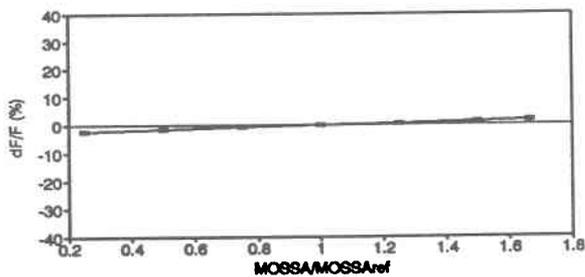


Figure C.37 MOSSA - dF/F (site 1)

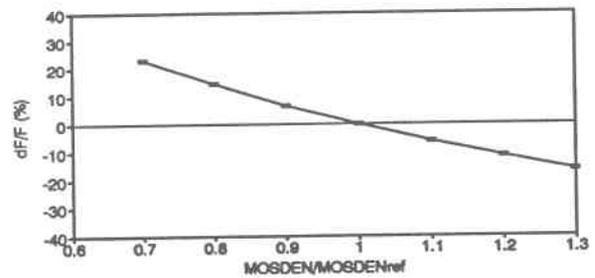


Figure C.38 MOSDEN - dF/F (site 1)

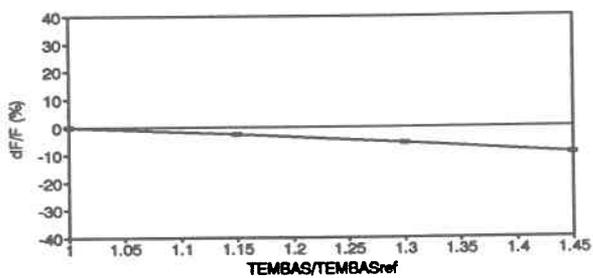


Figure C.39 TEMBAS - dF/F (site 1)

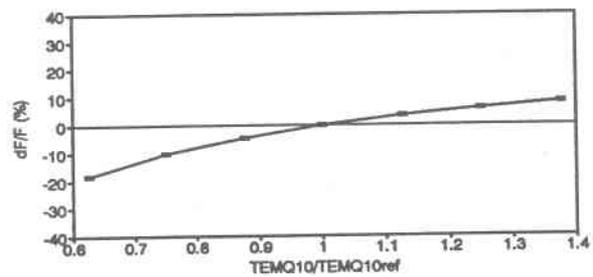


Figure C.40 TEMQ10 - dF/F (site 1)

C.2 SITE 2

C.2.1 Courbes de lessivage

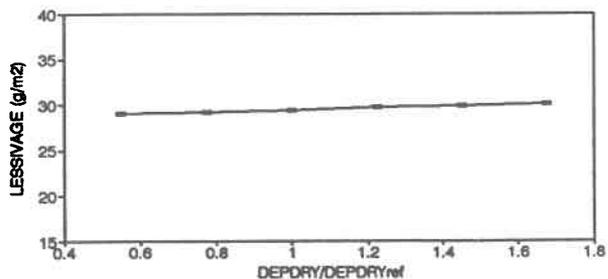


Figure C.41 DEPDY - F (site 2)

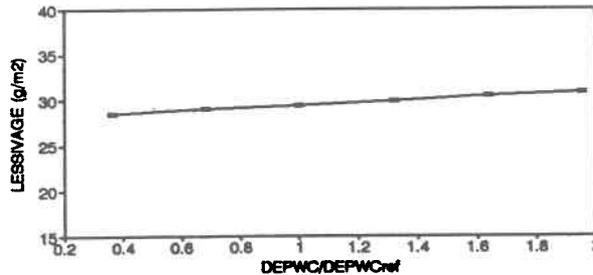


Figure C.42 DEPWC - F (site 2)

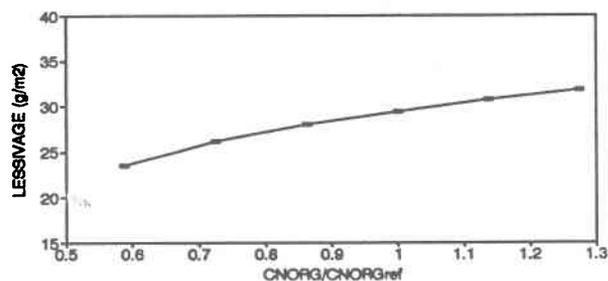


Figure C.43 CNORG - F (site 2)

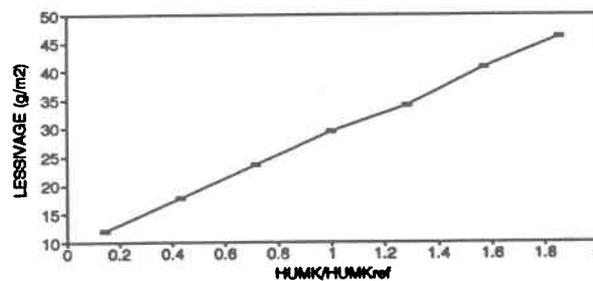


Figure C.44 HUMK - F (site 2)

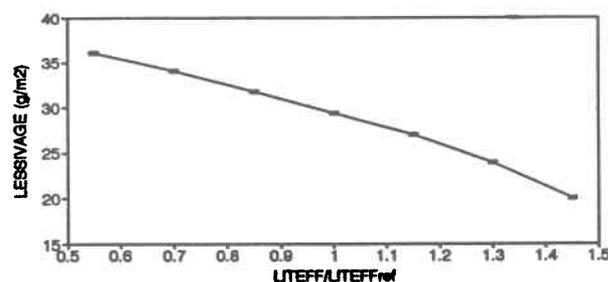


Figure C.45 LITEFF - F (site 2)

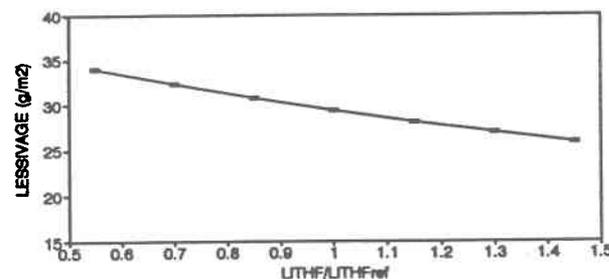


Figure C.46 LITHF - F (site 2)

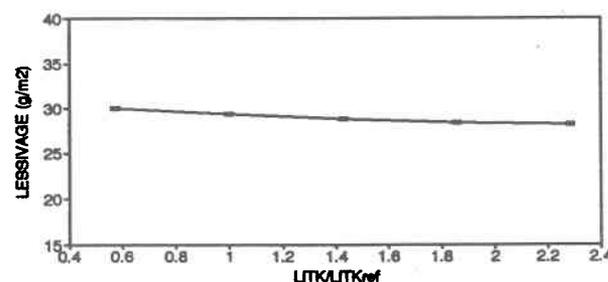


Figure C.47 LITK - F (site 2)

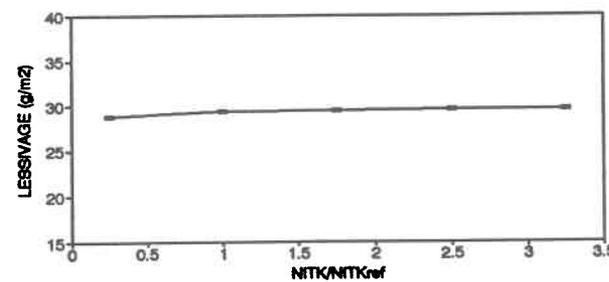


Figure C.48 NITK - F (site 2)

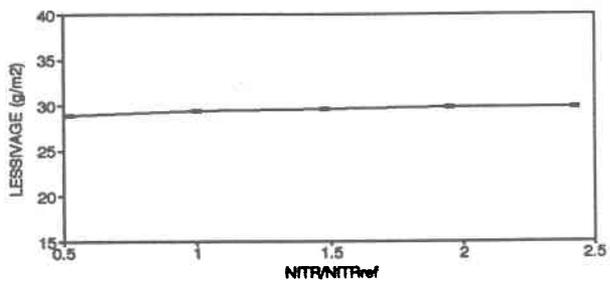


Figure C.49 NITR - F (site 2)

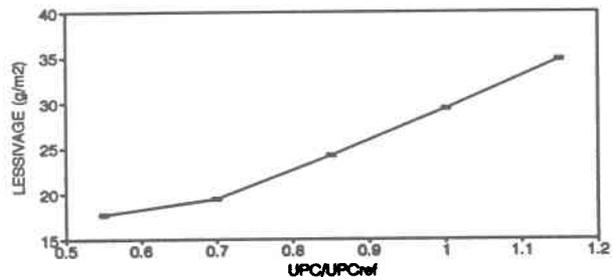


Figure C.50 UPC - F (site 2)

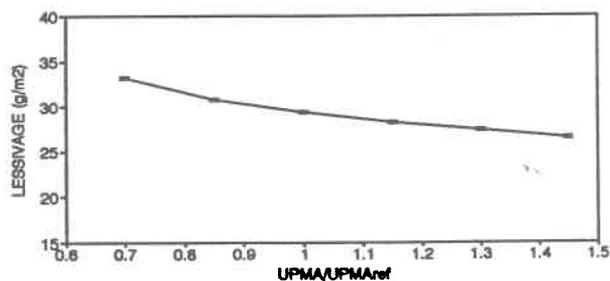


Figure C.51 UPMA - F (site 2)

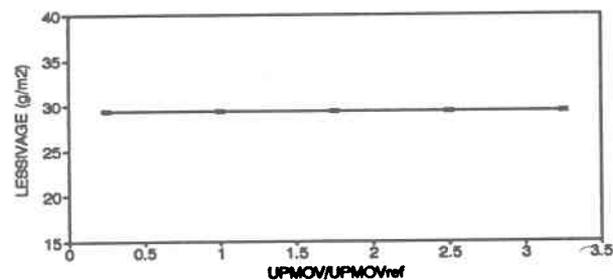


Figure C.52 UPMOV - F (site 2)

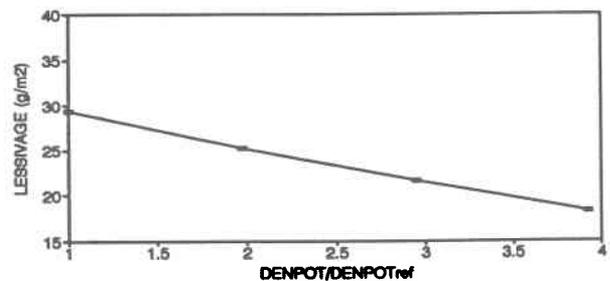


Figure C.53 DENPOT - F (site 2)

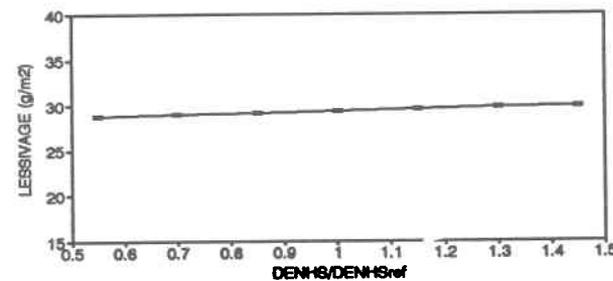


Figure C.54 DENHS - F (site 2)

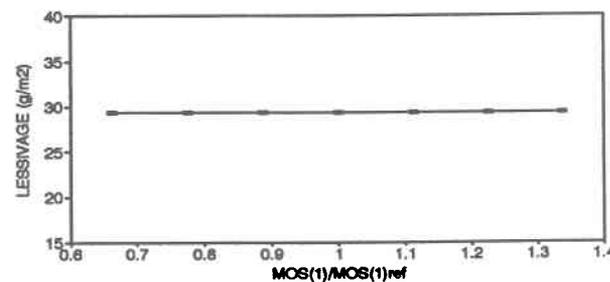


Figure C.55 MOS(1) - F (site 2)

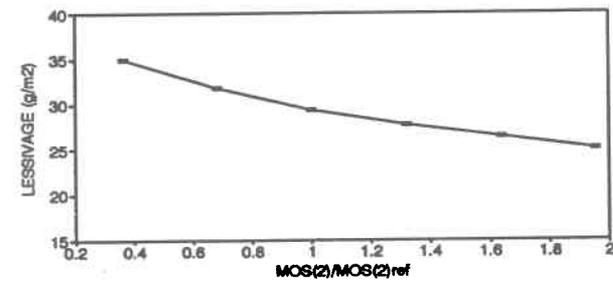


Figure C.56 MOS(2) - F (site 2)

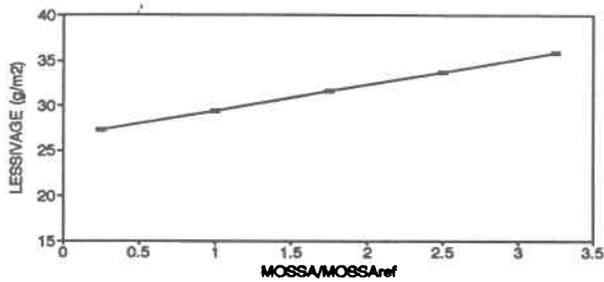


Figure C.57 MOSSA - F (site 2)

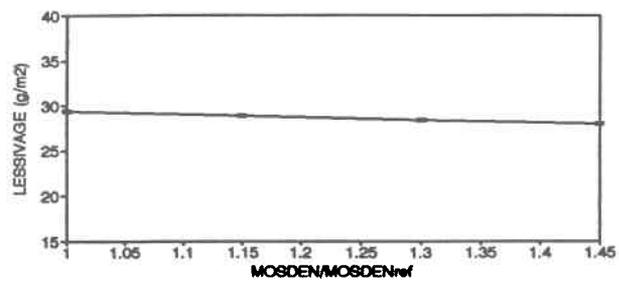


Figure C.58 MOSDEN - F (site 2)

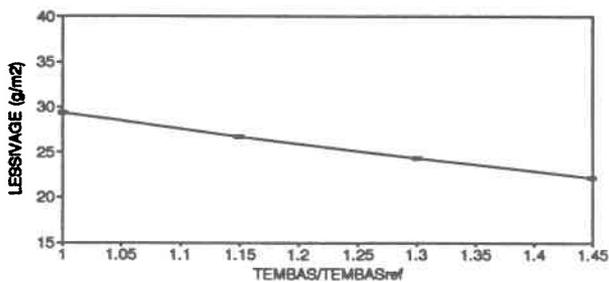


Figure C.59 TEMBAS - F (site 2)

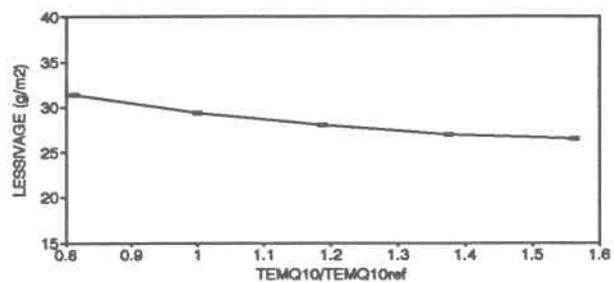


Figure C.60 TEMQ10 - F (site 2)

C.2.2 Courbes de variation de lessivage

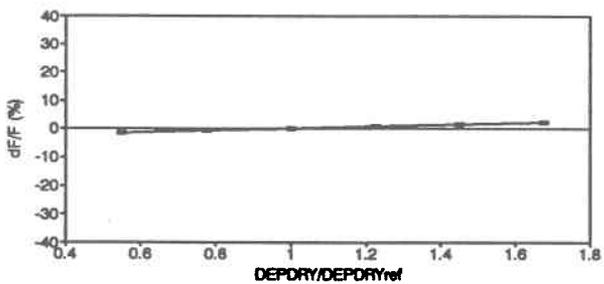


Figure C.61 DEPDYR - dF/F (site 2)

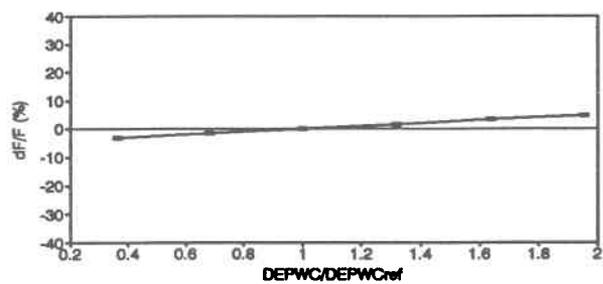


Figure C.62 DEPWC - dF/F (site 2)

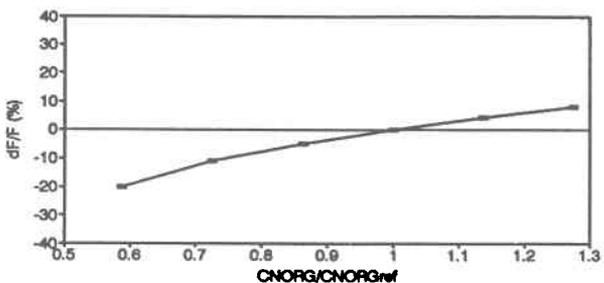


Figure C.63 CNORG - dF/F (site 2)

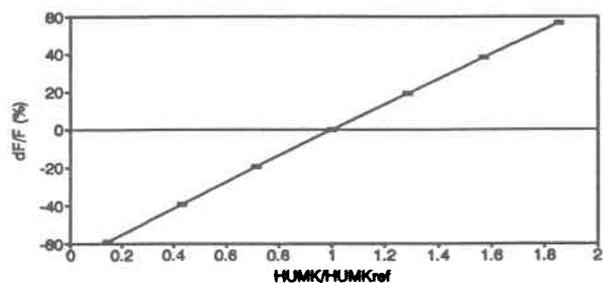


Figure C.64 HUMK - dF/F (site 2)

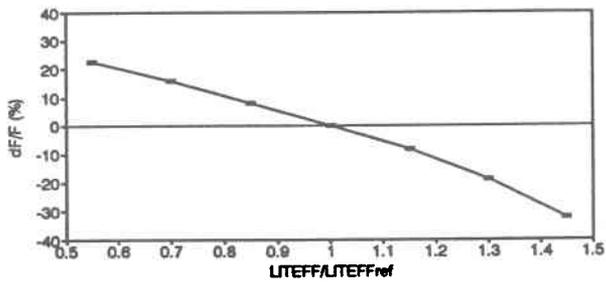


Figure C.65 LITEFF - dF/F (site 2)

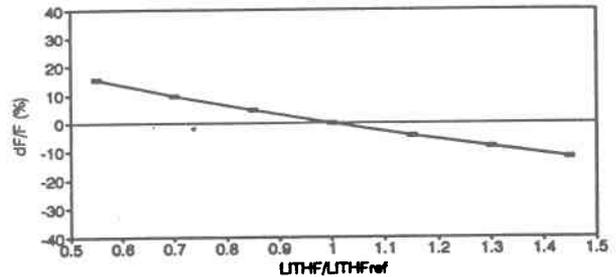


Figure C.66 LITHF - dF/F (site 2)

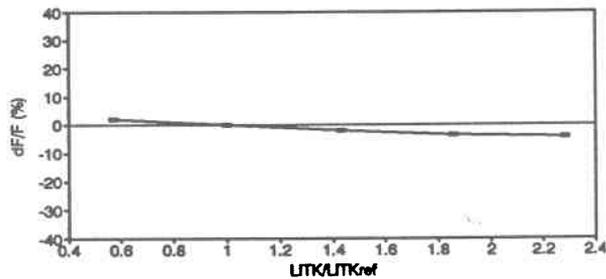


Figure C.67 LITK - dF/F (site 2)

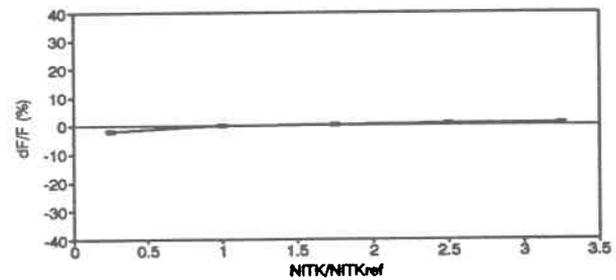


Figure C.68 NITK - dF/F (site 2)

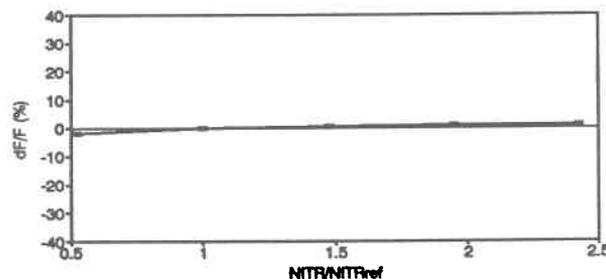


Figure C.69 NITR - dF/F (site 2)

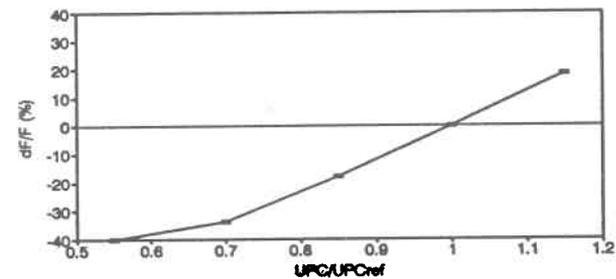


Figure C.70 UPC - dF/F (site 2)

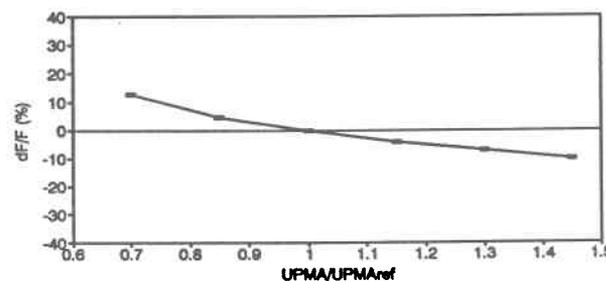


Figure C.71 UPMA - dF/F (site 2)

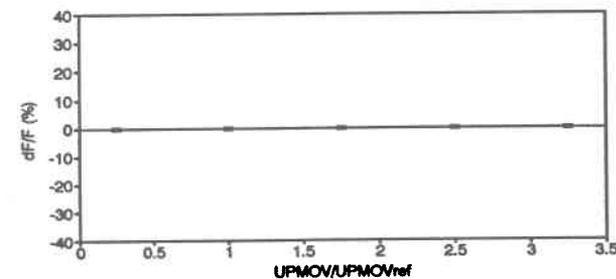


Figure C.72 UPMOV - dF/F (site 2)

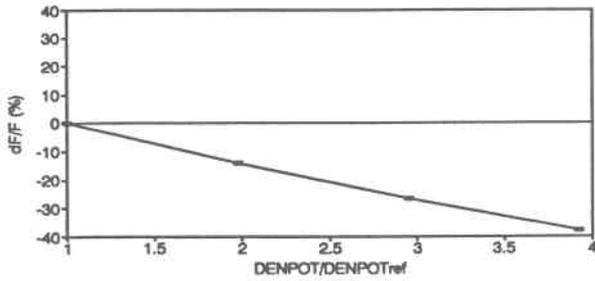


Figure C.73 DENPOT - dF/F (site 2)

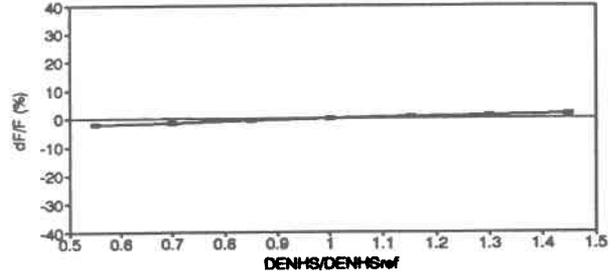


Figure C.74 DENHS - dF/F (site 2)

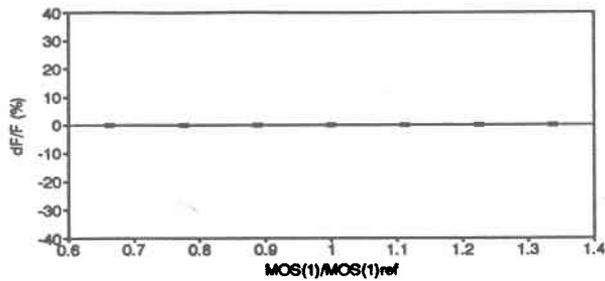


Figure C.75 MOS(1) - dF/F (site 2)

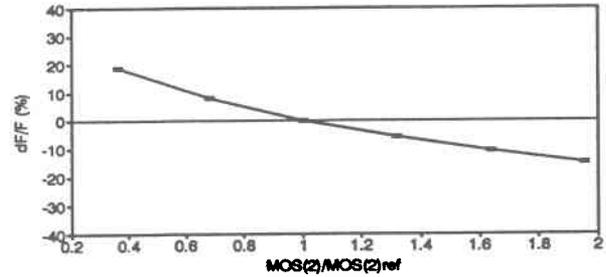


Figure C.76 MOS(2) - dF/F (site 2)

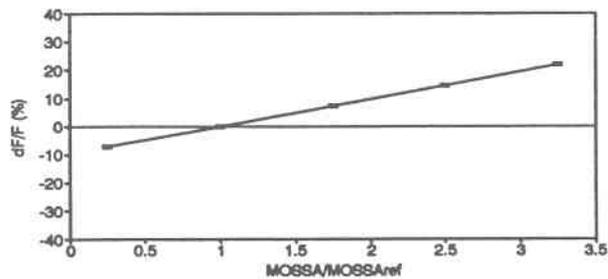


Figure C.77 MOSSA - dF/F (site 2)

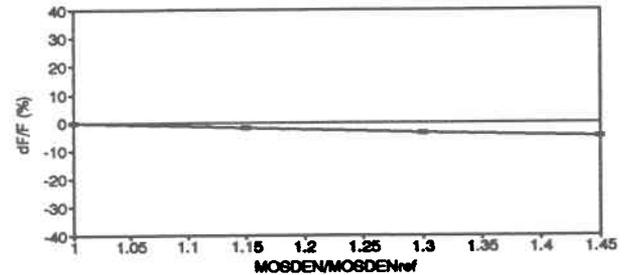


Figure C.78 MOSDEN - dF/F (site 2)

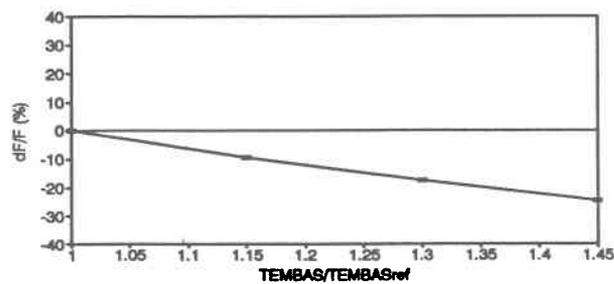


Figure C.79 TEMBAS - dF/F (site 2)

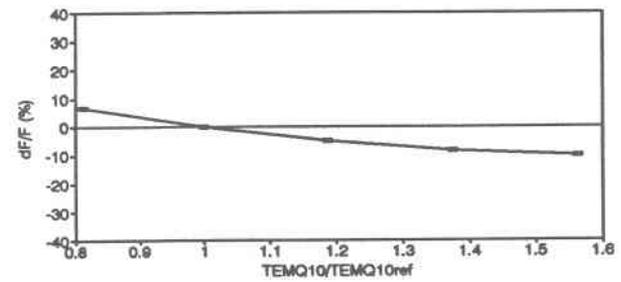
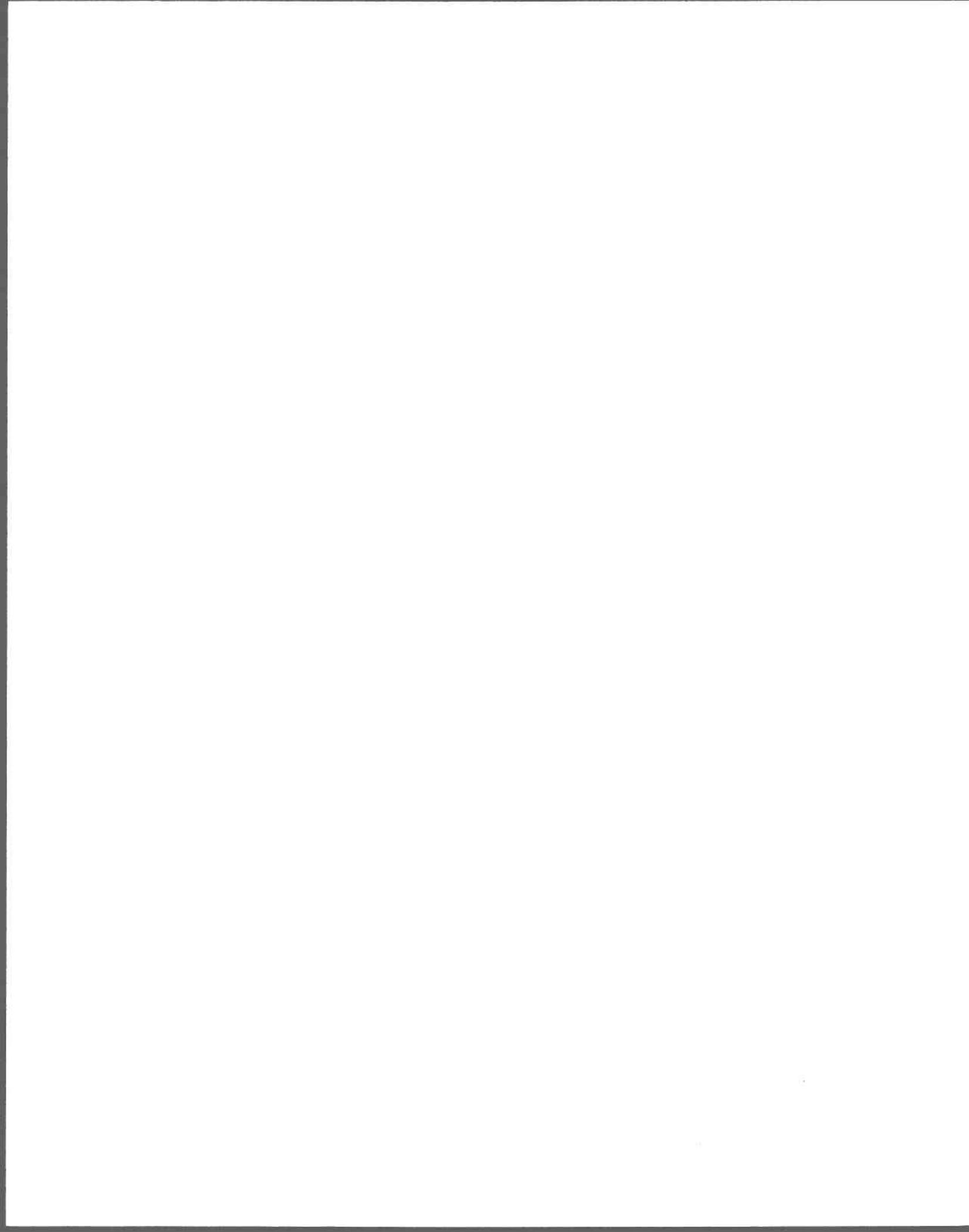


Figure C.80 TEMQ10 - dF/F (site 2)

**Identification des paramètres du cycle de l'azote
qui conditionnent la fiabilité d'un modèle
simulant le lessivage des nitrates.**

Marie Larocque

INRS-Eau, Octobre 1992



MÉMOIRE DE MAÎTRISE

INRS-EAU

**IDENTIFICATION DES PARAMÈTRES DU CYCLE DE L'AZOTE
QUI CONDITIONNENT LA FIABILITÉ D'UN MODÈLE
SIMULANT LE LESSIVAGE DES NITRATES**

par

Marie Larocque

Directeur: Jean-Pierre Villeneuve

Codirecteur: Olivier Banton

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

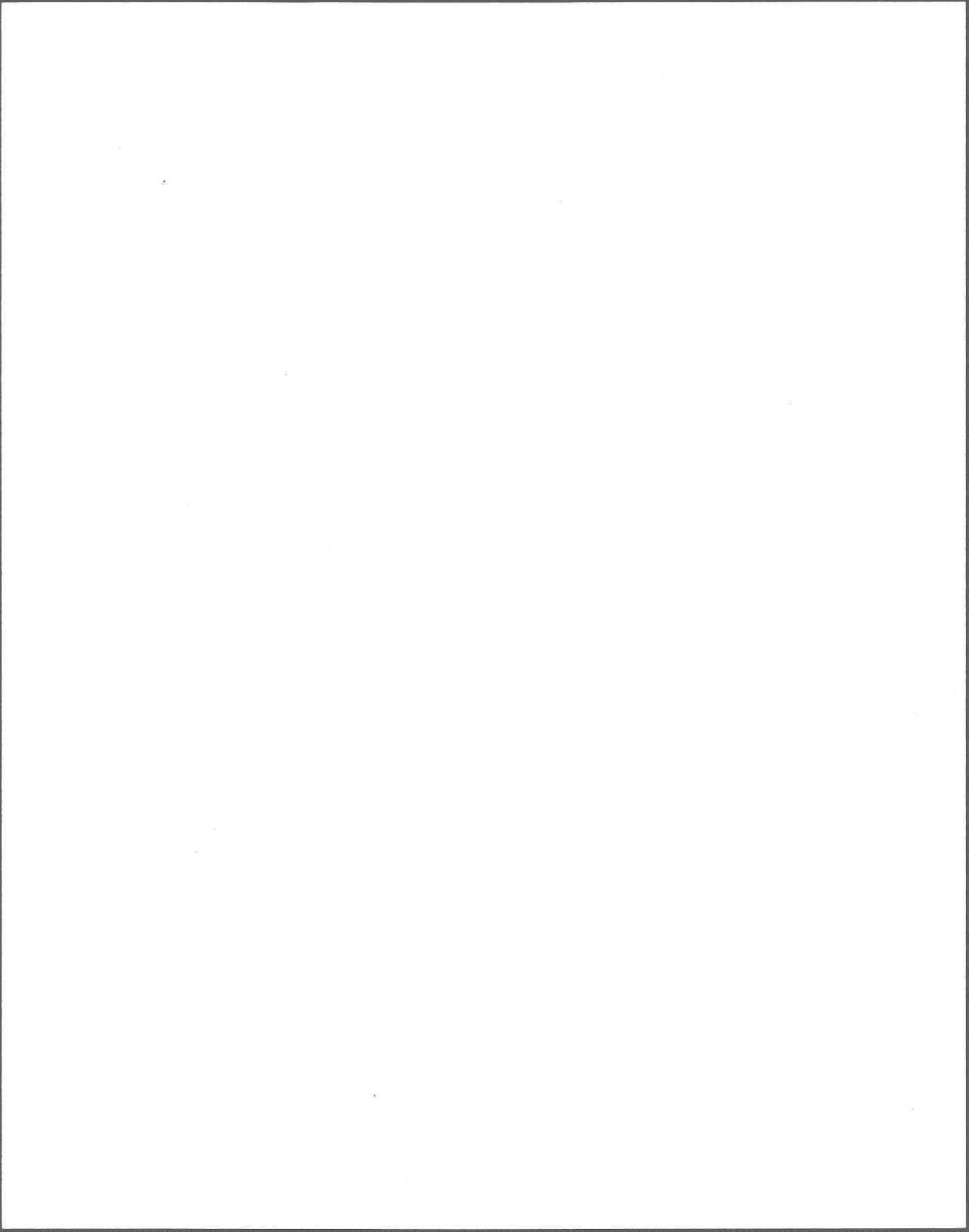
2800, rue Einstein

Suite 105

Ste-Foy, QC

G1V 4C7

OCTOBRE 1992



REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier très sincèrement Monsieur Olivier Banton, qui a guidé mon travail et fourni des commentaires très pertinents aux moments critiques de ma démarche scientifique.

Ma reconnaissance va également à Monsieur Jean-Pierre Villeneuve pour ses encouragements et ses conseils ainsi qu'à tout le personnel de l'INRS-Eau pour son support scientifique et technique.

Mes plus sincères remerciements vont aussi aux chercheurs du département des sciences du sol à la Swedish University of Agricultural Sciences (Per-Erik Jansson, Henrick Eckersten, Gunnel Alvenäs, Gunn Persson, Annemieke Reurslag, Arne Gustafson, Holger Johnsson et Lisbeth Lewan) pour leur support technique et leurs précieux commentaires à propos de mon projet.

J'aimerais finalement remercier mes parents pour m'avoir supportée et encouragée tout au long de mes études et pour m'avoir donné la curiosité intellectuelle nécessaire à la réussite de ce projet.

SOMMAIRE

En région rurale, les pratiques agricoles présentent un risque potentiel de contamination de l'eau souterraine, particulièrement lorsqu'il y a utilisation massive de fertilisants azotés. Il y a contamination lorsque l'azote appliqué au sol se retrouve dans la nappe phréatique sous forme de nitrates (NO_3^-), une situation qui peut entraîner des dangers à la fois pour la santé de ceux qui consomment cette eau et pour l'environnement. Les modèles mathématiques sont de plus en plus utilisés pour représenter ce problème et suggérer des éléments de solution. Par contre, ces modèles nécessitent souvent l'évaluation d'un grand nombre de paramètres, certains particulièrement difficiles à évaluer. Puisque la fiabilité d'un tel modèle dépend généralement de la qualité de l'évaluation des paramètres d'entrée, il est nécessaire de connaître l'impact d'une variation des paramètres sur le résultat étudié. L'objectif du présent travail est de déterminer les paramètres du cycle de l'azote qui conditionnent la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates et qui doivent être nécessairement pris en compte dans la modélisation du phénomène.

L'étude porte sur le modèle SOILN, développé à la Swedish University of Agricultural Sciences en Suède. Il s'agit d'un modèle déterministe représentant les principaux processus impliqués dans le cycle de l'azote du sol d'une façon généralement reconnue dans la littérature. Une analyse de sensibilité du modèle est réalisée par rapport à différents paramètres du cycle de l'azote. Le travail est réalisé pour deux sites réels de culture afin de vérifier la similitude des résultats dans différentes applications.

L'importance relative des paramètres par rapport au lessivage des nitrates est identifiée et ensuite étendue aux processus concernés du cycle de l'azote; les conclusions s'appliquent également aux deux sites. Les dépôts atmosphériques se sont avérés peu influents sur le lessivage des nitrates et peuvent être négligés. Le processus de nitrification quant à lui, est nécessaire dans le cycle de l'azote, mais ses paramètres peuvent être évalués approximativement. Les processus de minéralisation nette, de prélèvement par les plantes et de dénitrification par contre, sont essentiels dans le modèle et sont composés de paramètres nécessitant une évaluation très précise. L'analyse de sensibilité a confirmé la nécessité des facteurs abiotiques, qui ajustent les constantes de réactions biochimiques selon l'humidité et la température du sol, mais leur importance varie selon le climat et le régime hydrologique du site étudié. De façon générale, les paramètres les plus influents sur le résultat sont aussi les plus difficiles à quantifier, identifiant ainsi les processus concernés comme des axes prioritaires de recherche.

TABLE DES MATIÈRES

	page
REMERCIEMENTS	i
SOMMAIRE	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	xi
1. INTRODUCTION	1
1.1 Problématique	1
1.2 Modèles simulant le lessivage des nitrates	3
1.3 Objectif et méthodologie	4
2. CYCLE DE L'AZOTE DU SOL	7
2.1 Apports	8
2.1.1 Fertilisants inorganiques et organiques	8
2.1.2 Fixation biologique	8
2.1.3 Dépôts atmosphériques	9
2.2 Transformations internes	9
2.2.1 Minéralisation et immobilisation	9
2.2.2 Adsorption et fixation de NH_4^+	10
2.2.3 Nitrification	10
2.2.4 Prélèvement par les plantes	11
2.3 Pertes	11
2.3.1 Récolte	11
2.3.2 Volatilisation	12
2.3.3 Dénitrification	12
2.3.4 Lessivage	13
3. OUTIL ET MÉTHODE	15
3.1 Le modèle SOILN	15
3.1.1 Description technique sommaire	15
3.1.2 Représentation mathématique des processus	17
3.1.3 Validation du modèle	19
3.2 Analyse de sensibilité	20
3.2.1 Théorie	20
3.2.2 Types de courbes de Sr	22
3.2.3 Méthodologie	24
3.2.3.1 Systèmes de référence	24
a) Site de St-Augustin (Québec)	24
b) Site de Mellby (Suède)	25
3.2.3.2 Indice de sensibilité	25

	3.2.3.3 Paramètres étudiés et intervalles de valeurs considérés	26
	3.2.3.4 Durée des simulations	28
4.	RÉSULTATS ET DISCUSSION	31
4.1	Coefficients de sensibilité relatifs	32
4.1.1	Dépôts atmosphériques	32
4.1.1.1	Paramètre DEPDRY	32
4.1.1.2	Paramètre DEPWC	33
4.1.2	Minéralisation nette	34
4.1.2.1	Paramètre CNORG	34
4.1.2.2	Paramètre HUMK	35
4.1.2.3	Paramètre LITEFF	36
4.1.2.4	Paramètre LITHF	37
4.1.2.5	Paramètre LITK	37
4.1.3	Nitrification	39
4.1.3.1	Paramètre NITK	39
4.1.3.2	Paramètre NITR	39
4.1.4	Prélèvement par les plantes	40
4.1.4.1	Paramètre UPC	40
4.1.4.2	Paramètre UPMA	41
4.1.4.3	Paramètre UPMOV	43
4.1.5	Dénitrification	43
4.1.5.1	Paramètre DENPOT	44
4.1.5.2	Paramètre DENHS	45
4.1.6	Facteurs abiotiques	46
4.1.6.1	Paramètre MOS(1)	47
4.1.6.2	Paramètre MOS(2)	48
4.1.6.3	Paramètre MOSSA	49
4.1.6.4	Paramètre MOSDEN	50
4.1.6.5	Paramètre TEMBAS	51
4.1.6.6	Paramètre TEMQ10	53
4.2	Comparaison des coefficients de sensibilité relatifs moyens	54
4.2.1	Site 1	54
4.2.2	Site 2	55
4.3	Variation du lessivage	56
4.3.1	Site 1	57
4.3.2	Site 2	61
4.4	Comparaison des résultats des deux sites	63

5.	DISCUSSION GÉNÉRALE	67
5.1	Validité de la méthode	67
5.2	Pertinence du modèle utilisé	67
5.3	Pertinence des processus représentés dans SOILN	68
5.4	Étude de sensibilité réalisée par les concepteurs	70
5.4	Précision requise et possibilités d'évaluation des paramètres ...	71
6.	CONCLUSION	75
	RÉFÉRENCES	77
	ANNEXES	
A.	DESCRIPTION TECHNIQUE DE SOILN	85
B.	PARAMÈTRES DE RÉFÉRENCE	99
C.	COURBES F ET dF/F	109

LISTE DES TABLEAUX

3.1	Interprétation du signe du coefficient de sensibilité relatif	22
3.2	Interprétation des courbes Sr	23
3.3	Intervalle des paramètres étudiés	27
4.1	Quantités totales d'azote transformé (période de 4 ans)	31
4.2	Précision requise lors de l'évaluation des paramètres - site 1	59
4.3	Nécessité des paramètres peu influents - site 1	60
4.4	Précision requise lors de l'évaluation des paramètres - site 2	61
4.5	Nécessité des paramètres peu influents - site 2	63
4.6	Comparaison des résultats des deux sites	64

LISTE DES FIGURES

2.1	Le cycle de l'azote du sol (Stevenson, 1982)	7
3.1	Le modèle SOILN (Johnsson et al, 1987)	15
3.2	Points de simulation	28
4.1	DEPDRY - Sr	32
4.2	DEPWC - Sr	33
4.3	CNORG - Sr	34
4.4	HUMK - Sr	35
4.5	LITEFF - Sr	36
4.6	LITHF - Sr	37
4.7	LITK - Sr	38
4.8	NITK - Sr	39
4.9	NITR - Sr	40
4.10	UPC - Sr	41
4.11	UPMA - Sr	42
4.12	UPMOV - Sr	43
4.13	Cinétique de Michaelis-Menten	44
4.14	DENPOT - Sr	44
4.15	DENHS - Sr	45
4.16	Facteur abiotique teneur en eau (processus aérobie)	46
4.17	MOS(1) - Sr	47
4.18	MOS(2) - Sr	48
4.19	MOSSA - Sr	49
4.20	Facteur abiotique teneur en eau (processus anaérobie)	50
4.21	MOSDEN - Sr	51
4.22	Facteur abiotique température	51
4.23	TEMBAS - Sr	52
4.24	TEMQ10 - Sr	53
4.25	Sr moyens - site 1	55
4.26	Sr moyens - site 2	56

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 PROBLÉMATIQUE

Au Québec, l'eau souterraine est largement sous-utilisée: seulement 20% de la population et 65% des municipalités en dépendent (MENVIQ, 1988). Au Canada, cette proportion monte à 26% pour la population, mais n'est que de 38% pour les municipalités (Hess, 1986). Dans l'ensemble du Canada, l'eau souterraine représente seulement 4% de la consommation totale en eau. Parce qu'elle est peu utilisée et généralement de qualité supérieure, l'eau souterraine est souvent considérée à l'abri de la contamination. En réalité, cette ressource est très vulnérable, surtout à cause du temps de renouvellement de l'eau dans les aquifères qui peut atteindre plusieurs décennies. La contamination de l'eau souterraine provient d'origines diverses et les polluants peuvent être variés. En région rurale, l'agriculture contribue à la contamination des eaux souterraines lorsque les fertilisants sont lessivés sous la zone racinaire sous forme d'ions nitrates (NO_3^-). On qualifie ce type de contamination "de source diffuse" (par opposition à source ponctuelle), car les polluants pénètrent l'aquifère sur une grande étendue. Le degré de contamination de la nappe sous les drains agricoles est peu documenté au Québec, mais des travaux réalisés en Ontario ont identifié des concentrations supérieures à la norme en régions agricoles (Miller, 1990).

Au Québec, la norme de potabilité concernant les nitrates est établie à 10 $\text{mgN-NO}_3^-/\text{l}$ (MENVIQ, 1990a). Des concentrations en nitrates supérieures à la norme dans l'eau d'alimentation peuvent engendrer des dangers pour la santé. La méthémoglobinémie, ou syndrome du "bébé bleu", résulte de la transformation des nitrates en nitrites dans l'estomac des nourrissons. Les nitrites oxydent le fer ferreux de l'hémoglobine sanguine en fer ferrique, formant ainsi la méthémoglobine, une substance impropre au transport de l'oxygène. Lorsque présents en concentrations élevées dans l'eau, les nitrates peuvent aussi produire des nitrosamines

cancérogènes lorsqu'ils réagissent avec d'autres composés azotés. Même si la preuve semble difficile à établir, certains types de cancers de l'estomac pourraient être associés à ce phénomène (Follett, 1989). Les concentrations élevées en nitrates dans les eaux souterraines affectent aussi l'environnement dans son ensemble. Le processus de dénitrification dans le sol produit de l'azote gazeux sous forme de N_2 et de N_2O . Le N_2O est particulièrement néfaste pour la couche d'ozone car il migre vers la stratosphère où il se transforme en monoxyde d'azote (NO) par réaction avec l'ozone (Paul et Clark, 1988). Les concentrations élevées en nitrates sont aussi responsables de l'eutrophisation de certaines eaux de surface: parce qu'elle rejoint tôt ou tard la surface, l'eau souterraine chargée en nitrates contribue à l'enrichissement des plans d'eau qu'elle contamine (Stevenson, 1982).

L'agriculture contribue de façon majeure à l'apport de nitrates aux eaux souterraines (Miller, 1990). Selon Powers et Schepers (1989), de 20 à 30% de l'azote appliqué au sol est lessivé sous forme de nitrates vers la nappe phréatique. Dans le sol, l'azote subit une série de transformations: il peut être immobilisé dans la matière organique du sol ou demeurer sous forme inorganique. Cette dernière présente un danger immédiat de lessivage puisque l'azote se trouve surtout sous forme nitrates, un ion soluble et très mobile. L'azote lié à la matière organique présente aussi un risque puisque tôt ou tard, il sera minéralisé et donc disponible pour le lessivage (Bergström et Jarvis, 1991). Une augmentation des quantités de fertilisants azotés entraîne donc une augmentation du potentiel de contamination de la nappe d'eau souterraine par les nitrates. La gestion rationnelle des engrais est un facteur des plus importants à prendre en compte dans un objectif de conservation de la qualité de l'eau souterraine au Québec (Côté, 1990).

1.2 MODÈLES SIMULANT LE LESSIVAGE DES NITRATES

L'utilisation de modèles mathématiques s'avère très efficace pour approfondir la connaissance d'un phénomène ou pour suggérer des éléments de solution à un problème. Il existe de nombreux modèles simulant le lessivage des nitrates vers les eaux souterraines (Geng, 1988; Hansen et al, 1991; Johnsson et al, 1987; Kersebaum et Richter, 1991; Wagenet et Hutson, 1989). La quantité de données d'entrée nécessaires au fonctionnement du modèle, le détail de la représentation mathématique des processus et la précision des résultats varient selon que le modèle est développé comme outil de recherche ou comme aide de gestion (Addiscott et Wagenet, 1985). Les modèles de recherche sont basés sur les mécanismes qui régissent les processus impliqués dans un phénomène et représentent habituellement ceux-ci de façon détaillée, selon les connaissances disponibles. Ce genre de modèle demande généralement la quantification d'un grand nombre de paramètres.

Les paramètres requis dans un modèle de recherche peuvent être évalués de différentes façons. Certains paramètres peuvent être quantifiés à partir d'échantillons analysés sur le terrain ou en laboratoire. Ces méthodes sont coûteuses et nécessitent de nombreux échantillons pour représenter l'hétérogénéité intrinsèque du sol (Addiscott et Wagenet, 1985). De plus, elles sont entachées d'erreurs de mesure difficiles à quantifier. D'autres paramètres peuvent être établis de façon approximative sur la base de travaux antérieurs cités dans la littérature. Ceci s'applique lorsque le paramètre représente une réalité physique ayant fait l'objet de recherche. Par contre, certains paramètres peuvent difficilement être évalués de cette façon à cause de l'imprécision inhérente aux différents protocoles et conditions expérimentales (Villeneuve et al, 1988). Enfin, même s'il s'agit d'un modèle de recherche, certains paramètres peuvent être utilisés dans des relations empiriques et doivent donc être ajustés pour que les processus auxquels ils sont rattachés représentent adéquatement la réalité. Bref, selon la nature de l'évaluation, les

paramètres sont entachés d'une imprécision plus ou moins grande qui peut se refléter directement sur le résultat (Frissel et VanVeen, 1982).

La fiabilité du résultat dépend à la fois de la validité du modèle (justesse des équations) et de la précision avec laquelle il est possible d'évaluer les paramètres. Si on pose l'hypothèse que le modèle est valide, l'intervention de l'utilisateur se limite à l'évaluation des paramètres. L'étude des impacts de la variabilité des paramètres est donc une étape importante dans le développement d'un modèle, à la fois pour identifier les paramètres qui influencent le plus le résultat et pour connaître l'importance des différents processus dans la représentation adoptée pour le phénomène.

1.3 OBJECTIF ET MÉTHODOLOGIE

L'objectif principal de ce travail est d'identifier les paramètres du cycle de l'azote du sol qui conditionnent la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates. Ces paramètres et les processus auxquels ils sont rattachés devront être nécessairement mieux pris en compte dans une modélisation du phénomène.

Dans cette étude, le modèle de recherche SOILN est utilisé (Johnsson et al, 1987). Ce modèle a été développé à la Swedish University of Agricultural Sciences à Uppsala, Suède, et a été validé à plusieurs reprises. Il s'agit d'un modèle déterministe représentant les principaux processus impliqués dans le cycle de l'azote du sol, sous une forme mathématique généralement reconnue dans la littérature.

L'atteinte de l'objectif défini plus haut se fait en deux grandes étapes. Premièrement, une analyse de sensibilité du modèle SOILN est effectuée par rapport aux paramètres impliqués dans la représentation du cycle de l'azote du sol. Dans un deuxième temps, les paramètres conditionnant la fiabilité du modèle sont identifiés et l'importance relative des différents processus est soulignée. Afin de

vérifier si les paramètres et processus qualifiés d'importants dans SOILN sont les mêmes dans différentes applications, le travail est fait pour deux sites expérimentaux et les résultats sont comparés.

CHAPITRE 2 CYCLE DE L'AZOTE DU SOL

On peut diviser l'azote du sol en deux grandes catégories, l'azote organique et l'azote inorganique. L'azote organique est lié à la matière organique du sol et se retrouve sous forme de protéines, de biomasse et d'acides nucléiques (Paul et Clark, 1988). Une partie de cet azote, la litière, est facilement accessible aux microorganismes et décomposée rapidement. Une seconde partie, l'humus stabilisé biologiquement et physiquement, est plus résistante à l'attaque des microorganismes et se décompose plus lentement. Entre la litière et l'humus, il y a une gradation des disponibilités et des vitesses de décomposition. L'azote inorganique se retrouve sous différentes formes: l'ammonium (NH_4^+), les nitrites (NO_2^-), les nitrates (NO_3^-), l'ammoniac (NH_3) et l'azote gazeux (N_2O ou N_2).

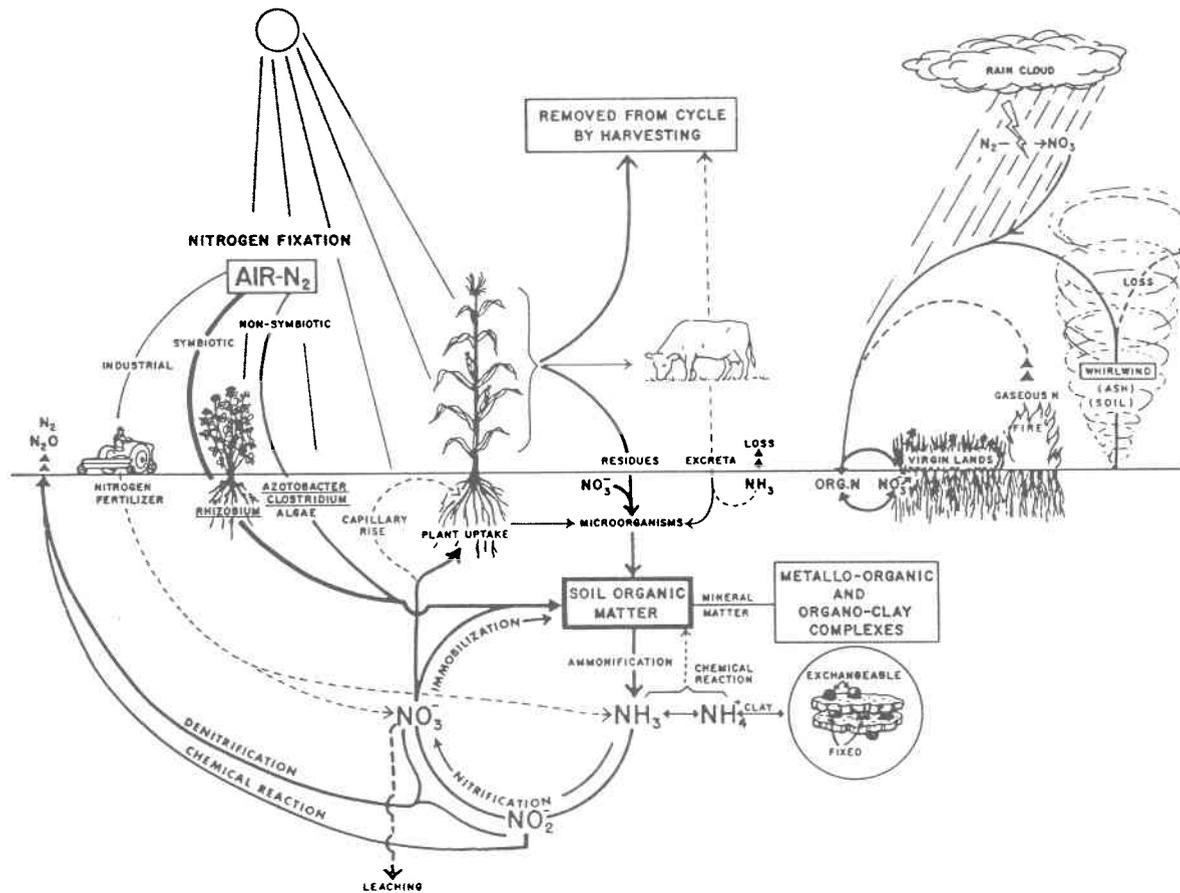


Figure 2.1 Le cycle de l'azote du sol (Stevenson, 1982)

Les différentes formes de l'azote correspondent aussi à différents états d'oxydation (Paul et Clark, 1988), et dans le sol les transformations d'un état à l'autre se font par l'intermédiaire de processus biochimiques. L'enchaînement de ces processus est appelé le cycle de l'azote du sol. La Figure 2.1 illustre le cycle de l'azote du sol selon Stevenson (1982), et les paragraphes suivants résument les principaux processus impliqués.

2.1 APPORTS

2.1.1 FERTILISANTS INORGANIKES ET ORGANIKES

Les apports d'azote par les fertilisants sont très importants en termes de quantité. Habituellement, les fertilisants sont disponibles sous forme inorganique (produite industriellement) ou organique (principalement des fumiers et des lisiers). L'azote ajouté sous forme inorganique est immédiatement disponible pour les plantes alors que la plus grande partie de l'azote ajouté par fertilisants organiques doit être transformée en azote inorganique avant d'être assimilable par les plantes. Les quantités à appliquer et les dates d'épandage sont fonction de la culture, du type de sol et du climat.

2.1.2 FIXATION BIOLOGIQUE

La fixation biologique est le passage de l'azote gazeux (N_2) en azote organique sous l'action des microorganismes du sol. La fixation est symbiotique lorsqu'elle est réalisée par des bactéries, comme le *Rhizobium*, qui vivent en association avec les plantes de type légumineuse. Elle est non-symbiotique lorsqu'elle est réalisée par des bactéries, comme celles du genre *Clostridium*, qui fixent l'azote de façon indépendante. L'azote fixé est libéré lorsque les microorganismes ou les plantes auxquelles il est associé meurent (Haynes, 1986). La quantité d'azote fixé est faible lorsqu'il s'agit de fixation non-symbiotique, mais

dans le cas de la fixation symbiotique, l'apport peut valoir jusqu'à deux fois l'ajout d'azote par les fertilisants (Paul et Clark, 1988). Les conditions optimales pour une bonne fixation de l'azote comprennent un rapport carbone/azote élevé, une humidité adéquate et un pH neutre (Stevenson, 1982).

2.1.3 DÉPÔTS ATMOSPHERIQUES

Les composés azotés en provenance de l'atmosphère se déposent sous deux formes, les dépôts secs et les dépôts humides. Les dépôts secs d'azote sont combinés à la poussière, se déplacent au gré du vent et se déposent par gravité. Les dépôts humides d'azote sont dissous dans l'eau de pluie ou dans la neige. Pour les deux types de dépôts, l'apport se fait généralement sous forme NH_3 et NO_x (NO_2^- et NO_3^-). Ils peuvent provenir de sources naturelles comme les réactions produites dans les décharges électriques ou les feux naturels, ou de sources humaines comme la volatilisation d'origine agricole et la combustion fossile (Stevenson, 1982). Selon Follett (1989), pour une culture comme le maïs, cet apport est relativement faible par rapport aux autres ajouts. Toutefois, les quantités ont tendance à augmenter en zone urbaine.

2.2 TRANSFORMATIONS INTERNES

2.2.1 MINÉRALISATION ET IMMOBILISATION

Ce processus est crucial en agriculture car il transforme l'azote organique en azote inorganique directement assimilable par les plantes (Gouin, 1974). Le processus est la somme de deux phénomènes agissant en sens opposé, la minéralisation et l'immobilisation, l'importance de chacun étant déterminée par le rapport carbone/azote du sol (Follett, 1989). La minéralisation est la transformation de l'azote organique à la forme inorganique (NH_4^+) par des bactéries aérobies. Les ions ammonium ainsi produits sont nitrifiés, prélevés par les plantes, adsorbés ou

fixés aux particules de sol, ou immobilisés. L'immobilisation est la transformation de l'azote inorganique (principalement sous la forme d'ammonium, mais parfois sous la forme de nitrates) à la forme organique par les bactéries aérobies. L'azote organique ainsi produit se minéralisera à nouveau éventuellement. La quantité d'azote minéralisée excède généralement celle qui est immobilisée (Stevenson, 1982); pour cette raison, le terme minéralisation nette est souvent utilisé pour représenter l'action conjointe des deux processus. Les conditions optimales pour la minéralisation nette sont une température entre 30 et 40°C (Gouin, 1974), des teneurs en eau moyennes permettant une bonne aération, un rapport carbone/azote faible et un sol de pH neutre (Haynes, 1986).

2.2.2 ADSORPTION ET FIXATION DE NH_4^+

De par leur charge positive, les ions ammonium peuvent s'adsorber à la matière organique du sol et aux argiles, ce qui réduit leur mobilité. L'adsorption est un échange dynamique entre la matrice du sol et l'eau contenant l'ammonium en solution: les ions adsorbés redeviennent disponibles pour le prélèvement par les plantes et la nitrification par désorption. Les ions NH_4^+ peuvent aussi se fixer de façon plus permanente entre les feuillets d'argile. L'adsorption et la fixation augmentent avec la teneur en matière organique et en argile du sol, avec la baisse du pH et avec l'assèchement du sol (Haynes, 1986).

2.2.3 NITRIFICATION

La nitrification est le processus par lequel les ions ammonium, NH_4^+ , sont oxydés en nitrites, NO_2^- , et ensuite en nitrates, NO_3^- . La seconde étape étant très rapide, il y a généralement peu de nitrites dans le sol et la nitrification est considérée comme étant le passage direct de l'ammonium aux nitrates. Le processus est principalement réalisé par des bactéries aérobies du genre *Nitrosomonas* ou *Nitrobacter* (Paul et Clark, 1988). Ces microorganismes fonctionnent de façon

optimale lorsque la température se situe entre 30 et 36°C (Gouin, 1974), lorsque la teneur en eau permet une aération suffisante et lorsque le pH est entre 6.8 et 8 (Paul et Clark, 1988). Les ions nitrates sont très mobiles et hautement solubles, ils sont donc facilement transportés vers la nappe d'eau souterraine. Ils peuvent aussi être prélevés par les plantes, dénitrifiés, et moindrement immobilisés.

2.2.4 PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES

Le prélèvement est la transformation de l'azote inorganique en azote organique par les plantes: pour leur croissance, les plantes prélèvent l'azote inorganique (NH_4^+ et NO_3^-) du sol entourant les racines. L'ion NH_4^+ est le plus facile à assimiler par les plantes à cause de la forme réduite de l'azote (Paul et Clark, 1988), mais est généralement peu disponible à cause de sa grande adsorption et de sa fixation. Pour satisfaire la demande des plantes, les ions nitrates sont donc prélevés dans une plus grande proportion que les ions ammonium. L'ampleur du processus varie selon la culture, le type de fertilisant employé, le type de sol et le climat (Stevenson, 1982).

2.3 PERTES

2.3.1 RÉCOLTE

Une partie importante de l'azote du système est exportée lors de la récolte. Toutefois, selon la nature de la culture et des pratiques agricoles, une fraction plus ou moins grande de l'azote lié aux plantes peut demeurer sur le sol comme résidu de récolte et y être incorporée lors du labour à l'automne ou au printemps suivant. De cette façon, une partie de l'azote organique demeure dans le système et le cycle recommence.

2.3.2 VOLATILISATION

La volatilisation est le passage de l'ammoniac, NH_3 , du sol à l'atmosphère. Ce phénomène se produit lorsqu'il y a du NH_3 près de la surface du sol à cause d'engrais organique ou inorganique non incorporés ou encore à cause de résidus de plantes en décomposition (Stevenson, 1982). L'alcalinité du sol étant favorable à la réaction, les pertes par volatilisation augmentent avec le pH. Elles varient aussi avec la température, la teneur en eau, la vitesse du vent, la capacité d'échange cationique, le contenu en argile, le type de culture et la profondeur d'incorporation. Les pertes par volatilisation sont généralement faciles à éviter par l'incorporation des fertilisants et des résidus à une profondeur suffisante (Follet, 1989).

2.3.3 DÉNITRIFICATION

La dénitrification est la voie principale par laquelle l'azote passe du sol à l'atmosphère. La dénitrification biologique est la réduction des nitrates, NO_3^- , par des bactéries anaérobies principalement du genre *Pseudomonas*, qui utilisent les nitrates comme accepteurs d'électrons (Paul et Clark, 1988). La dénitrification a lieu au niveau des micropores du sol, aux endroits où les teneurs en eau limitent suffisamment la diffusion de l'oxygène. Le produit de la réaction est l'azote gazeux, N_2 ou N_2O , qui s'échappe vers l'atmosphère. Les conditions optimales pour la dénitrification sont une température entre 27 et 30°C (Gouin, 1974), un pH entre 6 et 8, une teneur en eau élevée limitant la diffusion d'oxygène, une concentration élevée en nitrates et la présence en quantité suffisante d'un composé donneur d'électron comme le carbone organique (Stevenson, 1982). La dénitrification peut aussi se produire par voie chimique dans une réaction oxydo-réductrice en milieu réducteur, c'est-à-dire pauvre en O_2 .

2.3.4 LESSIVAGE

Le lessivage est l'entraînement par l'eau de l'azote inorganique vers les couches profondes du sol et vers la nappe phréatique. En pratique, seuls les nitrates sont lessivés, l'ammonium étant généralement immobile à cause de sa charge positive qui le retient au sol. Le lessivage est un processus physique basé sur les principes de convection et de diffusion (Paul et Clark, 1988) et dont l'ampleur varie selon les caractéristiques du sol (conductivité hydraulique, porosité). La quantité d'azote à lessiver dépend quant à elle, directement de l'ampleur de chacun des processus précédents et est donc indirectement fonction des mêmes facteurs: climat, type de sol, rapport carbone/azote, teneur en eau, température, culture, pH, etc.

CHAPITRE 3 OUTIL ET MÉTHODE

3.1 LE MODÈLE SOILN

Le modèle SOILN a été développé en 1987 à la Swedish University of Agricultural Sciences à Uppsala en Suède et simule la dynamique de l'azote dans le sol. Le modèle a été développé de façon à ce qu'il soit facile à utiliser dans diverses situations, nécessitant la quantification de paramètres généralement connus en agriculture, tout en intégrant la plupart des processus qui interviennent dans le phénomène (Johnsson et al, 1987).

3.1.1 DESCRIPTION TECHNIQUE SOMMAIRE

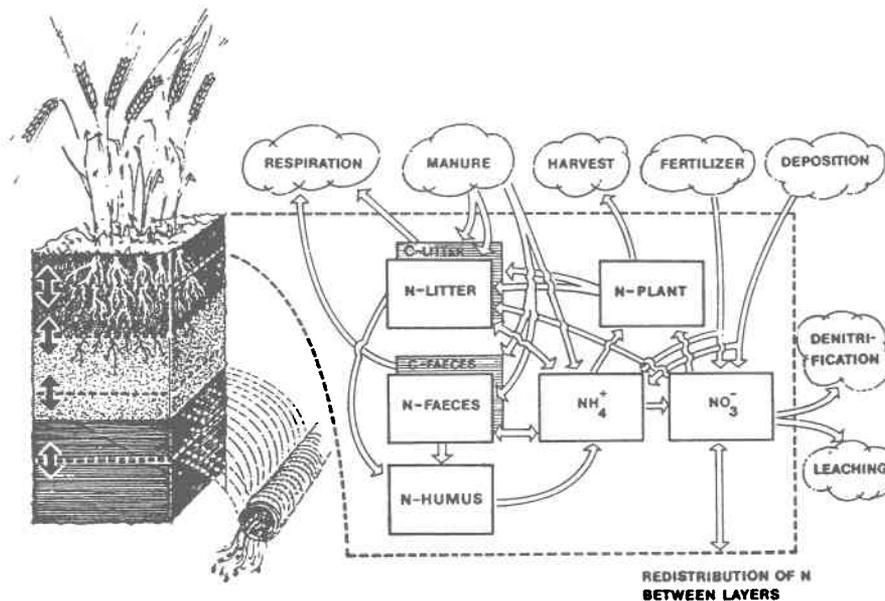


Figure 3.1 Le modèle SOILN (Johnsson et al, 1987)

SOILN est un modèle déterministe, c'est-à-dire, selon la définition de Addiscott et al (1986), qu'il représente le phénomène étudié comme le produit d'une série de processus définis de façon unique. Le modèle utilise la plupart des processus impliqués dans le cycle de l'azote du sol qui définissent les apports, les transformations internes et les pertes d'azote. Dans SOILN, le sol est divisé en

couches possédant des caractéristiques physiques et biologiques homogènes et dans lesquelles tous les processus peuvent se produire. Le bilan de masse des transformations internes et les échanges d'azote avec les couches voisines sont calculés à chaque pas de temps. SOILN s'utilise de pair avec le modèle SOIL (Halldin, 1980) qui simule le transport de l'eau et de la chaleur dans le sol et qui fournit les variables "motrices" nécessaires pour simuler le cycle de l'azote (ruissellement, infiltration, transport de l'eau entre les couches, teneur en eau et température du sol).

L'azote est présent sous deux formes dans chacune des couches: l'azote organique et l'azote inorganique. La forme organique se retrouve dans quatre réservoirs, soit la litière, la matière organique d'origine animale, l'humus et les plantes. Le réservoir contenant la litière comprend la matière organique fraîche d'origine végétale (racines mortes et résidus de récolte) et la biomasse microbienne. Le réservoir contenant la matière organique d'origine animale intègre les apports d'azote en fumiers et lisiers. Ces deux réservoirs se minéralisent rapidement et sont jumelés à deux réservoirs de carbone ayant pour fonction de contrôler la minéralisation et l'immobilisation. Le réservoir d'humus contient la matière organique partiellement stabilisée provenant des deux réservoirs précédents; l'azote s'y décompose lentement. Le réservoir des plantes contient l'azote des parties racinaires et aériennes des plantes. L'azote inorganique se retrouve dans un réservoir d'ammonium, NH_4^+ , immobile et disponible pour la transformation, et un réservoir de nitrates, NO_3^- , disponible pour la transformation et pour le lessivage. Il n'y a pas de réservoirs pour les nitrites (NO_2^-), l'ammoniac (NH_3) et l'azote gazeux (N_2O et N_2), car ces espèces sont généralement présentes en faibles quantités ou de façon transitoire.

3.1.2 REPRÉSENTATION MATHÉMATIQUE DES PROCESSUS

Dans la littérature, il peut exister différentes façons de représenter un même processus. La pertinence d'un modèle est basée sur le fait qu'il utilise les relations reconnues comme étant les plus appropriées pour représenter le phénomène étudié. Les paragraphes suivants résument la forme adoptée dans SOILN en la comparant aux options suggérées dans la littérature et adoptées dans d'autres modèles.

Dans SOILN, les apports d'azote peuvent provenir des fertilisants organiques et inorganiques appliqués au sol et des dépôts atmosphériques. Ces derniers représentent un processus simple qui conduit à ajouter une quantité d'azote inorganique au réservoir correspondant du sol. Lorsqu'il est représenté, cet apport est physique et ne nécessite aucune hypothèse théorique. L'apport d'azote par la fixation biologique n'est pas représentée.

Différentes représentations mathématiques de la minéralisation nette existent. Le processus est parfois considéré comme une réaction d'ordre 0, mais le plus souvent d'ordre 1 (Addiscott, 1983; Sinha et al, 1977). De plus, la différence principale entre les modèles réside dans le fait qu'ils considèrent un ou plusieurs types de biomasse et différents types de composés organiques pour expliquer les différences de disponibilité de la matière organique (Frissel et VanVeen, 1982). Certains modèles divisent la matière organique jusqu'à sept réservoirs différents (Hansen et al, 1991) alors que d'autres n'en comptent qu'un seul (Addiscott et al, 1991). SOILN utilise une réaction d'ordre 1 et comporte deux réservoirs. Selon Kersebaum et Richter (1991), le processus de minéralisation nette est le plus difficile à modéliser dans le cycle de l'azote du sol.

La nitrification est représentée de différentes façons dans la littérature. Les auteurs préconisent une cinétique d'ordre 0, d'ordre 1 ou de type Michaelis-Menten (Addiscott, 1983; Malhi et McGill, 1982). Dans SOILN, la réaction est une cinétique

d'ordre 1. Certains modèles n'incluent pas la nitrification dans leur représentation du cycle de l'azote du sol: ils considèrent que la minéralisation est l'étape limitante du cycle et que dans un pas de temps de calcul, l'azote peut être considéré comme transformé immédiatement en nitrates (De Willigen, 1991). Selon Frissel et VanVeen (1982), la nitrification est le processus le mieux connu et le mieux décrit du cycle de l'azote du sol.

La représentation du prélèvement par les plantes varie beaucoup d'un modèle à l'autre (De Willigen, 1991). Selon Frissel et VanVeen (1982), la plupart des modèles représentant la croissance des racines sont basés sur des relations empiriques spécifiques à un site et à un type de plantes, et ce fait limite sérieusement le développement de modèles représentant fidèlement le cycle de l'azote dans le sol. La forme utilisée dans SOILN est de ce type, représentant le prélèvement par les plantes par une fonction empirique de la demande potentielle de la plante. Un sous-modèle (CROP-GROWTH), basé sur une rétroaction entre le prélèvement par la plante et l'azote inorganique du sol, est disponible dans les versions subséquentes de SOILN (Eckersten et Jansson, 1991).

Les chercheurs représentent la dénitrification de différentes façons, à l'aide de cinétiques d'ordre 0, 1 ou 2, et de type Michaelis-Menten (Malhi et al, 1990; Rolston et al, 1984; Smid et Beauchamp, 1976; Stanford et al, 1975). C'est cette dernière approche qui est utilisée dans SOILN. Certains modèles ne représentent tout simplement pas la dénitrification (De Willigen, 1991), le plus souvent par souci de simplicité.

La teneur en eau et la température du sol sont les deux seuls facteurs abiotiques influençant les processus biochimiques de minéralisation nette, de nitrification et de dénitrification, qui soient utilisés dans le modèle. Leur représentation mathématique telle qu'utilisée dans SOILN est généralement reconnue dans la littérature (Bunnell et al, 1977; Dubey, 1968; Frissel et VanVeen, 1982;

Hegarty, 1973; Stanford et Epstein, 1974). Toutefois, le facteur abiotique teneur en eau de la dénitrification semble difficile à modéliser (Frissel et VanVeen, 1982).

L'Annexe A décrit plus en détail chacun des processus représentés dans le modèle et définit les paramètres utilisés.

3.1.3 VALIDATION DU MODÈLE

Selon Frissel et VanVeen (1982), la validation est une étape importante et décisive dans l'élaboration d'un modèle déterministe. Depuis son développement en 1987, SOILN a été validé à plusieurs reprises. Les travaux se concentrent surtout en Suède, mais touchent différents sites expérimentaux et différents aspects du problème.

Trois études ont été réalisées à Kjettslinge au centre de la Suède sur un sol constitué d'une mince couche de silt argileux en surface, d'une couche de sable fin sous-jacente et d'une couche d'argile plus profonde (Johnsson et al, 1987; Bergström et Johnsson, 1988; Johnsson et al, 1990). Les études ont porté sur l'influence du taux de fertilisant, sur différentes cultures et sur la dénitrification.

Trois études concernent des sites au sud de la Suède, soit deux au site expérimental de Lanna et une au site de Näsbygård. À Lanna, le sol est argileux et les études concernent différentes cultures et différents traitements d'engrais (Borg et al, 1990; Bergström et Jarvis, 1991). À Näsbygård, le sol est plutôt sableux et le but de l'étude était d'évaluer la réponse du modèle dans une application à long terme (Gustafson, 1988).

Une autre étude s'est déroulée dans le sud du pays. Elle a été faite sur le bassin versant de la rivière Råå et visait à étudier l'applicabilité du modèle à un bassin versant entier sur une période de 20 ans (Jansson et Anderson, 1988).

Finalement, quatre études se sont déroulées à l'extérieur de la Suède. Deux ont été faites dans le cadre d'un atelier organisé par le Institute for Soil Fertility des Pays-Bas dans le but de comparer les résultats obtenus de plusieurs modèles (Bergström et al 1991; Eckersten et Jansson, 1991). Une autre application visait à étudier l'impact de changements dans les pratiques culturales et s'est déroulée au Danemark (Johnsson, 1991). La quatrième étude a eu lieu au Québec et cherchait à évaluer l'applicabilité du modèle sur un site québécois (Trépanier, 1992).

De façon générale, malgré certaines disparités, les résultats des simulations sont assez semblables aux mesures de terrain. Comme le soulignent Borg et al (1990), les divergences sont sans doute imputables à la fois aux mesures de terrain et aux résultats des simulations, les deux ayant des lacunes à différents niveaux. Toutefois, la plupart des études énumérées plus haut suggèrent qu'une représentation plus dynamique du prélèvement par les plantes et certaines améliorations dans la définition des processus biologiques permettraient d'améliorer la validité du modèle.

3.2 ANALYSE DE SENSIBILITÉ

3.2.1 THÉORIE

Le but d'une analyse de sensibilité est d'étudier le taux de variation d'un facteur lorsqu'un autre facteur varie. Appliquée à un modèle, elle étudie l'impact de la variation d'un paramètre sur un résultat et se nomme aussi "analyse de sensibilité paramétrique". Autrement dit, il s'agit d'une mesure de l'influence d'un paramètre sur un processus (McCuen, 1973).

Le modèle étudié peut être comparé à une fonction, F , de plusieurs variables, X_1 à X_n :

$$F = f(X_1, X_2, X_3, \dots, X_n)$$

La variation de F résultant d'une variation de X_i peut s'exprimer par un réaménagement d'un développement en série de Taylor:

$$F(X_i + \Delta X_i) = F(X_i) + \Delta X_i * \frac{\delta F}{\delta X_i} + \frac{\Delta X_i^2}{2!} * \frac{\delta^2 F}{\delta X_i^2} + \dots$$

Si les termes d'ordre supérieur à 2 sont négligés, le développement de la série de Taylor se résume ainsi:

$$F(X_i + \Delta X_i) = F(X_i) + \Delta X_i * \frac{\delta F}{\delta X_i}$$

Le coefficient de sensibilité absolu est dérivé de cette expression:

$$S = \frac{F(X_i + \Delta X_i) - F(X_i)}{\Delta X_i} = \frac{\delta F}{\delta X_i} \approx \frac{\Delta F}{\Delta X_i}$$

La valeur de S dépend de l'ordre de grandeur de F et de X_i . Pour cette raison, le coefficient de sensibilité absolu ne peut être utilisé pour comparer l'influence de différents paramètres. Afin de palier à cette lacune, ΔF est divisé par F_{ref} (résultat de référence) et ΔX par X_{ref} (paramètre de référence) fournissant ainsi un coefficient de sensibilité relatif, S_r :

$$S_r = (\Delta F / F_{ref}) / (\Delta X / X_{ref})$$

S_r est adimensionnel et permet de comparer l'influence des différents paramètres sur le résultat. Pour obtenir S_r , il s'agit de faire plusieurs simulations avec différentes valeurs de X_i et de compiler les résultats, F . Il est à noter que F_{ref} est toujours le même et qu'il y a un X_{ref} pour chaque paramètre.

3.2.2 TYPES DE COURBES DE S_r

Le signe du coefficient de sensibilité relatif, S_r , est un bon indicateur du comportement du modèle par rapport au résultat de référence. Un S_r positif implique que la variation du résultat va dans le même sens que la variation du paramètre: si le paramètre augmente, F augmente ou à l'opposé, si le paramètre diminue, F diminue. Si le S_r est négatif, la variation du résultat s'effectue dans le sens contraire à la variation du paramètre: si le paramètre augmente, F diminue ou à l'inverse, si le paramètre diminue, F augmente. Le Tableau 3.1 résume la situation.

	$X > X_{ref}$	$X < X_{ref}$
$S_r > 0$	$F > F_{ref}$	$F < F_{ref}$
$S_r < 0$	$F < F_{ref}$	$F > F_{ref}$

Tableau 3.1 Interprétation du signe du coefficient de sensibilité relatif

Un coefficient de sensibilité relatif, S_r , égal à 1 implique une relation directe entre le paramètre et le résultat, c'est-à-dire qu'en doublant le paramètre, F double, et en divisant le paramètre par deux, F diminue aussi de moitié. En faisant varier un paramètre, on peut calculer différents coefficients de sensibilité relatifs et ainsi bâtir une courbe des S_r en fonction des différentes valeurs de ce paramètre. Plusieurs types de courbes de S_r sont possibles, dépendant de la réaction du résultat à la variation du paramètre. Le Tableau 3.2 illustre les courbes possibles et les explique brièvement.

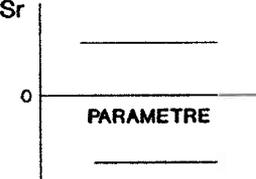
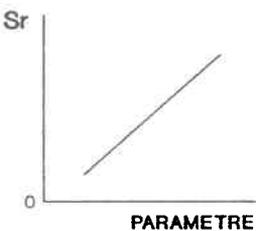
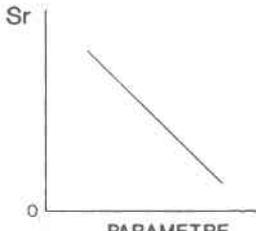
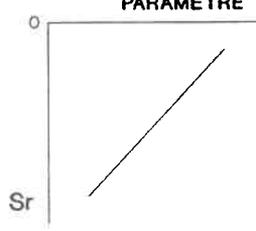
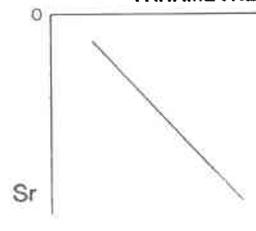
COURBE	INTERPRÉTATION
	<p>Les S_r sont supérieurs ou inférieurs à zéro et la courbe a une pente nulle.</p> <p>La variation du résultat est proportionnelle à la variation du paramètre de sorte que le rapport $(dF/F)/(dX/X)$ est toujours constant.</p>
	<p>Les S_r sont supérieurs à zéro et la courbe a une pente positive.</p> <p>De gauche à droite du graphique, la variation du résultat (dF/F) augmente plus vite que la variation du paramètre (dX/X). Le rapport $S_r = (dF/F)/(dX/X)$ augmente. Ceci signifie que plus le paramètre augmente, plus son influence sur le résultat est grande.</p>
	<p>Les S_r sont supérieurs à zéro et la courbe a une pente négative.</p> <p>De gauche à droite du graphique, la variation du résultat (dF/F) augmente plus lentement que la variation du paramètre (dX/X). Le rapport $S_r = (dF/F)/(dX/X)$ diminue. Ceci signifie que plus le paramètre augmente, plus son influence sur le résultat est faible.</p>
	<p>Les S_r sont inférieurs à zéro et la courbe a une pente positive.</p> <p>De gauche à droite du graphique, la variation du résultat (dF/F) augmente plus lentement que la variation du paramètre (dX/X). La valeur absolue du rapport $S_r = (dF/F)/(dX/X)$ diminue. Ceci signifie que plus le paramètre augmente, plus son influence sur le résultat est faible.</p>
	<p>Les S_r sont inférieurs à zéro et la courbe a une pente négative.</p> <p>De gauche à droite du graphique, la variation du résultat (dF/F) augmente plus vite que la variation du paramètre (dX/X). La valeur absolue du rapport $S_r = (dF/F)/(dX/X)$ augmente. Ceci signifie que plus le paramètre augmente, plus son influence sur le résultat est grande.</p>

Tableau 3.2 Interprétation des courbes S_r

3.2.3 MÉTHODOLOGIE

3.2.3.1 Systèmes de référence

Afin de pouvoir évaluer l'influence d'un paramètre sur le résultat, il faut lui associer une valeur de référence, X_{ref} . Lorsque l'analyse de sensibilité s'applique à un modèle entier, chaque paramètre a sa référence, et l'ensemble de tous les paramètres de référence devient le système de référence et produit le résultat de référence, F_{ref} . Dans le cas présent, l'analyse de sensibilité est réalisée pour deux systèmes de référence très différents afin d'évaluer si l'impact de la variation des paramètres est le même quel que soit le site. Ces systèmes sont deux sites réels de culture, les sites de St-Augustin (Québec) et de Mellby (Suède).

a) Site de St-Augustin (Québec)

Le premier site se trouve à Saint-Augustin-de-Desmaures, à 25 km au sud-ouest de Québec. La parcelle étudiée est située dans la station agronomique du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. L'INRS-Eau y poursuit depuis six ans des études sur la contamination des eaux souterraines par les nitrates et les pesticides.

Le site est situé à l'extrémité d'une terrasse alluviale, en bordure du Saint-Laurent sur un loam sableux apparenté à la série Saint-Antoine. La parcelle expérimentale est bien drainée et sert à la culture du maïs sucré. Les pratiques culturales sont celles couramment utilisées dans la région sur une telle culture: semis à la fin mai, fertilisant inorganique en deux doses (fin mai et fin juillet), récolte à la mi-octobre, travail du sol en surface avant le semis l'année suivante (Trépanier, 1992).

Les paramètres composant le système de référence pour ce site se retrouvent à l'Annexe B.

b) Site de Mellby (Suède)

Le second site se trouve à Mellby, au sud-ouest de la Suède dans le comté de Hålland. La parcelle étudiée est située dans une station expérimentale de la Swedish University of Agricultural Sciences d'Uppsala. La division des sciences du sol y poursuit depuis 10 ans des études afin de quantifier, entre autres, l'effet de différentes quantités de fertilisants sur la contamination des eaux souterraines par les nitrates.

Le sol est un loam sableux en surface avec un sable sous-jacent. La nappe phréatique est peu profonde, moins de 1m par endroits. La parcelle expérimentale sert à la culture de l'avoine et est drainée artificiellement. Les pratiques culturales sont celles retrouvées habituellement dans cette région: semis à la mi-avril, fertilisant organique et inorganique en mai, récolte à la mi-août et labour superficiel à la mi-septembre (Johnsson, 1989; Alvenäs, 1991).

Les paramètres composant le système de référence pour ce site se retrouvent à l'Annexe B.

3.2.3.2 Indice de sensibilité

Un indice de sensibilité est la variation (ΔF) d'une variable de sortie (F) résultant de la variation (ΔX_i) d'un paramètre d'entrée (X_i). La variable de sortie (qui est aussi un résultat du modèle) retenue pour ce travail est la quantité de nitrates s'écoulant dans le sol (g/m^2). Dans le modèle SOILN, le lessivage des nitrates est la résultante du produit du flux hydrique (variable motrice provenant du modèle SOIL) et de la concentration en nitrates dans chacune des couches.

Au site de Saint-Augustin-de-Desmaures, le lessivage est la quantité de nitrates contenus dans l'eau de la zone non-saturée du sol s'écoulant à la

profondeur de 2m (profondeur au-delà de laquelle les processus de transformation de l'azote dans le sol sont jugés négligeables).

Au site de Mellby, la faible profondeur de la nappe phréatique et la présence de drains permettent d'évaluer la quantité de nitrates pris en charge par l'eau souterraine. Le lessivage est l'azote nitrique contenu dans l'eau souterraine évacuée par les drains.

3.2.3.3 Paramètres étudiés et intervalles de valeurs considérés

Tous les paramètres de SOILN n'ont pas été étudiés dans la présente analyse de sensibilité. Les paramètres choisis interviennent dans les principaux processus du cycle de l'azote dans le sol, ils sont utilisés dans la représentation des sites 1 et 2, et il est facile de les faire varier. De plus, seuls les paramètres dont la technique d'évaluation est entachée d'une imprécision importante ont été étudiés. Vingt paramètres ont ainsi été choisis pour l'analyse de sensibilité: ils représentent les dépôts atmosphériques, la minéralisation nette, la nitrification, le prélèvement par les plantes, la dénitrification et les facteurs abiotiques.

Tous les paramètres varient dans le temps et dans l'espace à cause de l'hétérogénéité intrinsèque du sol. Cependant, étant donné la nature même du système de référence (type de sol, climat, culture, ...), cette variation est limitée à des intervalles particuliers au système étudié. Afin de tester la sensibilité du modèle pour des valeurs réalistes des paramètres, un intervalle a été défini pour chacun selon les valeurs trouvées dans la littérature ou selon les suggestions des concepteurs du modèle. Le Tableau 3.3 résume les paramètres choisis, leur intervalle, ainsi que la provenance des valeurs utilisées. Les paramètres sont définis à l'Annexe A.

PROCESSUS	PARAMÈTRE	INTERVALLE	RÉFÉRENCE
DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES	DEPDY	0.0005-0.002 (gN/m ² /jour)	Jansson (1991)
	DEPWC	0.1-1.8 (mgN/l)	MENVIQ (1990b)
MINÉRALISATION NETTE	CNORG	4-15	Lafrance et al (1990) Alexander (1961)
	HUMK	1E-5 - 20E-5 (1/jour)	Jansson (1991)
	LITEFF	0.2-0.7	Alexander (1961) Paul et Clark (1988)
	LITHF	0.1-0.3	Jansson (1991)
	LITK	0.001-0.1 (1/jour)	Jansson (1991)
NITRIFICATION	NITK	0.01-1 (1/jour)	Jansson(1991)
	NITR	1-20	Trépanier (1992) Jansson (1991)
PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES	UPC	0.08-0.12 (1/jour)	Jansson (1991)
	UPMA	0.05-0.12 (1/jour)	Jansson (1991)
	UPMOV	0-1	Jansson (1991)
DÉNITRIFICATION	DENPOT	0.04-0.3 (gN/m ² /jour)	Jansson (1991)
	DENHS	5-15 (mgN/l)	Jansson (1991)
FACTEURS ABIOTIQUES	MOS(1)	8-17 (%)	Stanford et Epstein (1974)
	MOS(2)	1-18 (%)	Stanford et Epstein (1974) Jansson (1991)
	MOSSA	0-1	Jansson (1991) Paul et Clark (1988)
	MOSDEN	10-20 (%)	Johnsson et al (1987) Rolston et al(1984)
	TEMBAS	20-40 (°C)	Haynes (1986) Gouin (1974) Jansson (1991)
	TEMQ10	1.5-4	Reddy et al (1980)

Tableau 3.3 Intervalles des paramètres étudiés

Afin de limiter le nombre de simulations tout en considérant la variabilité possible de chacun des paramètres, les simulations ont été faites en attribuant à chaque paramètre la valeur de référence plus ou moins 15%, 30% et 45% de son intervalle. La Figure 3.2 illustre les points choisis. En général, la référence est à peu près centrée dans l'intervalle et on peut faire six simulations avec cette méthode.

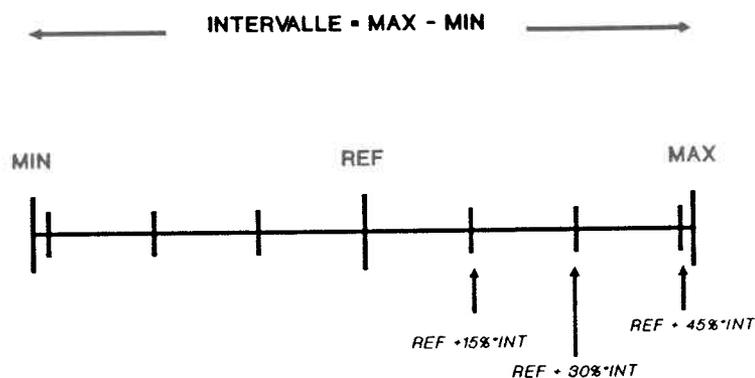


Figure 3.2 Points de simulation

3.2.3.4 Durée des simulations

Sur de courtes périodes de simulation, les changements apportés par la variation d'un paramètre créent une certaine instabilité dans le bilan en azote du sol. Afin d'obtenir une estimation réaliste du lessivage des nitrates à long terme, toutes les simulations ont été faites sur huit années consécutives identiques, chaque année utilisant les valeurs finales des teneurs en azote de l'année précédente comme valeurs initiales. Dans le but d'éliminer l'effet d'une variation des facteurs comme la température, les précipitations, l'ensoleillement, l'humidité et le vent sur l'analyse de sensibilité, les huit simulations sont effectuées avec la même année de données météorologiques, soit celle du 1er mai 1990 au 30 avril 1991 pour le site 1 et celle du 1er mai 1989 au 30 avril 1990 pour le site 2. Il est ainsi possible d'atteindre un

régime permanent, c'est-à-dire où le bilan en azote devient constant d'une année à l'autre. Par commodité, l'analyse de sensibilité est faite sur la quantité de nitrates lessivés au cours des quatre dernières années de simulation.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET DISCUSSION

L'analyse de sensibilité du modèle SOILN a été réalisée pour vingt paramètres. L'interprétation des résultats se déroule en quatre étapes: tout d'abord, la réaction du modèle est étudiée pour les deux sites à l'aide des coefficients de sensibilité relatifs; dans un deuxième temps, les coefficients de sensibilité relatifs moyens sont comparés; ensuite, les variations de lessivage des nitrates sont étudiées; finalement, les résultats des deux sites sont comparés.

PROCESSUS	SITE 1	SITE 2
DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES	4.2 g/m ²	3.5 g/m ²
MINÉRALISATION DE LA LITIÈRE	4.0 g/m ²	6.4 g/m ²
MINÉRALISATION DE L'HUMUS	14.2 g/m ²	25.9 g/m ²
NITRIFICATION	14.9 g/m ²	47.8 g/m ²
PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES	26.6 g/m ²	56.0 g/m ²
DÉNITRIFICATION	23.2 g/m ²	5.4 g/m ²
LESSIVAGE	13.0 g/m ²	29.8 g/m ²

Tableau 4.1 Quantités totales d'azote transformé (période de 4 ans)

Dans un modèle aussi complexe que SOILN, l'interprétation des résultats d'une analyse de sensibilité est délicate: tous les processus du cycle de l'azote étant interreliés, il peut être difficile d'expliquer l'influence d'un paramètre sur le lessivage des nitrates. La comparaison de l'impact d'un paramètre dans deux systèmes de référence différents facilite l'analyse des résultats puisqu'elle permet de mettre en évidence les différences entre les sites et ainsi de quantifier l'influence réelle d'un paramètre. Pour faciliter le travail, il est utile de conserver à l'esprit les principales différences entre les deux sites; le Tableau 4.1 illustre les quantités totales d'azote transformé par les différents processus pour une période de 4 ans. Les différences

proviennent des paramètres utilisés dans chaque système de référence et aussi de caractéristiques définies dans le modèle SOIL (type de sol, culture, précipitations,...).

4.1 COEFFICIENTS DE SENSIBILITÉ RELATIFS

L'étude des coefficients de sensibilité relatifs est basée sur la description du modèle apparaissant à l'Annexe A (Johnsson et al, 1987) et sur les systèmes de référence pour les deux sites, tels que décrits à l'Annexe B.

Notons que l'échelle de représentation des Sr varie de 0 à ± 1.25 pour tous les graphiques afin de faciliter la comparaison entre les paramètres. Les différents types de courbes de Sr ont été définis précédemment à la section 3.2.2.

4.1.1 DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES

4.1.1.1 Paramètre DEPDRY

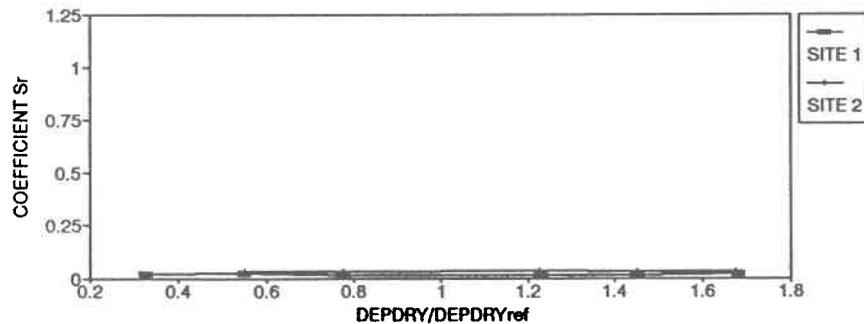


Figure 4.1 DEPDRY - Sr

DEPDRY représente les dépôts atmosphériques solides (poussière). L'azote ainsi déposé est incorporé directement dans le réservoir nitrates de la première couche.

Les courbes de la Figure 4.1 suggèrent que le lessivage des nitrates varie dans le même sens que le paramètre et que ces variations sont proportionnelles. L'influence de DEPDRY est comparable aux deux sites.

Ce résultat s'explique par le fait qu'une augmentation du paramètre entraîne plus de dépôts secs, un réservoir nitrates plus important et donc plus de lessivage.

4.1.1.2 Paramètre DEPWC

DEPWC représente l'azote dissout dans l'eau de pluie. L'azote ainsi déposé est incorporé directement au réservoir nitrates de la première couche.

À la Figure 4.2, on observe que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre et que ces variations sont proportionnelles. L'influence de DEPWC est comparable pour les deux systèmes de référence.

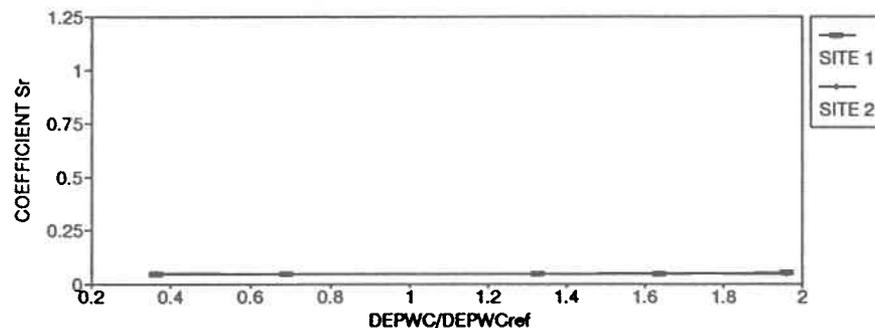


Figure 4.2 DEPWC - Sr

Ce résultat s'explique par le fait qu'une augmentation du paramètre entraîne plus de dépôts humides, un réservoir nitrates plus important et donc plus de lessivage.

4.1.2 MINÉRALISATION NETTE

4.1.2.1 Paramètre CNORG

CNORG est le rapport carbone/azote du sol correspondant à une activité égale des bactéries minéralisatrices et immobilisatrices, générant une minéralisation nette nulle. Lorsque le rapport carbone/azote du sol est inférieur à CNORG, la minéralisation excède l'immobilisation et l'azote organique est transformé en azote inorganique, ce qui fait augmenter le rapport carbone/azote du sol jusqu'à ce que celui-ci excède CNORG. À ce moment, l'immobilisation excède la minéralisation, et l'azote inorganique est retransformé en azote organique, ce qui fait diminuer le rapport carbone/azote du sol.

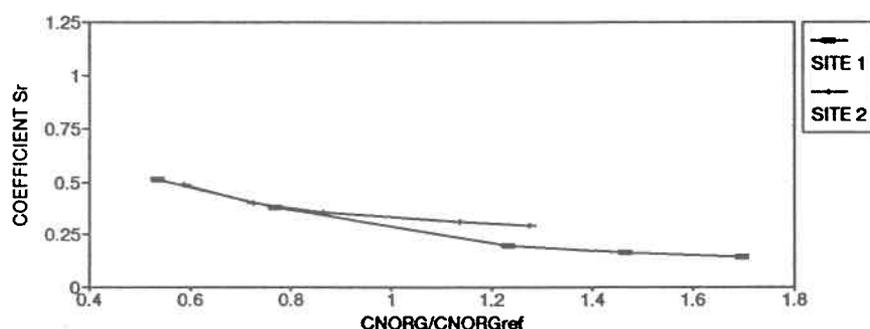


Figure 4.3 CNORG - Sr

Les courbes de la Figure 4.3 indiquent que le lessivage varie dans le même sens que CNORG et que la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre. Donc, plus le paramètre est grand, plus son influence est faible. La distribution des Sr dans l'intervalle est similaire pour les deux sites.

Le sens de la réaction du lessivage s'explique par le fait que dans la représentation adoptée dans le modèle pour la minéralisation nette, un accroissement de CNORG augmente la valeur du rapport carbone/azote qui limite

le passage de la minéralisation à l'immobilisation. L'activité des microorganismes minéralisateurs excède ainsi plus souvent celle des microorganismes immobilisateurs, il s'ensuit une minéralisation nette plus importante et plus d'azote inorganique disponible à la transformation et au lessivage.

4.1.2.2 Paramètre HUMK

HUMK est le taux de minéralisation de l'humus: il contrôle la vitesse à laquelle l'azote organique de l'humus se transforme en ammonium.

L'allure des courbes de la Figure 4.4 indique que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre et que les variations du lessivage sont presque proportionnelles aux variations du paramètre. Les S_r sont supérieurs au site 2.

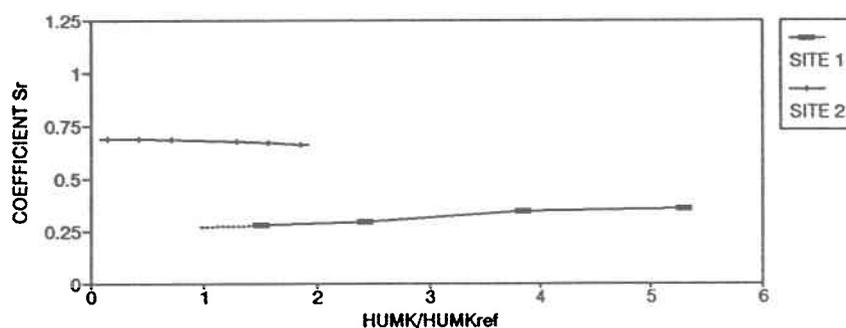


Figure 4.4 HUMK - S_r

Selon la théorie, une augmentation de HUMK entraîne une minéralisation plus importante de l'humus, un accroissement des réservoirs ammonium et nitrates et par conséquent un plus fort lessivage des nitrates. L'influence supérieure au site 2 s'explique par le fait que la dénitrification y est limitée par une vitesse maximale (DENPOT) plus faible qu'au site 1. L'accroissement du réservoir nitrates n'est donc

pas autant pris en charge par la dénitrification qu'au site 1, ce qui génèrent une augmentation du lessivage plus importante.

4.1.2.3 Paramètre LITEFF

Selon la représentation mathématique utilisée, LITEFF contrôle le rapport carbone/azote en-deçà duquel l'activité des microorganismes responsables de la minéralisation excède celle des microorganismes immobilisateurs.

À la Figure 4.5, le signe négatif des S_r indique que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre. La pente négative des courbes démontre que la variation du lessivage augmente plus vite que la variation du paramètre. Ceci signifie que plus le paramètre est élevé, plus il est influent sur le lessivage des nitrates. Les S_r sont semblables aux deux sites.

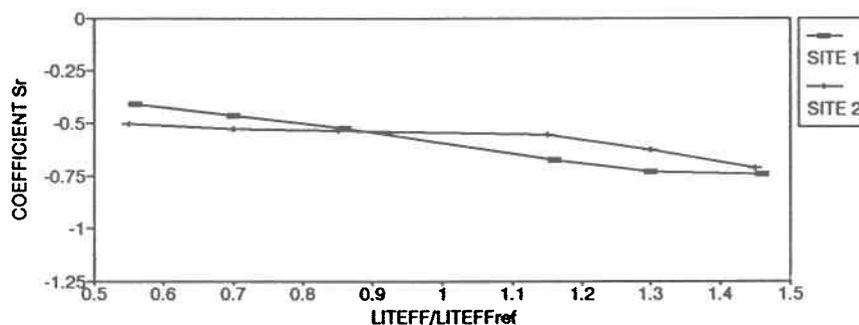


Figure 4.5 LITEFF - S_r

Puisqu'une augmentation de LITEFF fait diminuer le rapport carbone/azote limite, l'activité des microorganismes responsables de l'immobilisation excédera plus souvent l'activité des microorganismes minéralisateurs, entraînant une minéralisation nette plus faible et donc un lessivage des nitrates moins important.

4.1.2.4 Paramètre LITHF

LITHF est la fraction du carbone de la litière qui s'humifie, contrôlant ainsi le passage de l'azote du réservoir litière au réservoir humus.

Le signe négatif des S_r à la Figure 4.6 indique que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre. La pente presque nulle des courbes démontre que la variation du lessivage est à peu près proportionnelle à celle du paramètre. L'influence de LITHF est comparable aux deux sites.

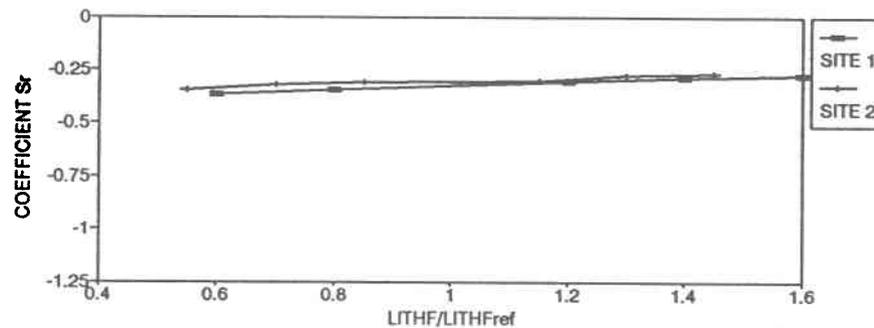


Figure 4.6 LITHF - S_r

Une augmentation du paramètre implique qu'une partie plus importante de l'azote de la litière se transforme en humus. Comme l'azote humique se minéralise plus lentement que celui de la litière, il en résulte une diminution du réservoir ammonium et par conséquent du lessivage des nitrates.

4.1.2.5 Paramètre LITK

LITK représente le taux de minéralisation de la litière: il détermine la vitesse à laquelle l'azote organique de la litière se transforme en ammonium.

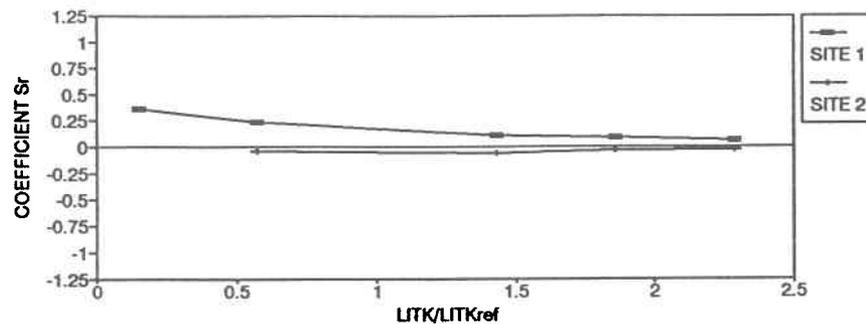


Figure 4.7 LITK - Sr

Selon la Figure 4.7, l'allure de la courbe du site 1 indique que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre et que la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre. Donc plus le paramètre est élevé, plus son influence sur le lessivage est faible. Au site 2, le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre et les variations sont plus ou moins proportionnelles.

Au site 1, si le paramètre augmente, il s'ensuit une augmentation du réservoir ammonium, du réservoir nitrates par nitrification, et donc du lessivage. Au site 2, une augmentation du paramètre induit aussi une augmentation du réservoir ammonium, mais la demande par les plantes est telle que l'ammonium supplémentaire est prélevé avant qu'il ne soit nitrifié. LITK contrôle aussi la fraction d'azote qui s'humifie: lorsque LITK augmente, une plus grande quantité d'azote est immobilisée dans l'humus et donc moins disponible pour le lessivage. Au site 1, ce phénomène est sans doute de moindre importance par rapport à l'augmentation de la minéralisation de la litière alors qu'au site 2, il semble dominer.

4.1.3 NITRIFICATION

4.1.3.1 Paramètre NITK

NITK représente le taux de nitrification du réservoir ammonium: il détermine la vitesse à laquelle l'ammonium se transforme en nitrates.

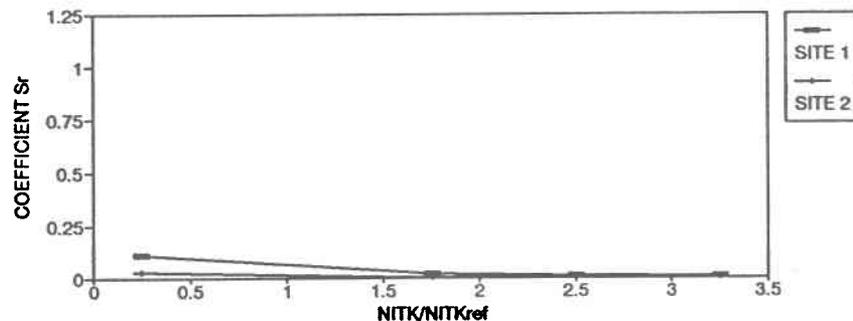


Figure 4.8 NITK - S_r

Les courbes de la Figure 4.8 indiquent que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre. Au site 1, la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre, alors qu'au site 2, les variations sont presque proportionnelles. Pour des valeurs inférieures à la référence, l'influence de NITK est légèrement plus faible au site 2.

Une augmentation du paramètre accélère la nitrification, produisant plus de nitrates disponibles pour le lessivage. L'influence légèrement plus faible au site 2 est attribuable aux teneurs en eau élevées qui limitent la nitrification (processus aérobie).

4.1.3.2 Paramètre NITR

NITR représente le rapport nitrates/ammonium du sol et est utilisé pour limiter la quantité d'ammonium disponible pour la nitrification.

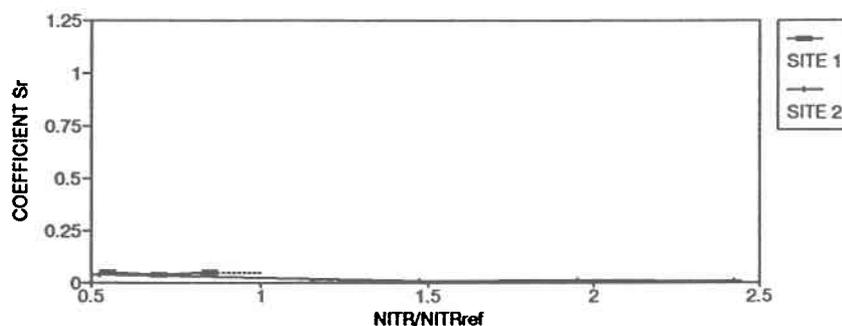


Figure 4.9 NITR - Sr

Le signe positif des Sr à la Figure 4.9 indique que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre. La pente presque nulle des courbes signifie que la variation du lessivage est proportionnelle à la variation du paramètre. L'influence de NITR est similaire pour les deux systèmes de référence.

Une augmentation du paramètre signifie qu'il y a plus d'ammonium disponible à la transformation et induit par conséquent une augmentation de la nitrification et du lessivage.

4.1.4 PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES

4.1.4.1 Paramètre UPC

UPC représente le taux d'absorption de l'azote par les plantes. Une augmentation de ce paramètre signifie que la demande maximale arrive plus tôt et est plus forte. Après cet optimum, la demande en azote cesse complètement.

Le signe positif des Sr à la Figure 4.10 indique que le lessivage des nitrates varie dans le même sens que le paramètre. Au site 1, la pente négative de la courbe démontre que la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre, indiquant que plus le paramètre augmente, plus son

influence est faible. Au site 2, la pente positive illustre la réaction contraire. UPC est plus influent au site 2.

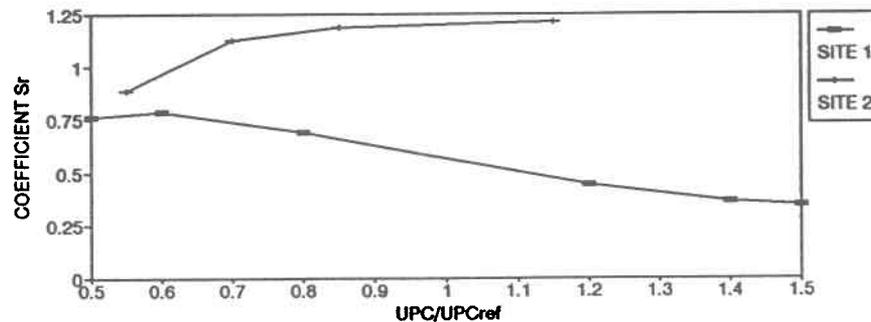


Figure 4.10 UPC - Sr

Lorsque le sol est laissé sans couvert végétal, il n'y a plus de prélèvement par les plantes et les entrées dans le réservoir nitrates ne sont contrôlées que par la dénitrification et le lessivage. Puisqu'elle est limitée par une vitesse maximale (DENPOT), la dénitrification ne peut pas prendre en charge l'excédent de nitrates dû à la fin de la croissance, et le lessivage augmente. Plus UPC augmente, plus l'optimum arrive tôt, plus la période de l'année sans couvert végétal est longue et plus le lessivage est important. L'influence supérieure au site 2 est attribuable à deux facteurs. Premièrement, le prélèvement potentiel y est deux fois plus important qu'au site 1: devancer ou repousser le pic de demande aura une influence plus marquée puisque des quantités plus grandes d'azote inorganique sont en jeu. Deuxièmement, la vitesse maximale de dénitrification est beaucoup plus faible au site 2, ce qui cause une plus grande prise en charge des nitrates par le lessivage.

4.1.4.2 Paramètre UPMA

UPMA représente la fraction maximale d'azote inorganique qui est en tout temps disponible pour le prélèvement par les plantes et pour l'immobilisation.

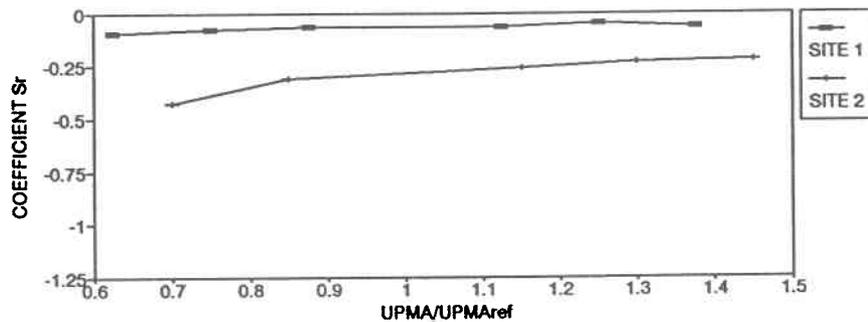


Figure 4.11 UPMA - Sr

Le signe négatif des Sr à la Figure 4.11 indique que la variation du lessivage va dans le sens opposé à la celle du paramètre. Au site 1, la pente nulle de la courbe signifie que la variation du lessivage est proportionnelle à la variation du paramètre. Au site 2, la légère pente négative signifie que la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre. L'influence de UPMA est supérieure au site 2.

Une augmentation de la fraction d'azote disponible implique que plus d'azote inorganique est prélevé ou immobilisé, en laissant moins de disponible pour la transformation et le lessivage. La différence entre les influences aux deux sites est sans doute attribuable au prélèvement par les plantes, puisque c'est pour ce processus que les quantités d'azote transformé sont les plus différentes. Au site 2, le prélèvement est beaucoup plus important qu'au site 1, il sera donc aussi plus souvent limité par la fraction maximale d'azote disponible, UPMA. Puisqu'il intervient plus souvent dans le processus au site 2, ce paramètre influence donc plus fortement le résultat.

4.1.4.3 Paramètre UPMOV

UPMOV permet l'utilisation de l'azote excédentaire disponible dans une couche pour compenser le déficit existant dans les couches voisines.

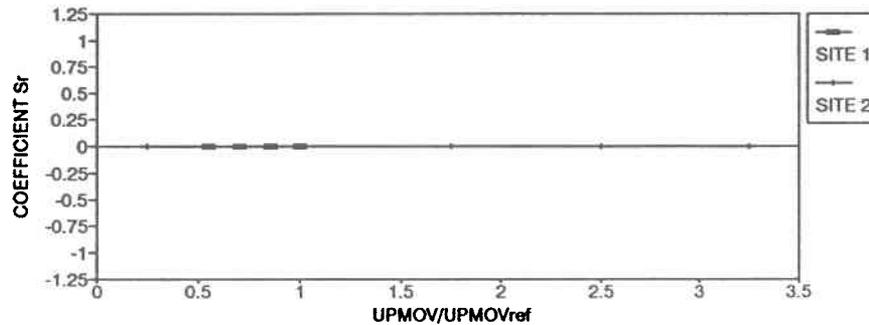


Figure 4.12 UPMOV - Sr

Selon la Figure 4.12, le modèle ne réagit aucunement à la variation de ce paramètre et ce, dans les deux systèmes de référence.

La sensibilité nulle pour ce paramètre peut s'expliquer soit par l'absence de déficit aux deux sites au cours des années étudiées, soit par la non influence du lieu de prélèvement de l'azote dans la zone racinaire sur le lessivage de l'azote sous cette zone.

4.1.5 DÉNITRIFICATION

La dénitrification est représentée par une cinétique de Michaelis-Menten (Figure 4.13), définie par une courbe hyperbolique où V_{\max} (DENPOT) est la vitesse maximale de réaction (ou taux potentiel) et K_m (DENHS) la concentration en substrat (nitrates) pour laquelle la vitesse de réaction est la moitié de la vitesse maximale.

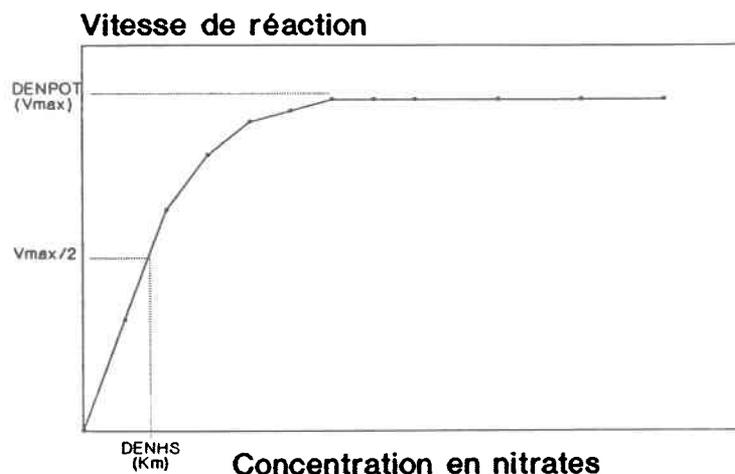


Figure 4.13 Cinétique de Michaelis-Menten

4.1.5.1 Paramètre DENPOT

DENPOT représente la vitesse maximale de dénitrification: il contrôle la vitesse à laquelle les nitrates sont transformés en N_2 et N_2O (Figure 4.13).

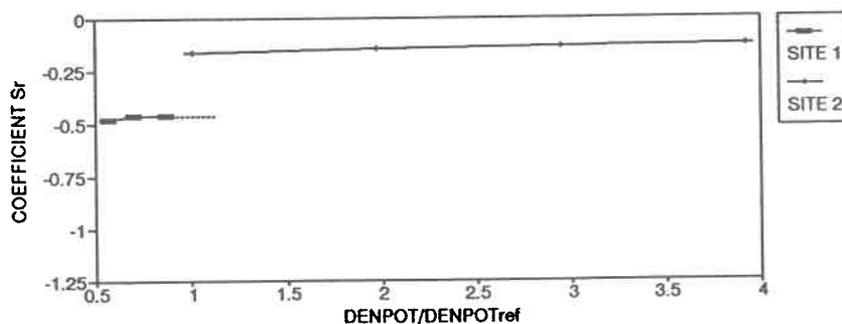


Figure 4.14 DENPOT - Sr

L'allure des courbes de la Figure 4.14 indique que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre et que la variation du lessivage est proportionnelle à la variation du paramètre. L'influence de DENPOT est supérieure au site 1.

Une augmentation du paramètre entraîne une plus grande dénitrification et donc moins de nitrates à lessiver. L'influence plus forte au site 1 s'explique par un effet de rétroaction. Aux deux sites, le prélèvement par les plantes diminue lorsque la dénitrification augmente puisqu'il y a moins de nitrates disponibles. De plus, au site 1, 80% de l'azote total des plantes est réintégré au sol alors que cette proportion n'est que de 35% au site 2. L'apport d'azote à la litière est donc diminué substantiellement au site 1, ce qui ralentit la minéralisation et la nitrification, et fait diminuer encore plus le lessivage.

4.1.5.2 Paramètre DENHS

DENHS représente la concentration en nitrates à laquelle la dénitrification est à 50% de sa valeur optimale (Figure 4.13).

Les courbes de la Figure 4.15 démontrent que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre et que ces variations sont proportionnelles. L'influence de DENHS est similaire aux deux sites.

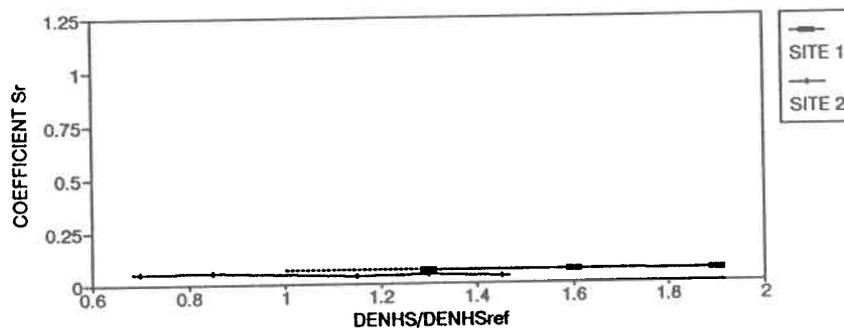


Figure 4.15 DENHS - Sr

Une augmentation du paramètre modifie l'allure de la courbe de la Figure 4.13: la courbe précédant le plateau a une pente plus faible et la vitesse maximale

est atteinte pour des concentrations en nitrates plus élevées. Il faut donc plus de nitrates dans le sol pour que les mêmes vitesses de dénitrification soient atteintes, ce qui diminue la quantité de nitrates dénitrifiés et par conséquent augmente le lessivage de nitrates. La réaction du modèle est faible aux deux sites, indiquant que les concentrations en nitrates du sol sont généralement supérieures à DENHS et génèrent des vitesses de dénitrification élevées correspondant au plateau de la cinétique de Michaelis-Menten.

4.1.6 FACTEURS ABIOTIQUES

Les facteurs abiotiques sont des facteurs multipliant les constantes de réaction des processus de minéralisation nette, de nitrification et de dénitrification pour les ajuster aux conditions de teneur en eau et de température du sol. Dans ce qui suit, le terme "facteur abiotique" est remplacé par l'abréviation F.A..

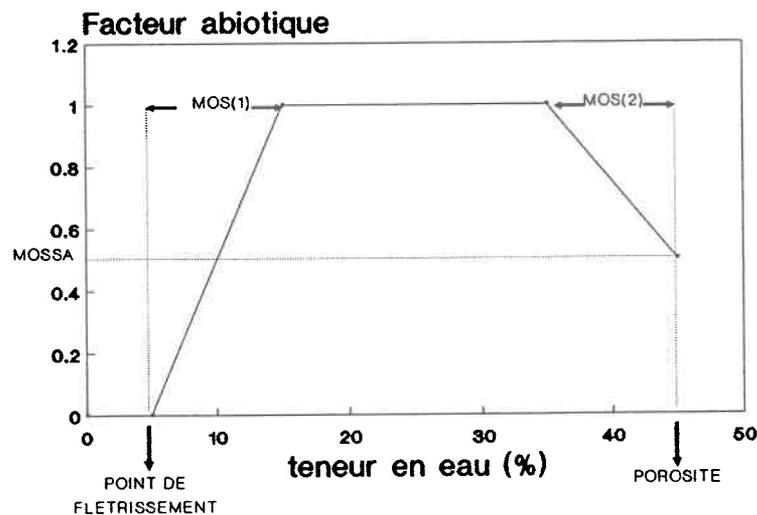


Figure 4.16 Facteur abiotique teneur en eau (processus aérobie)

Une constante de réaction biochimique est généralement déterminée expérimentalement à une teneur en eau optimale. Si on veut utiliser cette constante, dans un cas pratique, il est nécessaire de la pondérer pour des teneurs en eau

différentes de l'optimum. Dans le cas des processus aérobies (minéralisation nette et nitrification), les bactéries fonctionnent à des teneurs en eau moyennes. Le F.A. relatif à la teneur en eau qui leur est attribué est représenté dans le modèle par une courbe comme celle de la Figure 4.16.

4.1.6.1 Paramètre MOS(1)

MOS(1) représente la grandeur de l'intervalle de teneur en eau définissant le passage du F.A. teneur en eau entre 0 et 1 (Figure 4.16), c'est-à-dire l'intervalle où la biomasse n'a pas assez d'eau pour être pleinement active (sol sec).

Les courbes de la Figure 4.17 démontrent qu'au site 1 le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre et que la variation du lessivage augmente plus vite que la variation du paramètre. Ceci signifie que plus le paramètre est élevé, plus son influence sur le lessivage est grande. Au site 2, le paramètre n'a aucune influence et les S_r sont nuls sur tout l'intervalle.

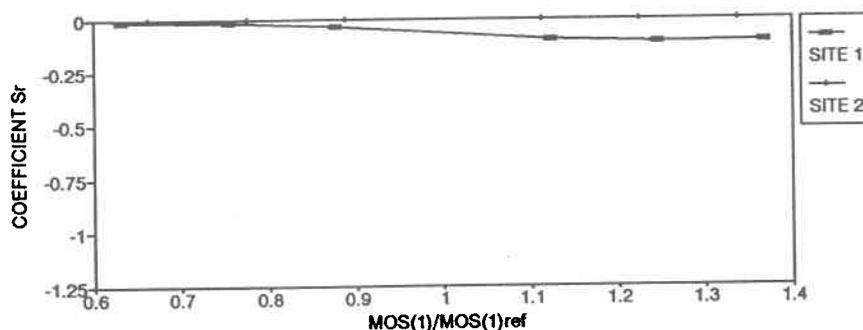


Figure 4.17 MOS(1) - S_r

Une augmentation de MOS(1) implique que le F.A. est inférieur à 1 pour une plus grande proportion des teneurs en eau, limitant d'autant les processus auxquels il s'applique (minéralisation nette et nitrification) et diminuant par conséquent le

lessivage. Les S_r plus élevés au site 1 sont attribuables aux teneurs en eau du sol plus faibles et donc plus souvent situées dans cette portion de la courbe du F.A..

4.1.6.2 Paramètre MOS(2)

MOS(2) représente la grandeur de l'intervalle de teneur en eau définissant le passage du F.A. teneur en eau du sol entre 1 et 0 (Figure 4.16), c'est-à-dire l'intervalle où la biomasse n'a plus assez d'oxygène pour être pleinement active (milieu anaérobie).

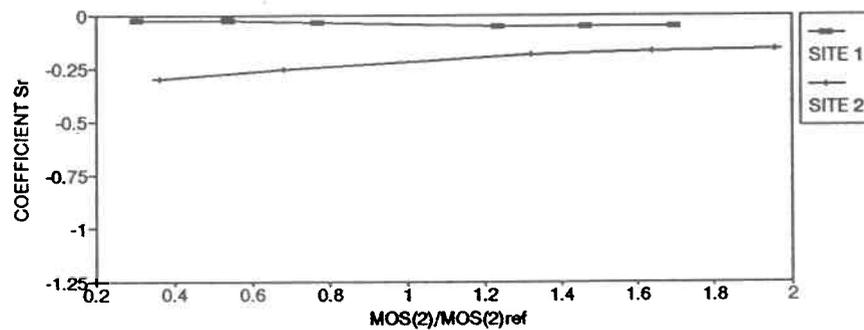


Figure 4.18 MOS(2) - S_r

Le signe négatif des S_r à la Figure 4.18 indique que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre. Au site 1, la pente presque nulle démontre que la variation du lessivage est proportionnelle à la variation du paramètre. Au site 2, la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre, indiquant que l'influence du paramètre diminue lorsque MOS(2) augmente. Les S_r sont supérieurs au site 2 dans tout l'intervalle.

Une augmentation de MOS(2) implique un F.A. inférieur à 1 pour une plus grande proportion des teneurs en eau, limitant d'autant les processus auxquels il s'applique (minéralisation nette et nitrification) et diminuant par conséquent le lessivage. Les Sr supérieurs pour le site 2 s'expliquent par le fait que les teneurs en eau plus élevées du sol se retrouvent plus souvent dans cette portion de la courbe du F.A..

4.1.6.3 Paramètre MOSSA

MOSSA représente la valeur du F.A. teneur en eau du sol à saturation (Figure 4.16).

L'allure des courbes de la Figure 4.19 indique que le lessivage varie dans le même sens que le paramètre et que ces variations sont proportionnelles. L'influence de MOSSA est plus grande au site 2.

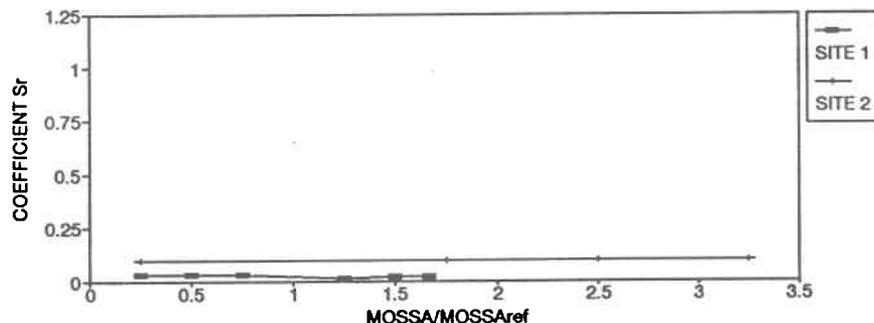


Figure 4.19 MOSSA - Sr

Lorsque le paramètre augmente, les valeurs de F.A. inférieures à 1 sont plus élevées (proches de 1) et les processus touchés (minéralisation nette et nitrification) d'autant plus limités, entraînant du même coup plus de lessivage. Les Sr supérieurs

au site 2 s'expliquent par le fait que les teneurs en eau se retrouvent plus souvent près de la saturation, là où intervient ce paramètre.

4.1.6.4 Paramètre MOSDEN

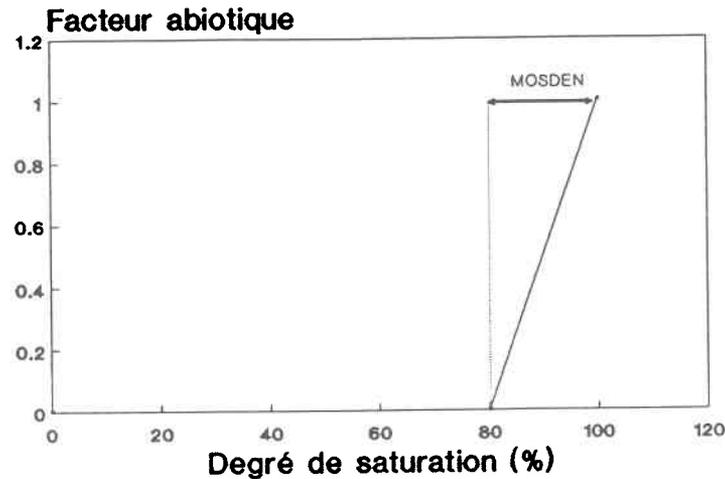


Figure 4.20 Facteur abiotique teneur en eau (processus anaérobie)

Dans le cas de la dénitrification, un processus anaérobie, l'activité microbienne a lieu uniquement lorsque les teneurs en eau sont proches de la saturation. Le F.A. relatif à la teneur en eau est donc différent et la Figure 4.20 illustre la représentation utilisée dans le modèle pour ce facteur.

MOSDEN représente la grandeur de l'intervalle de teneurs en eau définissant le passage du F.A. entre 0 et 1 (Figure 4.20), c'est-à-dire l'état de saturation (milieu anaérobie). Dans cet intervalle, la biomasse responsable de la dénitrification devient active.

Le signe négatif des S_r à la Figure 4.21 indique que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre. Au site 1, la pente positive démontre que la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre. Au site 2, ces variations sont proportionnelles. Les S_r sont supérieurs au site 1.

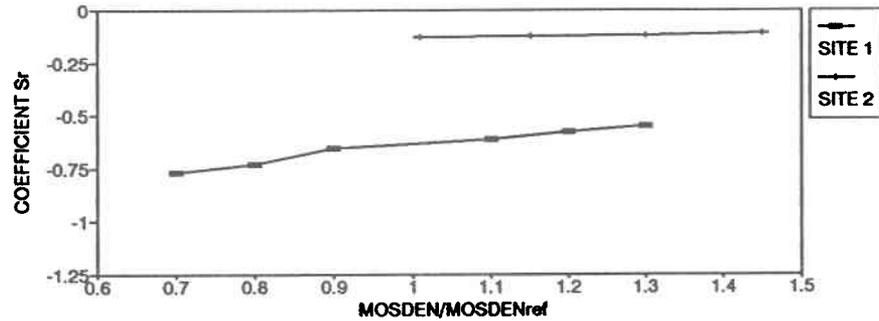


Figure 4.21 MOSDEN - Sr

Une augmentation du paramètre implique que la dénitrification se produit à des teneurs en eau plus faible et donc plus fréquemment. Plus la dénitrification est importante, moins il y a de nitrates disponibles pour le lessivage. L'influence plus faible au site 2 s'explique par le fait que les teneurs en eau du sol y sont souvent proches de la saturation; puisque les teneurs en eau sont très fréquemment propices à la dénitrification, élargir l'intervalle où le processus agit influence peu la quantité de nitrates dénitrifiés.

4.1.6.5 Paramètre TEMBAS

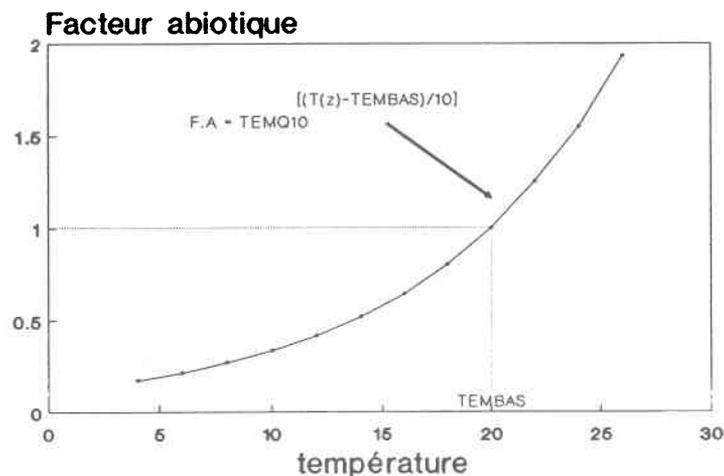


Figure 4.22 Facteur abiotique température

Une constante de réaction biochimique est aussi déterminée expérimentalement à une température précise. Si on veut utiliser cette constante, il est nécessaire de la pondérer selon la température du sol au moment où elle s'applique. Tous les processus biochimiques (minéralisation nette, nitrification et dénitrification) sont soumis au F.A. relatif à la température du sol. La forme utilisée dans le modèle est une exponentielle telle qu'illustrée à la Figure 4.22. De façon générale, dans les sols agricoles, la température optimale de réaction n'est jamais atteinte, ce qui explique pourquoi la courbe n'a pas de plateau.

TEMBAS représente la température à laquelle le F.A. température vaut 1 (Figure 4.22), c'est-à-dire la température à laquelle les constantes de réaction ont été déterminées.

Les courbes de la Figure 4.23 indiquent que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre et que les variations sont proportionnelles. TEMBAS est plus influent au site 2.

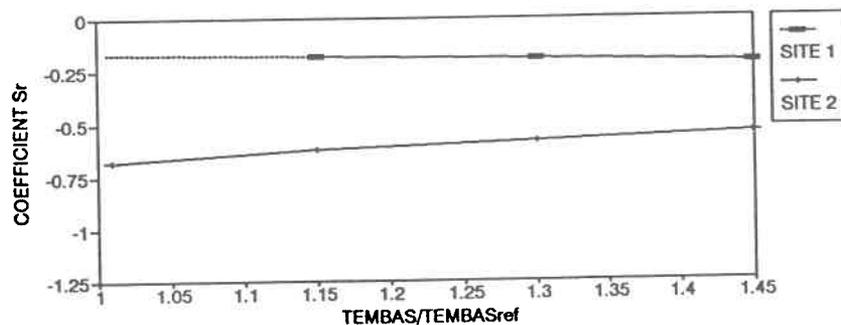


Figure 4.23 TEMBAS - Sr

Dans la gamme des températures du sol aux deux sites, plus TEMBAS est élevé, plus l'exposant est petit (Figure 4.22), et plus le F.A. est faible. Au site 1, parce que la quantité d'azote dénitrifié est supérieure à la quantité d'azote nitrifié

(voir Tableau 4.1), la diminution du F.A. limite plus la dénitrification que la nitrification. Le réservoir nitrates s'accroît légèrement, mais le prélèvement par les plantes semble stimulé par cette hausse et augmente de façon à faire diminuer le lessivage. Au site 2, la quantité d'azote nitrifié excède de beaucoup la quantité d'azote dénitrifié, ce qui implique que la diminution du F.A. influence plus la nitrification que la dénitrification. La réduction du réservoir nitrates cause alors une diminution du lessivage.

4.1.6.6 Paramètre TEMQ10

TEMQ10 représente le changement du F.A. causé par une variation de la température du sol de 10°C.

La Figure 4.24 indique qu'au site 1, le paramètre varie dans le même sens que le paramètre et que la variation du lessivage augmente plus lentement que la variation du paramètre. Au site 2, les Sr négatifs signifient que le lessivage varie dans le sens opposé au paramètre et la pente faible de la courbe indique que les variations sont presque proportionnelles.

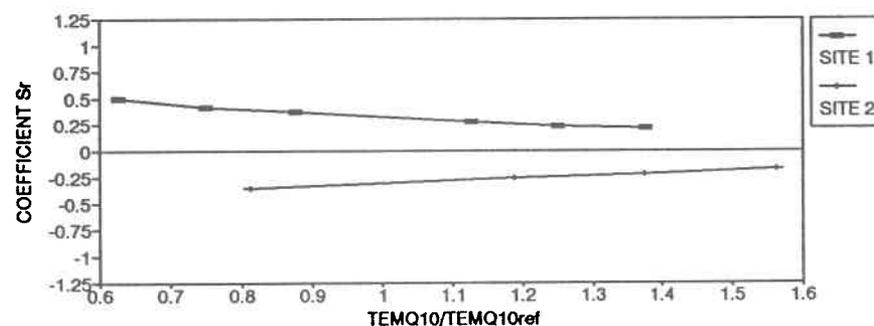


Figure 4.24 TEMQ10 - Sr

L'exposant (Figure 4.22) étant généralement négatif dans la gamme des températures du sol, une augmentation de TEMQ10 fait diminuer le F.A. et à cause

de la définition mathématique du F.A., cette baisse est plus importante que pour TEMBAS. L'effet de la variation de TEMQ10 sur les différents processus est donc similaire à celui énoncé pour TEMBAS, mais plus prononcé. Au site 1, la dénitrification diminue encore plus mais l'accroissement du réservoir nitrates n'est pas entièrement pris en charge par les plantes car le prélèvement est plafonné par UPMA. Il s'ensuit donc une augmentation du lessivage. Au site 2, le réservoir nitrates est réduit de façon plus marquée et le lessivage diminue encore plus.

4.2 COMPARAISON DES COEFFICIENTS DE SENSIBILITE RELATIFS MOYENS

Les coefficients de sensibilité relatifs permettent de comparer la réaction du modèle aux différents paramètres de façon relative, les uns par rapport aux autres. Pour faciliter cette comparaison et agréger l'information de chaque intervalle, la moyenne des S_r a été faite pour chacun des paramètres. La valeur absolue de cette moyenne est utilisée afin de permettre la comparaison des influences des différents paramètres.

Il est à noter qu'aucun paramètre ne présente un coefficient de sensibilité relatif moyen dont la valeur absolue soit supérieure à 1. Ceci signifie que la variation d'un paramètre entraîne une variation du lessivage des nitrates proportionnellement plus faible (un S_r de 1 signifiant une variation égale en pourcentage du paramètre et du lessivage).

4.2.1 SITE 1

La Figure 4.25 montre une séparation assez marquée dans la distribution des coefficients de sensibilité relatifs autour de la valeur 0.1. Cette valeur est donc retenue arbitrairement pour distinguer les paramètres considérés comme très influents sur le lessivage des nitrates de ceux dont l'influence est considérée moindre.

Au site 1, les paramètres montrant des Sr élevés sont reliés à la dénitrification (DENPOT), au prélèvement par les plantes (UPC), à la minéralisation nette (LITEFF, HUMK, LITHF, CNORG et LITK) et aux F.A. température (TEMQ10 et TEMBAS), et teneur en eau (MOSDEN).

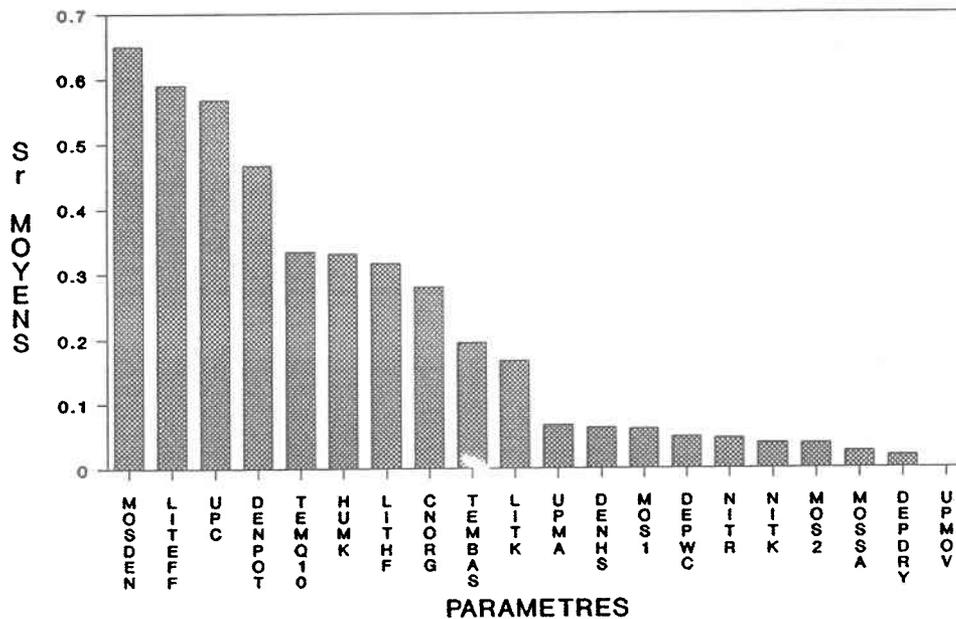


Figure 4.25 |Sr moyens| - site 1

Les paramètres montrant des Sr faibles sont reliés au prélèvement par les plantes (UPMA et UPMOV), à la dénitrification (DENHS), au F.A. teneur en eau (MOS(1), MOS(2) et MOSSA), à la nitrification (NITK et NITR), et aux dépôts atmosphériques (DEPDY et DEPWC).

4.2.2 SITE 2

À la Figure 4.26, les coefficients de sensibilité relatifs s'échelonnent plus graduellement, mais la valeur seuil de 0.1 est conservée pour permettre la comparaison avec le site 1.

Au site 2, les Sr les plus élevés sont reliés aux processus de prélèvement par les plantes (UPC et UPMA), à la minéralisation nette (HUMK, LITEFF, CNORG et LITHF), aux F.A. température (TEMBAS et TEMQ10) et teneur en eau du sol (MOS(2) et MOSDEN), et à la dénitrification (DENPOT).

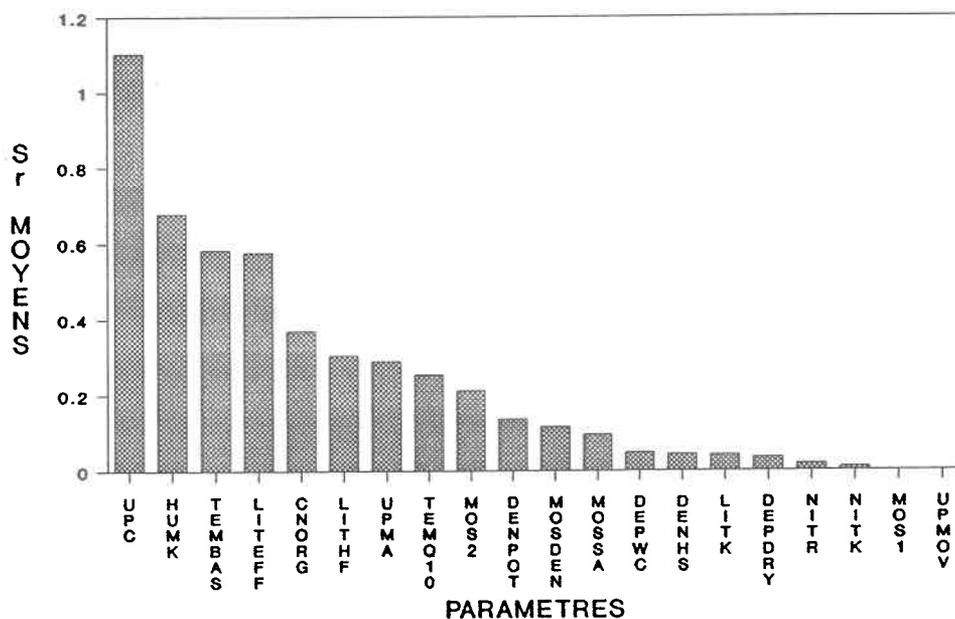


Figure 4.26 |Sr moyens| - site 2

Les processus ayant des Sr faibles sont reliés au F.A. teneur en eau (MOS(1) et MOSSA), à la dénitrification (DENHS), aux dépôts atmosphériques (DEPDY et DEPWC), à la minéralisation nette (LITK), et à la nitrification (NITK et NITR) et au prélèvement par les plantes (UPMOV).

4.3 VARIATION DU LESSIVAGE

L'analyse des résultats doit être approfondie afin d'identifier la précision requise au niveau des paramètres pour l'obtention de résultats de modélisation fiables. Dans ce sens, l'étude de la variation du lessivage des nitrates, dF/F , permet de préciser la réaction du modèle.

Pour identifier la précision avec laquelle chaque paramètre doit être connu, il est nécessaire d'établir une limite "acceptable" de dF/F , représentant la précision attendue du modèle. Cette limite est posée arbitrairement à $\pm 5\%$. Ceci signifie que si dix paramètres indépendants et non synergiques sont entachés d'une telle erreur, l'erreur globale sur l'évaluation du lessivage des nitrates est alors au maximum $\pm 50\%$ (si les erreurs ont toutes le même signe), une erreur que l'on peut juger acceptable pour un tel modèle.

Les courbes des dF/F en fonction des paramètres (Annexe C) sont étudiées pour chaque paramètre. Les valeurs limites de paramètres donnant des dF/F de $\pm 5\%$ définissent le niveau de précision requis pour ce paramètre. Ces valeurs sont données en pourcentage de l'intervalle de variation possible (et non du paramètre) afin de représenter l'étendue des valeurs que peut prendre un paramètre pour respecter le critère de $\pm 5\%$. Si la limite n'est jamais dépassée dans cet intervalle, une évaluation approximative du paramètre dans l'intervalle est suffisante pour atteindre le niveau de précision requis. Dans un tel cas, une valeur nulle est ensuite testée pour le paramètre lorsque mathématiquement possible. Si le dF/F est toujours inférieur à la limite imposée, nous en concluons que la quantification du paramètre ne paraît pas nécessaire pour ce niveau de précision.

Soulignons que les valeurs de paramètres respectant les limites de dF/F de $\pm 5\%$ ne s'appliquent qu'à un système de référence donné et ne doivent être utilisées que comme indicatrices de la précision requise. La comparaison des deux systèmes de référence (section 4.4) permet de mettre les conclusions en perspective.

4.3.1 SITE 1

Au Tableau 4.2, la notation " $- 8\% < \text{CNORG} < + 20\%$ " signifie que la valeur connue du paramètre CNORG doit être comprise entre sa valeur réelle moins 8% de

l'intervalle de variation possible (Tableau 3.3) et cette valeur plus 20% de l'intervalle, afin de respecter le niveau de précision de $\pm 5\%$. L'évaluation est considérée (arbitrairement) comme devant être très précise lorsque la largeur totale de l'intervalle est inférieure à 20%. Elle doit être précise lorsque cette largeur est inférieure à 40% et assez précise lorsqu'elle excède 40%. L'évaluation est non-nécessaire lorsque dF/F est inférieur à $\pm 5\%$ dans tout l'intervalle. Cette convention est utilisée dans l'interprétation qui suit.

Les paramètres CNORG, HUMK, LITEFF, LITHF et LITK du processus de minéralisation nette (Tableau 4.2) doivent être évalués avec une bonne précision dans leurs intervalles respectifs; HUMK et LITEFF nécessitent une attention particulière puisqu'ils doivent être connus très précisément pour respecter la précision de $\pm 5\%$. UPC du prélèvement par les plantes doit aussi être évalué très précisément. Le paramètre DENPOT de la dénitrification doit être connu très précisément, tandis que DENHS nécessite une évaluation assez précise seulement. Le paramètre MOSDEN du F.A. teneur en eau affecté à la dénitrification doit être connu précisément, alors que TEMBAS et TEMQ10 du F.A. température nécessitent une évaluation précise et assez précise respectivement.

Les paramètres NITK et NITR reliés à la nitrification n'excèdent en aucun point simulé la précision de $\pm 5\%$. Il en va de même pour MOS(1), MOS(2) et MOSSA du F.A. teneur en eau, pour UPMA et UPMOV du prélèvement par les plantes et pour les paramètres DEPDRY et DEPWC des dépôts atmosphériques. Ces paramètres peuvent donc être évalués approximativement dans leurs intervalles respectifs.

PROCESSUS	PORTION DE L'INTERVALLE OÙ $dF/F < 5\%$	ÉVALUATION
DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES	b.i. < DEPDRY < b.s.	approximative
	b.i. < DEPWC < b.s.	approximative
MINÉRALISATION NETTE	- 8% < CNORG < + 20%	précise
	réf. < HUMK < + 2%	très précise
	- 10% < LITEFF < + 7%	très précise
	- 11% < LITHF < + 12%	précise
	- 8% < LITK < + 22%	précise
NITRIFICATION	b. i. < NITK < b. s.	approximative
	b. i. < NITR < b. s.	approximative
PRÉLEVEMENT PAR LES PLANTES	- 6% < UPC < +9%	très précise
	b.i. < UPMA < b.s.	approximative
	b.i. < UPMOV < b.s.	approximative
DÉNITRIFICATION	- 13% < DENPOT < réf.	très précise
	réf. < DENHS < + 42%	assez précise
FACTEURS ABIOTIQUES	b. i. < MOS(1) < b. s.	approximative
	b.i. < MOS(2) < b. s.	approximative
	b. i. < MOSSA < b. s.	approximative
	-12% < MOSDEN < +12%	précise
	réf. < TEMBAS < + 26%	précise
	- 14% < TEMQ10 < + 26%	assez précise

** : Les abbréviations "réf.", "b.i." et "b.s." signifient référence, borne inférieure et borne supérieure respectivement.

Tableau 4.2 Précision requise lors de l'évaluation des paramètres - site 1

Les paramètres peu influents ont été posés égaux à zéro lorsque mathématiquement possible. Les résultats apparaissent au Tableau 4.3. Il apparaît que la connaissance des deux paramètres de dépôts atmosphériques (DEPDRY et DEPWC) n'est pas nécessaire puisqu'ils sont sans grande influence sur le lessivage des nitrates. Pour respecter la règle de $\pm 5\%$, il faut attribuer au moins une valeur quelconque de l'intervalle à NITK et NITR. En posant UPMA à zéro, le prélèvement par les plantes est annulé: ce paramètre est donc nécessaire. Par contre, lorsque posé égal à zéro, UPMOV n'a aucun effet sur le résultat: il n'est donc pas nécessaire de le connaître. La connaissance de MOS(1), MOS(2) et MOSSA du F.A. teneur en eau n'est pas non plus nécessaire pour respecter la précision imposée.

PARAMÈTRES	dF/F	CONNAISSANCE
DEPDRY	-1.92 %	non nécessaire
DEPWC	-5 %	non nécessaire
NITK	-30.8 %	valeur quelconque de l'intervalle
NITR	-30.4 %	valeur quelconque de l'intervalle
UPMA	impossible	valeur quelconque de l'intervalle
UPMOV	0 %	non nécessaire
MOS(1)	0.38 %	non nécessaire
MOS(2)	1.54 %	non nécessaire
MOSSA	-3.08 %	non nécessaire

Tableau 4.3 Nécessité des paramètres peu influents - site 1

4.3.2 SITE 2

PROCESSUS	PORTION DE L'INTERVALLE OÙ $dF/F < 5\%$	ÉVALUATION
DÉPÔTS ATMOSPHERIQUES	b.i. < DEPDRY < b.s.	approximative
	b.i. < DEPWC < b.s.	approximative
MINÉRALISATION NETTE	- 14% < CNORG < + 19%	précise
	- 4% < HUMK < + 4%	très précise
	- 9% < LITEFF < + 9%	très précise
	- 15% < LITHF < + 18%	précise
	b. i. < LITK < b. s.	approximative
NITRIFICATION	b. i. < NITK < b. s.	approximative
	b. i. < NITR < b. s.	approximative
PRÉLEVEMENT PAR LES PLANTES	- 4% < UPC < + 4%	très précise
	- 12% < UPMA < + 22%	précise
	b.i. < UPMOV < b.s.	approximative
DÉNITRIFICATION	réf. < DENPOT < +5%	très précise
	b. i. < DENHS < b. s.	approximative
FACTEURS ABIOTIQUES	b. i. < MOS(1) < b. s.	approximative
	- 9% < MOS(2) < + 13%	précise
	- 10% < MOSSA < + 10%	précise
	réf. < MOSDEN < + 46%	assez précise
	réf. < TEMBAS < +8%	très précise
	- 11% < TEMQ10 < + 18%	précise

Tableau 4.4 Précision requise lors de l'évaluation des paramètres - site 2

Au site 2 (Tableau 4.4), les paramètres CNORG, HUMK, LITEFF et LITHF reliés à la minéralisation nette doivent être évalués avec une bonne précision dans leurs intervalles respectifs; HUMK et LITEFF demandent une attention particulière puisqu'ils doivent être évalués très précisément. Le paramètre DENPOT de la dénitrification requiert une évaluation très précise pour respecter le niveau de précision de $\pm 5\%$. Quant au prélèvement par les plantes, deux paramètres sur trois, demandent une certaine précision, soit une évaluation très précise pour UPC et précise pour UPMA. Les paramètres reliés aux F.A. température, TEMBAS et TEMQ10, exigent une évaluation très précise et précise respectivement. Deux paramètres sur les trois reliés au F.A. teneur en eau des processus aérobies, MOS(2) et MOSSA, requièrent une évaluation précise, alors que pour MOSDEN du F.A. teneur en eau de la dénitrification, une évaluation assez précise satisfait le critère imposé.

Le paramètre LITK de minéralisation nette a une influence inférieure à $\pm 5\%$ sur le lessivage. Il en va de même pour NITK et NITR de la nitrification, pour DENHS de la dénitrification, pour MOS(1) du F.A. teneur en eau, pour UPMOV du prélèvement par les plantes et pour DEPDRY et DEPWC des dépôts atmosphériques. Tous ces paramètres peuvent être évalués approximativement dans leurs intervalles sans excéder la précision de $\pm 5\%$.

Les paramètres peu influents ont été posés égaux à zéro lorsque mathématiquement possible. Les résultats apparaissent au Tableau 4.5. Il apparaît que DEPDRY et DEPWC des dépôts atmosphériques, UPMOV du prélèvement par les plantes et MOS(1) du F.A. teneur en eau, n'ont pas besoin d'être connus pour respecter la précision de $\pm 5\%$. Par contre, il faut attribuer au moins une valeur quelconque de l'intervalle à LITK (minéralisation nette), NITR et NITK (nitrification) et DENHS (dénitrification) pour demeurer dans les limites imposées.

PARAMÈTRES	dF/F	CONNAISSANCE
DEPDY	-3.53 %	non nécessaire
DEPWC	-4.89 %	non nécessaire
LITK	-39.2 %	valeur quelconque de l'intervalle
NITK	-76.9 %	valeur quelconque de l'intervalle
NITR	-40.6 %	valeur quelconque de l'intervalle
UPMOV	0 %	non nécessaire
DENHS	-9.65 %	valeur quelconque de l'intervalle
MOS(1)	0 %	non nécessaire

Tableau 4.5 Nécessité des paramètres peu influents - site 2

4.4 COMPARAISON DES RÉSULTATS DES DEUX SITES

Puisque la plage de dF/F respectant la limite de précision de $\pm 5\%$ s'applique à un système de référence donné, il est utile de comparer les résultats obtenus pour les deux sites afin de mettre les conclusions en perspective. Le Tableau 4.6 résume les résultats de l'étude sur la variation du lessivage.

La comparaison des résultats permet d'apporter certaines conclusions générales. Tout d'abord, on remarque que les résultats sont sensiblement les mêmes aux deux sites, ce qui indique que les conclusions sont potentiellement généralisables. De plus, comme la plupart des paramètres requièrent une évaluation, on peut conclure qu'une paramétrisation minutieuse du modèle s'impose.

PROCESSUS	PARAMÈTRE	Évaluation nécessaire	Valeur quelconque	Non Nécessaire
DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES	DEPDY			1-2
	DEPWC			1-2
MINÉRALISATION NETTE	CNORG	1-2		
	HUMK	1-2		
	LITEFF	1-2		
	LITHF	1-2		
	LITK	1	2	
NITRIFICATION	NITK		1-2	
	NITR		1-2	
PRÉLEVEMENT PAR LES PLANTES	UPC	1-2		
	UPMA	2	1	
	UPMOV			1-2
DÉNITRIFICATION	DENPOT	1-2		
	DENHS	1	2	
FACTEURS ABIOTIQUES	MOS(1)			1-2
	MOS(2)	2		1
	MOSSA	2		1
	MOSDEN	1-2		
	TEMBAS	1-2		
	TEMQ10	1-2		

** : Les chiffres 1 et 2 représentent les sites 1 et 2 respectivement.

Tableau 4.6 Comparaison des résultats des deux sites

Aux deux sites, la quantification des paramètres des dépôts atmosphériques s'est avérée non nécessaire. Les paramètres reliés aux processus de minéralisation nette nécessitent une évaluation, à l'exception de LITK au site 2 auquel peut être attribuée une valeur quelconque de leur intervalle. Aux deux sites, les paramètres de nitrification peuvent avoir une valeur quelconque de leur intervalle. Le paramètre UPC du prélèvement par les plantes doit être évalué aux deux sites, tandis que UPMA peut avoir une valeur quelconque au site 1 mais doit être quantifié au site 2; la quantification de UPMOV n'est pas nécessaire dans les deux cas. Pour le processus de dénitrification, la vitesse maximale de réaction, DENPOT, doit être évaluée aux deux sites, mais on peut attribuer une valeur quelconque à DENHS au site 2. Les paramètres reliés aux F.A. teneur en eau de la dénitrification et température nécessitent une évaluation aux deux sites tandis que les paramètres du F.A. teneur en eau des processus aérobies doivent être évalués au site 2, mais sont non nécessaires au site 1.

Les divergences entre la nécessité d'évaluer les paramètres aux deux sites sont attribuables de façon générale à l'importance des flux d'azote pour chacun des processus concernés (Tableau 4.1). Rappelons toutefois que la différence la plus marquée, soulignée ici pour le F.A. teneur en eau des processus aérobies, est attribuable à des teneurs en eau plus élevées au site 2, dues à la présence d'une nappe phréatique peu profonde (1 mètre).

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE

5.1 VALIDITÉ DE LA MÉTHODE

L'analyse de sensibilité a été réalisée en faisant varier un paramètre à la fois. Il existe toutefois des relations entre certains paramètres, comme l'ont démontré par exemple Johnsson et al (1990) pour MOSDEN et DENPOT. Ces relations font qu'il est parfois peu logique de faire varier un seul paramètre. La variation conjointe de plusieurs paramètres à la fois permettrait de mettre en évidence l'effet de la synergie des paramètres sur le lessivage des nitrates.

Pour les deux sites, le travail a été fait en utilisant une seule année de données météorologiques. Le choix d'une autre année aurait peut-être généré des résultats différents. Une alternative aurait été d'utiliser une année moyenne caractéristique de températures, précipitations, ensoleillement, humidité et vent. Cette année moyenne aurait permis d'éviter les biais causés par une année trop humide ou trop sèche et d'être représentative du climat de chaque région étudiée.

5.2 PERTINENCE DU MODÈLE UTILISÉ

Depuis quelques années, un grand nombre de modèles simulant le transport de l'azote dans le sol ont été développés. Même s'ils veulent représenter adéquatement les processus du cycle de l'azote du sol, la plupart de ces modèles se concentrent sur un ou deux processus en détail, habituellement selon les connaissances des concepteurs et la finalité du modèle (Addiscott et Wagenet, 1985). SOILN n'échappe pas à cette tendance. Le modèle est couplé au modèle SOIL qui simule le transport de l'eau et de la chaleur dans le sol. À cause principalement de la méthode mathématique utilisée, qui est différente pour les deux modèles (différences finies pour SOIL et à compartiments pour SOILN), la

combinaison SOIL-SOILN est plus un modèle de lessivage qu'un modèle représentant le cycle de l'azote du sol.

Puisqu'il est nécessaire d'utiliser le modèle SOIL avant SOILN, il serait pertinent de faire une analyse de sensibilité semblable pour SOIL afin de connaître les paramètres les plus importants des deux modèles. Ceci permettrait de mettre en perspective l'importance des paramètres liés au cycle de l'azote dans la modélisation du lessivage des nitrates. De plus, il serait instructif de faire le même travail pour un autre modèle simulant le transport des nitrates dans le sol et utilisant une approche mathématique différente, et de comparer les résultats obtenus pour les deux modèles.

5.3 PERTINENCE DES PROCESSUS REPRÉSENTÉS DANS SOILN

L'objectif principal de cette analyse de sensibilité était d'identifier quels sont les principaux processus qui conditionnent la fiabilité des résultats obtenus avec un modèle tel que SOILN. Cette approche permet aussi d'identifier les processus qui semblent moins pertinents et qui ont peu d'influence sur les résultats, et ainsi de suggérer certaines façons de simplifier la modélisation (McCuen, 1973).

Aux deux sites, les résultats ont montré que les paramètres impliqués dans les dépôts atmosphériques n'influencent pas les lessivages simulés. Ceci indique que l'ordre de grandeur de l'apport est négligeable vis-à-vis des autres transformations à la fois au Québec et en Suède. De plus, la quantité totale d'azote ainsi ajoutée annuellement au système est généralement trop faible pour avoir un impact sur la production (Stevenson, 1982). L'apport d'azote des dépôts atmosphériques peut donc ne pas être considéré puisque sans conséquence sur l'évaluation du lessivage des nitrates.

Le processus de minéralisation nette s'est révélé important pour les deux sites, avec des coefficients de sensibilité relatifs élevés pour tous les paramètres (à l'exception de LITK au site 2). L'importance du processus s'explique par le fait que le réservoir d'azote organique comprend plus de 95% de l'azote total du système et que la minéralisation nette constitue généralement le flux d'azote le plus important du cycle de l'azote du sol (Andrén et al, 1990). Ce processus doit donc être conservé dans la représentation du cycle de l'azote du sol.

Aux deux sites, les deux paramètres et reliés à la nitrification (NITK et NITR) se sont avérés peu influents sur le résultat, mais doivent être évalués au moins approximativement dans leur intervalle respectif. Ce processus est non négligeable dans la représentation du cycle de l'azote du sol, du fait qu'il régularise la formation des nitrates (Berg et Rosswall, 1985).

Concernant le prélèvement par les plantes, le paramètre UPC s'est avéré de grande importance. Il en va de même pour le paramètre UPMA au site 2. Dans les deux cas, le paramètre UPMOV n'a eu aucune influence sur le lessivage des nitrates. Le prélèvement par les plantes est donc important dans le cycle de l'azote du sol, mais la redistribution de l'azote inorganique excédentaire (gérée par UPMOV) semble superflue. Toutefois, la grande influence de UPC, un paramètre théorique et difficile à quantifier, soulève la question de la qualité de la représentation mathématique adoptée.

Aux deux sites, le paramètre DENPOT de la dénitrification est important et nécessite une évaluation très précise, alors que DENHS influence assez peu le résultat. Le processus de dénitrification est donc important dans le cycle de l'azote du sol. Ceci confirme la remarque de Johnsson et al (1990) qui soulignent que la clé pour obtenir une bonne représentation de la dénitrification est l'évaluation précise de DENPOT.

Au site 1, les deux paramètres du F.A. température (TEMBAS et TEMQ10) sont importants. Il en va de même pour le paramètre MOSDEN du F.A. teneur en eau de la dénitrification, mais les trois paramètres du F.A. teneur en eau des processus aérobies sont peu importants. Au site 2, tous les paramètres reliés aux F.A. sont importants sauf MOS(1) qui a une influence négligeable. Cette différence pour le F.A. teneur en eau s'explique par une différence des régimes hydrologiques. Puisqu'il est difficile de connaître à priori la température et la teneur en eau du sol, il est légitime de conclure que tous les F.A. sont pertinents dans la représentation des processus auxquels ils s'appliquent. Ces résultats confirment la littérature statuant que température et teneur en eau du sol sont des facteurs importants pour les processus du cycle de l'azote dans le sol (Stevenson, 1982; Haynes, 1986). Ils confirment aussi les résultats de Rolston et al (1984), qui ont montré que la dénitrification est très sensible au facteur utilisé pour ajuster la constante de réaction à la teneur en eau du sol.

5.4 ÉTUDE DE SENSIBILITÉ RÉALISÉE PAR LES CONCEPTEURS

Il est intéressant de comparer les résultats obtenus dans cette présente analyse de sensibilité avec les travaux des concepteurs du modèle (Johnsson et al, 1987). Sans avoir réalisé une analyse de sensibilité structurée du modèle, mais plutôt à partir des nombreuses applications de SOILN, les auteurs ont identifié les paramètres auxquels le modèle semble le plus sensible. Ils identifient UPMA, LITK, HUMK, TEMQ10 et MOSSA comme étant les paramètres les plus influents. Seuls HUMK et TEMQ10 sont compris dans les paramètres identifiés comme très influents aux deux sites par la présente analyse de sensibilité. Les concepteurs ne mentionnent pas UPC du prélèvement par les plantes, ni DENPOT de la dénitrification, ni LITEFF, LITHF et CNORG reliés à la minéralisation nette. La rigueur utilisée dans une analyse de sensibilité permet donc une meilleure identification des processus et paramètres importants que même de multiples applications au champ.

5.5 PRÉCISION REQUISE ET POSSIBILITÉS D'ÉVALUATION DES PARAMÈTRES

Lorsque les paramètres les plus sensibles sont identifiés et que la précision requise est quantifiée, il faut alors évaluer les possibilités d'obtenir la précision recherchée. Les paragraphes suivants donnent pour chaque processus un aperçu de la précision possible lors de l'évaluation des paramètres. Toutefois, pour la majorité d'entre eux, il n'existe pas de technique d'évaluation précise et universellement acceptée. Les différentes méthodes sont entachées d'erreurs plus ou moins grandes, et difficilement quantifiables.

La faible influence des dépôts atmosphériques et le fait qu'il n'est pas nécessaire de les quantifier sont intéressants car si les dépôts humides sont bien connus au Québec, l'évaluation des dépôts secs est très incertaine en raison du manque de données de surveillance (MENVIQ, 1990b).

Peu de travaux ont porté sur le processus de minéralisation nette d'une façon directement applicable à un modèle de recherche. Les taux de minéralisation obtenus en laboratoire s'appliquent généralement à l'ensemble de la matière organique du sol, alors que les modèles divisent en général la matière organique du sol en plusieurs réservoirs selon leurs vitesses respectives de décomposition. Ces vitesses (LITK et HUMK) sont difficiles à évaluer. Par contre, l'efficacité de l'activité microbienne (LITEFF et LITHF) se mesure relativement bien en laboratoire (Parnas, 1975). Le rapport carbone/azote (CNORG) se mesure lui aussi facilement, mais peut varier dans l'espace et dans le temps, ce qui peut rendre une valeur ponctuelle peu représentative de l'ensemble du site (Lafrance et al, 1992). La méconnaissance des paramètres liés à ce processus est très importante car de façon générale, ils nécessitent une évaluation très juste.

Même s'il y a de plus en plus de travaux concernant l'acquisition des paramètres représentant la nitrification, l'évaluation des taux de nitrification (NITK) est encore teintée d'incertitudes (Berg et Rosswall, 1985). La mesure du rapport nitrates/ammonium (NITR) est plus facile et est réalisée couramment. Par contre, ce rapport varie beaucoup dans le temps et dans l'espace, ce qui rend une évaluation ponctuelle peu représentative du site. Toutefois, les difficultés d'évaluation sont sans importance puisque la valeur exacte de ces paramètres n'est pas requise pour obtenir une bonne précision du modèle, et une valeur approximative provenant de travaux similaires convient.

La plupart des paramètres utilisés dans le prélèvement par les plantes représentent des caractéristiques de la culture qui peuvent être évaluées précisément. Par contre, le taux réel de prélèvement, UPC, ne représente pas une réalité facilement mesurable. De plus, ce paramètre a une grande influence sur le résultat et nécessite une évaluation très précise. Puisqu'il ne peut être mesuré ni évalué à partir de la littérature, ce paramètre est généralement ajusté selon la culture étudiée (l'ajustement est une procédure itérative permettant d'identifier la valeur d'un paramètre lorsqu'il ne peut être évalué physiquement). L'évaluation de UPMA peut aussi être problématique car ce paramètre théorique est difficilement mesurable et rarement rapporté dans la littérature.

L'évaluation des paramètres impliqués dans la dénitrification est difficile car les mesures sur le terrain se font à l'échelle macroscopique alors que le processus est basé sur la diffusion de l'oxygène et a lieu à l'échelle des micropores du sol (Johnsson et al, 1990; Rolston et al, 1984; Knowles, 1982). Selon Johnsson et al (1990), ces mesures au champ sont longues, compliquées, laborieuses et coûteuses. Ces auteurs rapportent aussi que la dénitrification varie énormément dans l'espace. Ce processus, reconnu comme étant le moins bien connu du cycle de l'azote du sol (Haynes, 1986), est très influent sur le lessivage des nitrates et l'évaluation de ses paramètres requière une assez grande précision.

Finalement, la représentation mathématique des paramètres des facteurs abiotiques est assez répandue, ce qui facilite leur évaluation à partir de travaux antérieurs.

CHAPITRE 6 CONCLUSION

La contamination de l'eau souterraine par les nitrates est sournoise, car à la fois non visible et difficile à prédire. Cette contamination est d'autant plus insidieuse qu'elle provient d'une activité à laquelle sont rattachées des valeurs traditionnelles et saines, l'agriculture. Cependant, le problème existe et il est relativement complexe. Afin de rendre le phénomène plus tangible, d'intégrer les différents aspects du problème et éventuellement d'apporter des éléments de solution, des modèles mathématiques sont de plus en plus développés et utilisés. La plupart des modèles simulant le transport des nitrates dans le sol nécessitent cependant l'évaluation d'un grand nombre de paramètres dont l'acquisition est souvent ardue. Il est important de connaître l'impact de l'imprécision des paramètres sur le résultat afin d'utiliser celui-ci à sa juste valeur. Le but de cette étude était d'identifier les paramètres du cycle de l'azote du sol qui déterminent la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates. Une analyse de sensibilité du modèle SOILN développé en Suède a été réalisée, et les paramètres les plus influents sur le lessivage des nitrates ont été identifiés.

L'analyse de sensibilité a été réalisée pour deux sites réels de culture afin de mettre les résultats en perspective et d'élargir leur portée; les grandes conclusions s'appliquent également aux deux sites. Un seul processus, celui des dépôts atmosphériques, s'est avéré peu utile dans l'évaluation du lessivage des nitrates; il pourrait être omis sans que le résultat ne s'en ressente. Le processus de nitrification quant à lui est un chaînon important dans le cycle de l'azote, mais les paramètres qui le représentent peuvent être évalués approximativement. Par contre, les processus de minéralisation nette, de prélèvement par les plantes et de dénitrification, en plus d'être essentiels dans le modèle, utilisent des paramètres nécessitant une évaluation rigoureuse si on veut assurer une relative précision à l'évaluation du lessivage. Il est toutefois particulièrement difficile de quantifier ces paramètres avec précision à cause surtout des méthodes de mesure compliquées

et coûteuses. Quant aux facteurs abiotiques, l'analyse de sensibilité a confirmé leur nécessité dans le cycle de l'azote et souligné que leur influence sur le résultat varie beaucoup selon le climat et le régime hydrologique du site étudié.

Ce travail a démontré l'importance d'une quantification précise de la majorité des paramètres étudiés pour l'obtention de résultats fiables. Elle a souligné aussi que la plupart des paramètres les plus influents sont relativement difficiles à évaluer. Il est donc prioritaire d'élaborer des techniques de mesures simples et fiables pour quantifier les paramètres les plus influents, et de s'assurer que l'expression mathématiquement dans laquelle ils sont utilisés représente adéquatement la réalité.

La modélisation mathématique est une représentation abstraite et simplifiée de la réalité. Lorsque cette réalité est le résultat d'interactions complexes entre phénomènes physiques et activités biochimiques, le résultat d'une telle représentation ne peut être qu'imparfait. Une analyse de sensibilité comme celle réalisée dans ce travail permet d'identifier certaines sources d'imprécision et guide l'utilisateur vers un usage plus performant du modèle et plus rationnel des résultats. Enfin, malgré leurs imperfections, les modèles comme SOILN permettent, sinon de prédire avec précision un phénomène, à tout le moins d'identifier les zones grises dans les connaissances et ainsi d'orienter les travaux vers les axes prioritaires de recherche.

RÉFÉRENCES

- ADDISCOTT, T.M. (1983). Kinetics and temperature relationships of mineralization and nitrification in Rothamsted soils with differing histories. *J. Soil Sci.* 34:343-353.
- ADDISCOTT, T.M., BAILEY, N.J., BLAND, G.J. et WHITMORE, A.P. (1991). Simulation of nitrogen in soil and winter wheat crops: a management model that takes the best use of limited information. *Fert. Res.* 27:305-312.
- ADDISCOTT, T.M., HEYS, P.J. et WHITMORE A.P. (1986). Application of simple leaching models in heterogeneous soils. *Geoderma* 38:185-194.
- ADDISCOTT, T.M. et WAGENET, R.J. (1985). Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. *J. Soil Sci.* 36:411-424.
- ALEXANDER, M. (1961). *Introduction to soil microbiology*. New York. Ed. John Wiley and Sons Inc. 472 p.
- ALVENÄS, G. (1991). Swedish University of Agricultural Sciences. Department of Soil Science. Uppsala, Suède. Communication personnelle.
- ANDRÉN, O., LINDBERG, T., BOSTRÖM, U., CLARHOLM, M., HANSSON, A.-C., JOHANSSON, G., LAGERLÖF, J., SCHÜRER, K., SOHLENIUS, B. et WIVSTAD, M. (1990). Organic carbon and nitrogen flows. Dans: "Ecology of Arable Land - Organisms carbon and nitrogen cycling". Ed. Andrén, O., Lindberg, T., Paustian, K. et Rosswall, T. *Ecol. Bull. (Copenhagen)* 40:85-126.

- BERG, P. et ROSSWALL, T. (1985). Ammonium oxidizer number, potential and actual oxidation rates in two Swedish arable soils. *Biol. Fert. Soils* 1:131-140.
- BERGSTRÖM, L. et JARVIS, N. (1991). Prediction of nitrate leaching losses from arable land under different fertilization intensities using the SOIL-SOILN models. *Soil Use Management* 7:79-85.
- BERGSTRÖM, L. et JOHNSON, H. (1988). Simulated nitrogen dynamics and nitrate leaching in a perennial grass ley. *Plant Soil* 105:273-281.
- BERGSTRÖM, L., JOHNSON, H. et TORSTENSSON, G. (1991). Simulation of nitrogen dynamics using the SOILN model. *Fert. Res.* 27:181-188.
- BORG, G.CH., JANSSON, P-E et LINDÉN, B. (1990). Simulated and measured nitrogen conditions in a manured and fertilized soil. *Plant Soil* 121:251-267.
- BUNNEL, F.L., TAIT, D.E.N., FLANAGAN, P.W. et VANCLEVE, K. (1977). Microbial respiration and substrate weight loss. I. A general model of the influences of abiotic variables. *Soil Biol. Biochem.* 9:33-40.
- CÔTÉ, D. (1990). Vers une gestion des engrais favorable à la conservation de l'eau. Compte-rendu du "Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole". Conseil des productions végétales du Québec, Québec. 12-13 février pp. 199-218.
- DeWILLIGEN, P. (1991). Nitrogen turnover in the soil-crop system; comparison of fourteen simulation models. *Fert. Res.* 27:141-149.

- DUBEY, H.D. (1968). Effect of soil moisture levels on nitrification. *Can. J. Microbiol.* 14:1348-1350.
- ECKERSTEN, E. et JANSSON, P.E. (1991). Modelling water flow, nitrogen uptake and production for wheat. *Fert. Res.* 27:313-329.
- FOLLETT, R.F. (1989). Nitrogen management and groundwater protection. Elsevier, *Developments in agricultural and managed-forest ecology* 21. 395 p.
- FRISSEL, M.J. et VANVEEN, J.A. (1982). A review of models for investigating the behavior of nitrogen in soils. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 296:341-349.
- GENG, Q.Z. (1988). Modélisation conjointe du cycle de l'eau et du transfert des nitrates dans un système hydrologique. Thèse de doctorat. École Normale Supérieure des Mines de Paris. Paris, France. 226 p.
- GOUIN, D. (1974). Influence de l'inondation d'un sol sur les bactéries telluriques actives dans le cycle de l'azote. Mémoire de maîtrise. Université du Québec, INRS-Eau. Ste-Foy, Canada. 163 p.
- GUSTAFSON, A. (1988). Simulation of nitrate leaching from arable land in southern Sweden. *Acta Agric. Scand.* 38:13-23.
- HALLDIN, S. (1980). SOIL water and heat model. I. Synthesis of physical processes. *Acta Universitatis Upsaliensis. Abstract of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science* 567. Uppsala, Suède. 26 p.
- HANSEN, S., JENSEN, H.E., NIELSEN, N.E. et SVENDSEN H. (1991). Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fert. Res.* 27:245-259.

- HAYNES, R.J. (1986). Mineral nitrogen in the plant-soil system. Academic Press. 483 pp.
- HEGARTY, T.W. (1973). Temperature coefficient (Q10), seed germination and other biological processes. *Nature* 243:305-306.
- HESS, P.J. (1986). Utilisation des eaux souterraines au Canada, 1981. Institut National de Recherche en Hydrologie. Rapport No. 28. Étude No. 140. Environnement Canada. Direction générale des eaux intérieures. Ottawa, Canada. 45 p.
- JANSSON, P-E. (1991). SOILN model, user's manual. Swedish Univ. of Agric. Sciences. Department of Soil Sciences. Uppsala, Suède. 39 p.
- JANSSON, P-E et ANDERSON, R. (1988). Simulation of runoff and nitrate leaching from an agricultural district in Sweden. *J. Hydrol.* 99:33-47.
- JOHNSSON, H. (1989). The soil at Mellby experimental field. Swedish Univ. of Agric. Sciences. Department of Soil Sciences. Uppsala, Suède. 11 p. non-publié.
- JOHNSSON, H. (1991). Simulation of nitrogen losses using the SOILN model. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen Nr. A20. Miljøministeriet. Miljøstyrelsen. Danemark. 45 p.
- JOHNSSON, H., BERGSTRÖM, L. et JANSSON, P-E. (1987). Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosystems Env.* 18:333-356.

- JOHANSSON, H., NILSSON, A., KLEMEDTSSON, L. et SVENSSON, B.H. (1990). Simulation of field scale denitrification losses from soils with grass ley and barley. Sous presse Plant Soil.
- KERSEBAUM, K.C. et RICHTER, J. (1991). Modelling nitrogen dynamics in a plant-soil system with a simple model for advisory purposes. Fert. Res. 27:273-281.
- KNOWLES, R. (1982). Denitrification. Microbiological Reviews 46:43-70.
- LAFRANCE, P., BANTON, O. et VILLENEUVE, J-P (1992). Spatial variability of total carbon, nitrogen and organic matter and their relationships in a sandy soil in Québec. Soumis à Geoderma.
- MALHI, S.S. et MCGILL, W.B. (1982). Nitrification in three Alberta soils: effect of temperature, moisture and substrate concentration. Soil Biol. Biochem. 14:393-399.
- MALHI, S.S., MCGILL, W.B. et NYBORG, M. (1990). Nitrate losses in soils: effect of temperature, moisture and substrate concentration. Soil Biol. Biochem. 22:733-737.
- McCUEN, R.H. (1973). The role of sensitivity analysis in hydrologic modeling. J. Hydrol. 18:37-53.
- MENVIQ, Ministère de l'Environnement du Québec (1988). L'environnement au Québec: un premier bilan synthèse. Direction des communications et de l'éducation. Québec, Canada. 96 p.

- MENVIQ, Ministère de l'Environnement du Québec (1990a). Critères de qualité de l'eau. Service d'évaluation des rejets toxiques. Direction de la qualité des cours d'eau. Québec, Canada. 423 p.
- MENVIQ, Ministère de l'Environnement du Québec (1990b). Rapport de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides. Partie 3, Sciences atmosphériques. Québec, Canada.
- MILLER, M.H. (1990). Impact of nutrient use in crop production on water quality. Compte-rendu du "Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole". Conseil des productions végétales du Québec, Québec. 12-13 février pp.137-150.
- PARNAS, H. (1975). Model for decomposition of organic material by microorganisms. Soil Biol. Biochem. 7:161-169.
- PAUL, E.A. et CLARK, F.E. (1988). Soil microbiology and biochemistry. Academic Press. San Diego, CA. 273 p.
- POWERS, J.F. et SCHEPERS, J.S. (1989). Nitrate contamination of groundwater in North America. Agric. Ecosystems Env. 26:165-189.
- REDDY, K.R., KHALEEL, R. et OVERCASH, M.R. (1980). Carbon transformations in the land areas receiving organic wastes in relation to nonpoint source pollution: A conceptual model. J. Environ. Qual. 3:434-442.
- ROLSTON, D.E., RAO, P.S.C., DAVIDSON, J.M. et JESSUP R.E. (1984). Simulation of the denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped and manure-amended field plots. Soil Sci. 137:270-279.

- SINHA, M.K., SINHA, D.P. et SINHA, H. (1977). Organic matter transformations in soils. V. Kinetics of carbon and nitrogen mineralization in soils amended with organic materials. *Plant Soil* 46:579-590.
- SMID, A.E. et BEAUCHAMP, E.G. (1976). Effects of temperature and organic matter on denitrification in soil. *Can. J. Soil Sci.* 56:385-391.
- STANFORD, G. et EPSTEIN, E. (1974). Nitrogen mineralization-water relations in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38:103-107.
- STANFORD, G., VANDER PAUL, R.A. et DZIENIA, S. (1975). Denitrification rates in relation to total extractable soil carbon. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 39:284-289.
- STEVENSON, F.J. (1982). Nitrogen in agricultural soils. Agronomy monograph no.22. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI. 940 p.
- TRÉPANIÉ, L. (1992). Évaluation de l'applicabilité d'un modèle mathématique simulant le devenir des nitrates dans les eaux souterraines agricoles. Mémoire de maîtrise. Université du Québec, INRS-Eau. Ste-Foy, Canada. 176 p.
- VILLENEUVE J.P., LAFRANCE P., BANTON, O., FRÉCHETTE, P. et ROBERT, C. (1988). A sensitivity analysis of adsorption and degradation in the modeling of pesticide transport in soils. *J. Cont. Hydrol.* 3:77-96.
- WAGENET, R.J. et HUTSON, J.L. (1989). LEACHM: Leaching Estimation and Chemistry Model: A process based model of water and solute movement transformation, plant uptake and chemical reaction in the unsaturated zone. Water Resources Institute, Cornell University. Ithaca, NY.

ANNEXE A

DESCRIPTION TECHNIQUE DE SOILN

Dans SOILN, les principaux processus du cycle de l'azote sont pris en compte (Johnsson et al, 1987); les paragraphes suivants expliquent comment ils sont représentés mathématiquement.

A.1 APPORTS

A.1.1 APPORTS EN FERTILISANTS

Les fertilisants inorganiques sont incorporés directement dans la première couche du sol. S'il s'agit de granules, un taux constant de dissolution permet le relâchement graduel. Les fertilisants organiques sont incorporés dans les deux premières couches du sol. Ce dernier apport est divisé en trois parties: le support (litière), la partie organique (faeces) et l'ammonium.

Puisque la quantité de fertilisant inorganique est normalement connue précisément, elle n'est pas étudiée dans la présente analyse de sensibilité. De plus la quantité de fertilisant organique et les transformations qui y sont associées ne sont pas étudiées.

A.1.2 DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES

Dans SOILN, les dépôts atmosphériques comprennent le dépôt sec lié aux particules de poussière ($\text{gN/m}^2/\text{jour}$), et les dépôts humides représentent la concentration en nitrates dans les précipitations (mgN/l). Le dépôt total s'incorpore directement dans le réservoir de nitrates de la première couche.

$$\text{DÉPÔT ATMOSPHERIQUE} = \text{INF} \times \text{DEPWC}/1000 + \text{DEPDY}$$

INF : Infiltration provenant du modèle SOIL (m^3/m^2)

DEPWC : Concentration moyenne en azote inorganique des précipitations
(mgN/l)

DEPDY : Dépôt sec d'azote inorganique ($\text{gN}/\text{m}^2/\text{jour}$)

A.1.3 INCORPORATION DES RÉSIDUS DE RÉCOLTE

À la fin de la période de croissance correspondant à la récolte, une fraction de l'azote total de la plante est récoltée (f_{hp}) et une autre est laissée à la surface du sol comme résidu (f_{ar}). À ce moment, la fraction restante ($1-f_{ar}-f_{hp}$) demeurée dans le sol sous forme de racines mortes est incorporée au réservoir litière de chacune des couches de sol:

$$N_{p \Rightarrow l}(z) = f_r(z) * (1 - f_{ar} - f_{hp}) * N_p$$

$N_{p \Rightarrow l}(z)$: Azote passant de la plante à la litière ($\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$)

$f_r(z)$: Fraction des racines dans la couche z

f_{ar} : Fraction de la plante laissée en surface comme résidu (HARAR)

f_{hp} : Fraction de la plante récoltée (HARHP)

N_p : Azote total de la plante (g/m^2)

L'apport en carbone à la litière est calculé proportionnellement:

$$C_{p \Rightarrow l}(z) = N_{p \Rightarrow l}(z) * \text{CNROOT}$$

$C_{p \Rightarrow l}(z)$: Carbone passant de la plante à la litière ($\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$)

CNROOT : Rapport carbone-azote des racines

Lors du labour, l'azote des résidus est incorporé au sol jusqu'à la profondeur de labour (z):

$$N_{p \Rightarrow l}(z) = f_{ar} * N_p$$

L'apport en carbone à la litière est calculé proportionnellement:

$$C_{p \Rightarrow l}(z) = N_{p \Rightarrow l}(z) * CNARES$$

CNARES : Rapport carbone-azote des résidus

A.2 TRANSFORMATIONS INTERNES

A.2.1 MINÉRALISATION ET IMMOBILISATION

Afin de représenter l'hétérogénéité de la matière organique dans le sol, celle-ci est divisée en deux parties: une partie rapidement décomposable qui reçoit la matière organique fraîche (la litière) et une autre partie qui se décompose plus lentement et qui est composée de matière organique stabilisée (l'humus). Le réservoir litière est jumelé à un réservoir carbone contrôlant la minéralisation/immobilisation de la litière ainsi que son humification.

A.2.1.1 Minéralisation nette de la litière

La décomposition de l'azote de la litière est contrôlée par la décomposition du carbone. Cette dernière produit du CO₂ (perte), de la matière organique stabilisée (humus), et de la biomasse dans un cycle interne comme l'illustre la Figure A.1.

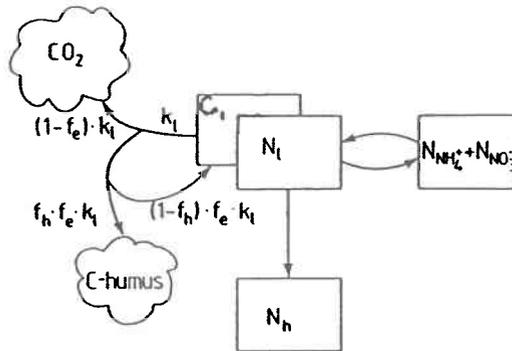


Figure A.1 Cycle interne du carbone (Johnsson et al, 1987)

La minéralisation du carbone de la litière est représentée par une réaction d'ordre 1 :

$$C_{l(d)} = k_l * e_t(z) * e_m(z) * C_l(z)$$

$C_{l(d)}$: Carbone de la litière qui se minéralise (g/m^2)

k_l : Taux de décomposition de la litière (1/jour) (LITK)

$e_t(z)$: Facteur abiotique pour la température du sol

$e_m(z)$: Facteur abiotique pour la teneur en eau du sol

$C_l(z)$: Carbone dans la litière (g/m^2)

$$C_{l \Rightarrow \text{CO}_2}(z) = (1 - f_e) * C_{l(d)}(z)$$

$C_{l \Rightarrow \text{CO}_2}(z)$: Carbone passant de la litière à la forme CO_2 ($\text{g/m}^2/\text{jour}$)

f_e : Efficacité du cycle interne de la biomasse dans la litière (LITEFF)

$$C_{l \Rightarrow h}(z) = f_e * f_h * C_{l(d)}(z)$$

$C_{l \Rightarrow h}(z)$: Carbone passant de la litière à l'humus (g/m²/jour)

f_h : Fraction d'humification du carbone de la litière (LITHF)

$$C_{l \Rightarrow l}(z) = f_e * (1 - f_h) * C_{l(d)}(z)$$

$C_{l \Rightarrow l}(z)$ = Carbone dans le cycle interne de la litière (g/m²/jour)

Les ions nitrates et les ions ammonium peuvent être immobilisés, mais les nitrates le sont seulement quand il n'y a plus d'ammonium. Si l'azote inorganique devient limitant, l'immobilisation est diminuée proportionnellement au paramètre UPMA (voir A.2.3). En faisant l'hypothèse que le cycle interne du carbone et l'humification de la litière sont contrôlés par un rapport carbone/azote constant (r_0), la minéralisation ou l'immobilisation nette de l'azote dans la litière est représentée mathématiquement comme suit:

$$N_{l \Rightarrow NH_4} = [N_l(z) / C_l(z) - f_e / r_0] * C_{l(d)}(z)$$

$N_{l \Rightarrow NH_4}$: Minéralisation nette de l'azote de la litière (g/m²/jour)

$N_l(z)$: Azote dans la litière (g/m²)

r_0 : Rapport carbone/azote des microorganismes et des produits de l'humification (CNORG)

L'azote humifié durant la décomposition du carbone est inversement proportionnel au rapport C/N (r_0):

$$N_{l \Rightarrow h}(z) = f_e * f_h * C_{l(d)}(z) / r_0$$

$N_{l \Rightarrow h}(z)$: Azote de la litière qui s'humifie (g/m²/jour)

A.2.1.2 Minéralisation de l'humus

Le réservoir d'humus est composé de matière organique partiellement stabilisée et provient du réservoir de litière sous la forme de carbone et d'azote. Dans le modèle, l'humus peut uniquement se minéraliser; il n'y a pas d'immobilisation. La minéralisation de l'humus est représentée par une réaction d'ordre 1:

$$N_{h \Rightarrow NH_4^+}(z) = k_h * e_t(z) * e_m(z) * N_h(z)$$

$N_{h \Rightarrow NH_4^+}(z)$: Azote de l'humus qui se minéralise ($g/m^2/jour$)

k_h : Taux de minéralisation de l'humus (1/jour) (HUMK)

$N_h(z)$: Azote dans l'humus (g/m^2)

A.2.2 NITRIFICATION

Dans SOILN, la nitrification est représentée par une réaction d'ordre 1. Celle-ci est limitée par un terme qui représente les ions ammonium non disponibles, le rapport nitrates/ammonium (n_q) caractéristique à un sol:

$$N_{NH_4 \Rightarrow NO_3}(z) = k_n * e_t(z) * e_m(z) * [N_{NH_4}(z) - N_{NO_3}(z)/n_q]$$

$N_{NH_4 \Rightarrow NO_3}(z)$: Azote ammoniacal oxydé en azote nitrique ($g/m^2/jour$)

$N_{NH_4}(z)$: Azote dans le réservoir ammonium (g/m^2)

$N_{NO_3}(z)$: Azote dans le réservoir nitrates (g/m^2)

k_n : Taux de nitrification de l'ammonium (1/jour) (NITK)

n_q : Rapport nitrates/ammonium (NITR)

A.2.3 PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES

La demande en azote (nitrates et ammonium) de la plante est représentée dans SOILN par une fonction définissant la demande potentielle cumulative:

$$\int u(t) dt = \frac{u_a}{1 + u_b * e^{-u_c * t}}$$

u_a : Prélèvement potentiel d'azote (UPA)

u_b : Contenu initial en azote (UPB)

u_c : Coefficient de la fonction de demande correspondant au taux d'absorption (1/jour) (UPC)

Lorsque la concentration en azote inorganique est faible, une fraction de l'azote total, f_{ma} est employée afin de ne pas vider les réservoirs nitrates ou ammonium:

$$N_{NO3=>p}(z) = \text{MIN} \left\{ f_r(z) * \frac{N_{NO3}(z)}{N_{NO3}(z) + N_{NH4}(z)} * u ; f_{ma} * N_{NO3}(z) \right\}$$

$$N_{NH4=>p}(z) = \text{MIN} \left\{ f_r(z) * \frac{N_{NH4}(z)}{N_{NO3}(z) + N_{NH4}(z)} * u ; f_{ma} * N_{NH4}(z) \right\}$$

$N_{NO3=>p}(z)$: Azote nitrique prélevé par les plantes (g/m²/jour)

$N_{NH4=>p}(z)$: Azote ammoniacal prélevé par les plantes (g/m²/jour)

$f_r(z)$: Fraction de racines dans la couche z

u : Dérivée de la courbe de croissance

f_{ma} : Fraction de l'azote inorganique disponible pour le prélèvement et l'immobilisation (UPMA)

La variable "fr" représente la fraction des racines dans la couche z et stimule la demande en azote de chaque couche. La demande réelle sera le minimum des deux fonctions. Si la demande réelle est inférieure à la demande potentielle, il peut y avoir compensation vers d'autres couches où la demande réelle excèderait la demande potentielle, ceci étant géré par le paramètre UPMOV.

A.2.4 FACTEURS ABIOTIQUES

Un facteur permet de tenir compte de l'effet de la température sur les constantes de réaction de minéralisation/immobilisation, de nitrification et de dénitrification. Pour ces processus, ce facteur est représenté à l'aide d'une fonction Q_{10} :

$$e_t(z) = Q_{10}^{[(T(z)-t_b)/10]}$$

$e_t(z)$: Facteur abiotique température du sol

Q_{10} : Réponse à une variation de température de 10°C

$T(z)$: Température du sol dans la couche z

t_b : Température de base à laquelle $e_t(z) = 1$ (°C) (TEMBAS)

Un second facteur, le "facteur abiotique teneur en eau" ajuste les constantes de réaction selon la teneur en eau du sol. Celui relatif aux processus aérobies (minéralisation nette et nitrification) augmente de chaque côté d'un optimum de teneurs en eau. Les réactions biochimiques sont ralenties lorsque les teneurs en eau sont plus faibles (vers l'assèchement) car la biomasse n'a pas assez d'eau pour fonctionner, ou plus élevées (vers la saturation) car la biomasse concernée est aérobique et l'eau limite l'oxygène disponible nécessaire à leur métabolisme. Le facteur est régi par les équations suivantes:

$$e_m(z) = e_s + (1 - e_s) * \frac{(\theta_s(z) - \theta(z))}{(\theta_s(z) - \theta_{ho}(z))} \quad \text{si} \quad \theta_s(z) \geq \theta(z) \geq \theta_{ho}(z)$$

$$e_m(z) = 1 \quad \text{si} \quad \theta_{ho}(z) \geq \theta(z) \geq \theta_{lo}(z)$$

$$e_m(z) = \frac{(\theta(z) - \theta_w(z))}{(\theta_{lo}(z) - \theta_w(z))} \quad \text{si} \quad \theta_{lo}(z) \geq \theta(z) \geq \theta_w(z)$$

et

$$\theta_{lo}(z) = \theta_w(z) + \Delta\theta_1$$

$$\theta_{ho}(z) = \theta_s(z) - \Delta\theta_2$$

$e_m(z)$: Facteur abiotique teneur en eau du sol

e_s : Activité à saturation du facteur abiotique teneur en eau du sol (MOSSA)

$\theta_s(z)$: Teneur en eau à saturation de la couche z (%)

$\theta_w(z)$: Teneur en eau au point de flétrissement de la couche z (%)

$\theta(z)$: Teneur en eau de la couche z (%)

$\Delta\theta_1$: Intervalle de teneur en eau définissant une activité croissante (MOS(1))

$\Delta\theta_2$: Intervalle de teneur en eau définissant une activité décroissante
(MOS(2))

$\theta_{lo}(z)$: Teneur en eau au début de l'optimum (%)

$\theta_{ho}(z)$: Teneur en eau à la fin de l'optimum (%)

Pour la dénitrification (processus anaérobie), la fonction ajustant la constante de réaction selon la teneur en eau du sol est différente: elle représente la concentration en oxygène dans le sol. La fonction est nulle pour des teneurs en eau allant de 0 jusqu'à θ_d , teneur en eau où la dénitrification devient possible, et croît jusqu'à θ_s où elle vaut 1 et où la dénitrification est optimale:

$$e_{md}(z) = [(\theta(z) - \theta_d(z)) / (\theta_s(z) - \theta_d(z))]^d$$

$e_{md}(z)$: Facteur abiotique pour la teneur en eau du sol lors de la dénitrification

$\theta_d(z)$: Teneur en eau à partir de laquelle la dénitrification existe (%)

$\theta_s(z) - \theta_d(z)$: MOSDEN (%)

d : Pente de la courbe

A.3 PERTES

A.3.1 DÉNITRIFICATION

La dénitrification est définie à l'aide d'une cinétique de Michaelis-Menten: une vitesse maximale de dénitrification et une fonction de la concentration en nitrates contrôlée par une constante de demi-saturation.

$$N_{NO3 \Rightarrow N2}(z) = k_d * e_{md}(z) * e_t(z) * \left\{ \frac{NO3(z)}{NO3(z) + c_s} \right\}$$

$N_{NO3 \Rightarrow N2}(z)$: Azote passant de la forme nitrique à la forme gazeuse
(g/m²/jour)

k_d : vitesse maximale de dénitrification, V_{max} (gN/m²/jour) (DENPOT)

c_s : Constante de demi-saturation (mgN/l) (DENHS)

A.3.2 RÉCOLTE

Pour simuler la récolte, SOILN exporte une fraction de l'azote total des plantes (f_{hp}) à la fin de leur période de croissance définie par l'utilisateur. Comme mentionné plus haut, une autre fraction est laissée en surface comme résidu de récolte (f_{ar}) et le reste est incorporé dans le réservoir litière de chaque couche selon la fraction de

racines présentes ($f_r(z)$). Les résidus sont incorporés au temps et à la profondeur précisés par l'utilisateur.

A.3.3 LESSIVAGE

La quantité d'eau percolant à travers les couches de sol est simulée dans le modèle SOIL. Dans SOILN, les ions ammonium sont considérés comme immobiles et seuls les nitrates peuvent migrer. Ces derniers sont entièrement en solution et migrent selon le produit du débit d'eau et de la concentration en nitrates dans chaque couche. Aucune dispersion n'est simulée; il s'agit donc d'un écoulement de type piston.

ANNEXE B

PARAMÈTRES DE RÉFÉRENCE

B.1 PARAMÈTRES DE RÉFÉRENCE POUR LE SITE 1 (Québec)

```

#-----
# SITE_1.PAR
#-----
# SWITCHES
#-----
ADDSIM      OFF  AVERAGED    ON  AVERAGEG    ON
AVERAGET    ON  AVERAGEX    ON  CHAPAR       ON
DENDIST     OFF  DRIVCROP    OFF  DRIVEXT      OFF
DRIVMANA    OFF  DRIVPG      ON  GROWTH       OFF
GWFLOW      OFF  INSTATE     ON  LISALLV      ON
MANURE      OFF  OUTFORN     OFF  OUTSTATE     ON
ROOTDIST    OFF  TEMPR       OFF  VALIDPG      OFF

#-----
# PARAMETERS
#-----
# External inputs
#-----
DEPDY      0.001  DEPWC        0.8  FERDAY       149
FERK       0.15  FERN         4    GWCONC       0

# Mineralization and immobilization
#-----
CNORG      7.1  HUMK         2e-005  LITEFF       0.5
LITHF      0.15  LITK         0.035  NITK         0.2
NITR       20

# Soil moisture response
#-----
MOS(1)     11  MOS(2)       11  MOSM         1
MOSSA      0.6

# Soil temperature response
#-----
TEMBAS     20  TEMQ10       3

```

Denitrification

DEND	1	DENHS	5	DENPOT	0.3
DFRAC(1)	0.7	DFRAC(2)	0.13	DFRAC(3)	0.09
DFRAC(4)	0.06	DFRAC(5)	0.02	DFRAC(6)	0
DFRAC(7)	0	DFRAC(8)	0	DFRAC(9)	0
DFRAC(10)	0	MOSDEN	15		

Soil profile

NUMLAY	7	THICK(1)	0.2	THICK(2)	0.2
THICK(3)	0.2	THICK(4)	0.2	THICK(5)	0.2
THICK(6)	0.4	THICK(7)	0.6	UNUM	6
UPROF	90	VC	1		

Stream water

CONPOT 0

Soil management

PLOUGHDAY 158 PLOUGHDEP -0.1

Plant N uptake and Management

CNARES	60	CNROOT	25	HARAR(1)	0.5
HARHP(1)	0.2	HARLR(1)	0	UPA(1)	12
UPB(1)	1	UPC(1)	0.1	UPET(1)	288
UPET(2)	0	UPMA	0.08	UPMOV	1
UPST(1)	162	UPST(2)	0		

Plant Root development

ROOTDEP(1)	0	ROOTDEP(2)	-0.2	ROOTDEP(3)	-0.8
ROOTDEP(4)	-1	ROOTDEP(5)	0	ROOTF(1)	0.7
ROOTF(2)	0.13	ROOTF(3)	0.09	ROOTF(4)	0.06
ROOTF(5)	0.02	ROOTF(6)	0	ROOTF(7)	0
ROOTF(8)	0	ROOTF(9)	0	ROOTF(10)	0
ROOTT(1)	149	ROOTT(2)	162	ROOTT(3)	192
ROOTT(4)	222	ROOTT(5)	288	ROOTT(6)	0

Plotting on line

STPMAX 0 STXTGD 0

Control variables

STARTDAT "1991-05-01 00:00"
ENDDAT "1995-04-30 24:00"
OUTINTD 1
OUTINTM 0
NUMITER 1
RUNID ""

SELECTED OUTPUT VARIABLES

Flow variables

DLOSS [7]
NHARV [1]

Auxiliary variables

NCONC [7]
NH4T [1]
NHTPROF [1]
NLTPROF [1]
NO3T [1]
TOTDEN [1]

FILES

Driving variable file

FILE(1) DRIV5ANS.BIN

Parameter file

FILE(2) SITE_1.PAR

Translation file

FILE(3) SOILN.TRA

Initial states file

FILE(4) SOILN2.INI

Final states file

FILE(5) SOILN.FIN

Hydraulic soil properties

FILE(8) SOILP.DAT

PARAMETERS TO BE CHANGED DURING THE RUN

At: "1991-01-01" :"
FERDAY 149
FERN 4
At: "1991-07-25" :"
FERDAY 207
FERN 9.35
At: "1992-01-01" :"
FERDAY 149
FERN 4
At: "1992-07-25" :"
FERDAY 207
FERN 9.35
At: "1993-01-01" :"
FERDAY 149
FERN 4
At: "1993-07-25" :"
FERDAY 207
FERN 9.35
At: "1994-01-01" :"
FERDAY 149
FERN 4
At: "1994-07-25" :"
FERDAY 207
FERN 9.35
At: "1995-01-01" :"
FERDAY 149
FERN 4

B.2 PARAMÈTRES DE RÉFÉRENCE POUR LE SITE 2 (Suède)

```

#-----
# SITE_2.PAR
#-----
# SWITCHES
#-----
ADDSIM      OFF   AVERAGE    ON   AVERAGEG   ON
AVERAGET    ON   AVERAGEX   ON   CHAPAR      ON
DENDIST     OFF   DRIVCROP    ON   DRIVEXT     2
DRIVMANA    2   DRIVPG      ON   GROWTH      OFF
GWFLOW      ON   INSTATE     ON   LISALLV     ON
MANURE      ON   OUTFORN     OFF  OUTSTATE    ON
ROOTDIST    OFF   TEMPR       OFF  VALIDPG     OFF
#-----
# PARAMETERS
#-----
# External inputs
#-----
DEPDRY      0.001  DEPWC       0.8   FERK        0.15
GWCONC      0.3
# Mineralization and immobilization
#-----
CNORG       12   FECEFF      0.5   FECHF       0.2
FECK        0.035  HUMK        0.0001  LITEFF      0.5
LITHF       0.2   LITK        0.035  NITK        0.2
NITR        6
# Soil moisture response
#-----
MOS(1)      12   MOS(2)      8     MOSM        1
MOSSA       0.2
# Soil temperature response
#-----
TEMBAS      20   TEMQ10     2

```

Denitrification

DEND	2	DENHS	10	DENPOT	0.04
DFRAC(1)	0.5	DFRAC(2)	0.3	DFRAC(3)	0.1
DFRAC(4)	0.07	DFRAC(5)	0.03	DFRAC(6)	0
DFRAC(7)	0	DFRAC(8)	0	DFRAC(9)	0
DFRAC(10)	0	MOSDEN	10		

Soil profile

NUMLAY	8	THICK(1)	0.1	THICK(2)	0.15
THICK(3)	0.15	THICK(4)	0.2	THICK(5)	0.2
THICK(6)	0.2	THICK(7)	0.3	THICK(8)	0.4
UNUM	4	UPROF	62	VC	1

Stream water

CONPOT 0

Plant N uptake and Management

UPA(1)	20	UPB(1)	2	UPC(1)	0.12
UPET(1)	230	UPET(2)	0	UPMA	0.07
UPMOV	0.2	UPST(1)	125	UPST(2)	0

Plant Root development

ROOTDEP(1)	-0.01	ROOTF(1)	0.5	ROOTF(2)	0.3
ROOTF(3)	0.1	ROOTF(4)	0.07	ROOTF(5)	0.03
ROOTF(6)	0	ROOTF(7)	0	ROOTF(8)	0
ROOTF(9)	0	ROOTF(10)	0		

Plotting on line

STPMAX 0 STXTGD 0

CONTROL VARIABLES

STARTDAT "1989-05-01 00:00"
ENDDAT "1990-04-30 24:00"
OUTINTD 1
OUTINTM 0
NUMITER 1
RUNID ""

```

#-----
# SELECTED OUTPUT VARIABLES
#-----

# Flow variables
-----

NHARV          [1]

# Auxiliary variables
-----

NFTPROF        [1]
NH4T           [1]
NHTPROF        [1]
NLTPROF        [1]
NO3T           [1]
PIPEL          [1]
TOTDEN         [1]

#-----
# FILES
#-----
# Driving variable file
-----
FILE(1)  C:\SOIL2\DEMO\SOILN\MEL\DRIVN_H.BIN

# Parameter file
-----
FILE(2)  ESSAI2B.PAR

# Translation file
-----
FILE(3)  C:\SOIL2\DEMO\SOILN\MEL\SOILN.TRA

# Initial states file
-----
FILE(4)  SOILN2.INI

# Final states file
-----
FILE(5)  SOILN.FIN

# Hydraulic soil properties
-----
FILE(8)  C:\SOIL2\DEMO\SOILN\MEL\SOILP.DAT

# External inputs PG-file
-----
FILE(9)  C:\SOIL2\DEMO\SOILN\MEL\EXT.BIN

```

Crop - driving variable file

FILE(10) C:\SOIL2\DEMO\SOILN\MEL\CROP_H.BIN

Management - driving variable file

FILE(11) C:\SOIL2\DEMO\SOILN\MEL\MANAGHST.BIN

ANNEXE C

COURBES F ET dF/F

C.1 SITE 1

C.1.1 Courbes de lessivage

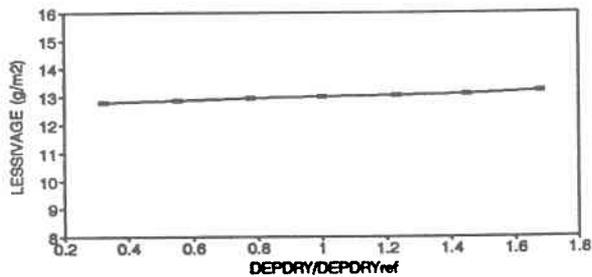


Figure C.1 DEPDY - F (site 1)

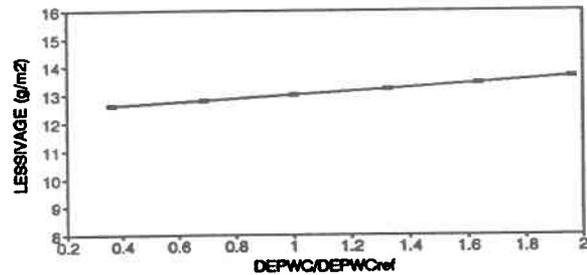


Figure C.2 DEPWC - F (site 1)

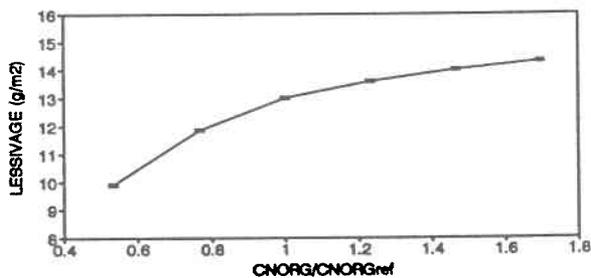


Figure C.3 CNORG - F (site 1)

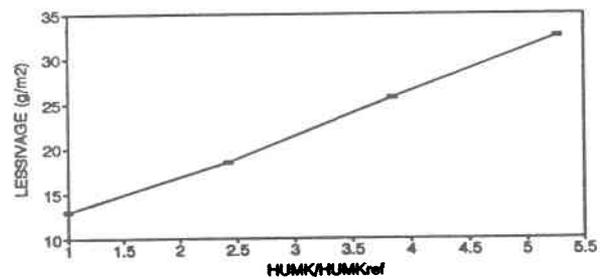


Figure C.4 HUMK - F (site 1)

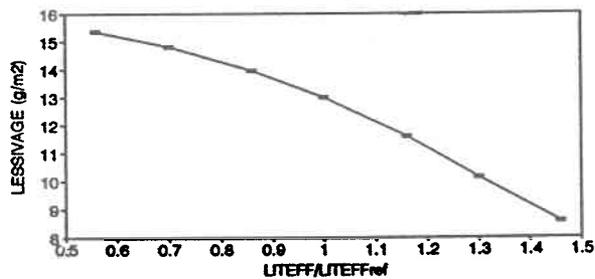


Figure C.5 LITEFF - F (site 1)

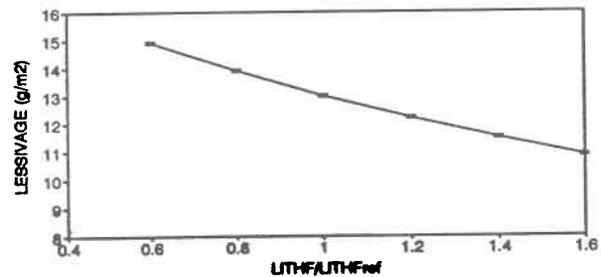


Figure C.6 LITHF - F (site 1)

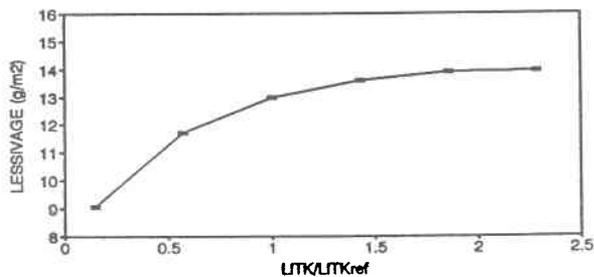


Figure C.7 LITK - F (site 1)

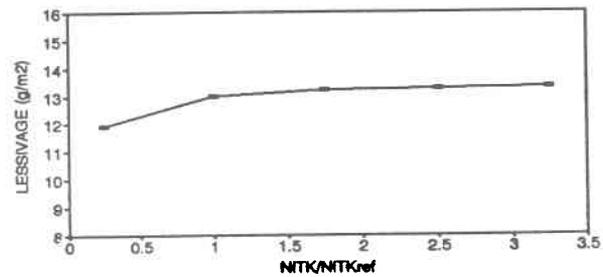


Figure C.8 NITK - F (site 1)

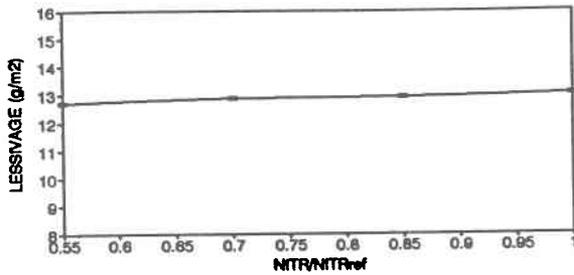


Figure C.9 NITR - F (site 1)

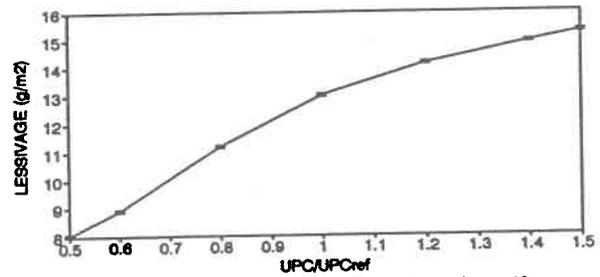


Figure C.10 UPC - F (site 1)

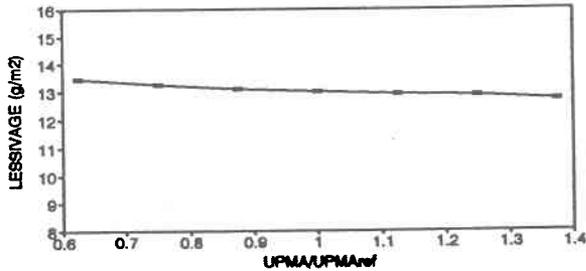


Figure C.11 UPMA - F (site 1)

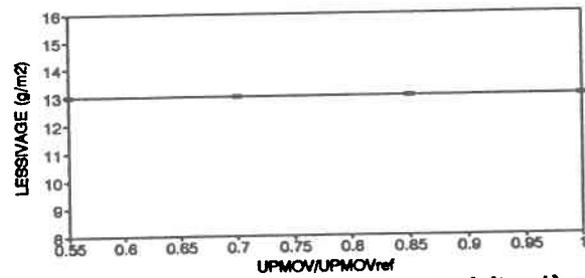


Figure C.12 UPMOV - F (site 1)

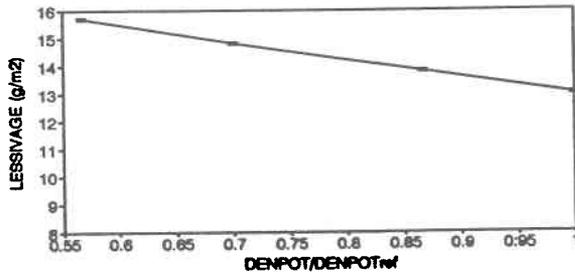


Figure C.13 DENPOT - F (site 1)

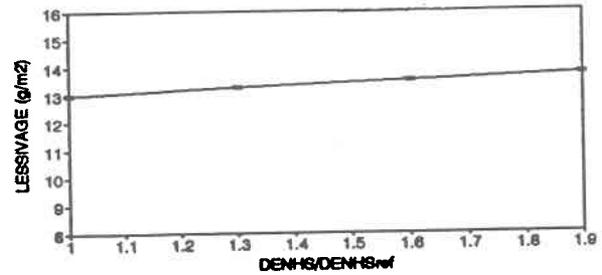


Figure C.14 DENHS - F (site 1)

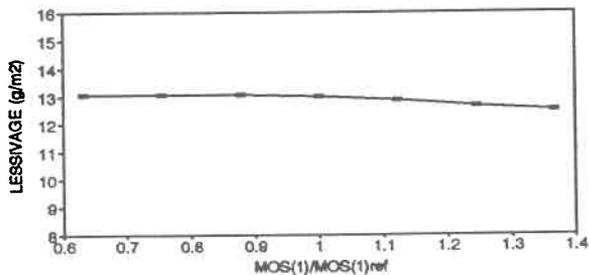


Figure C.15 MOS(1) - F (site 1)

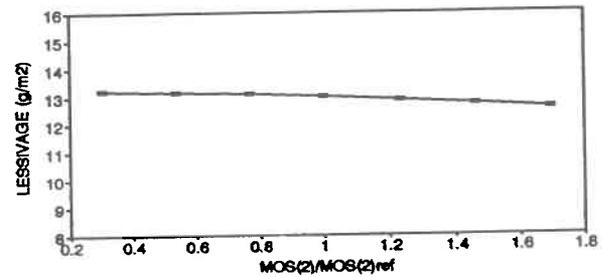


Figure C.16 MOS(2) - F (site 1)

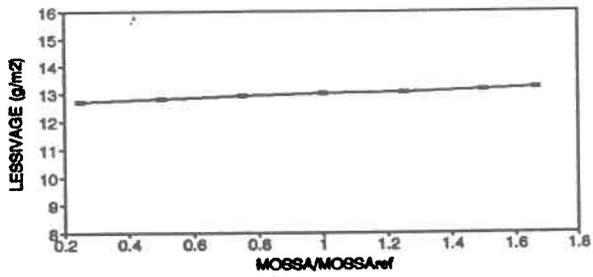


Figure C.17 MOSSA - F (site 1)

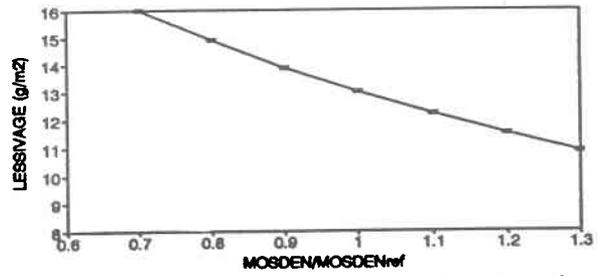


Figure C.18 MOSDEN - F (site 1)

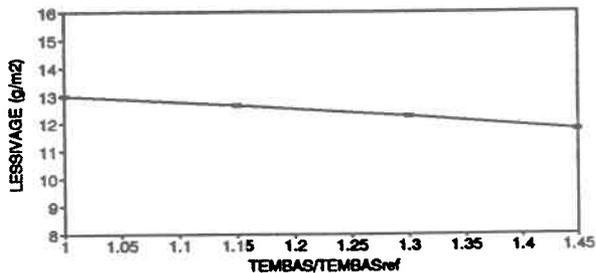


Figure C.19 TEMBAS - F (site 1)

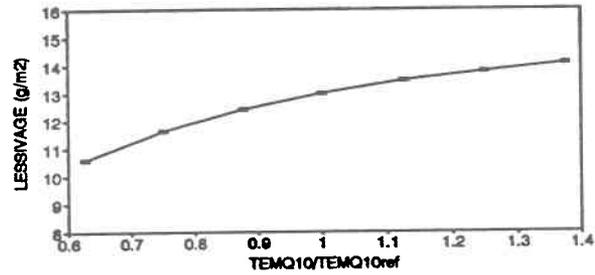


Figure C.20 TEMQ10 - F (site 1)

C.1.2 Courbes de variation de lessivage

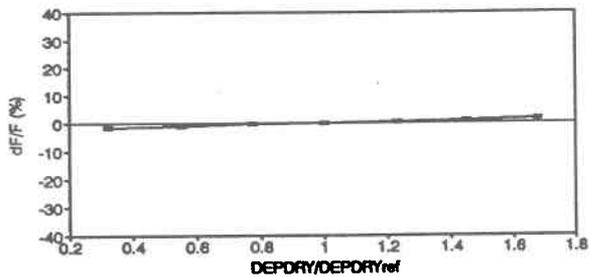


Figure C.21 DEPDRI - dF/F (site 1)

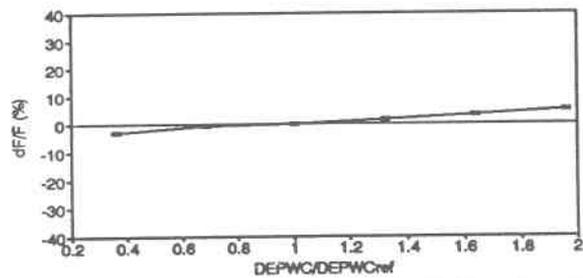


Figure C.22 DEPWCI - dF/F (site 1)

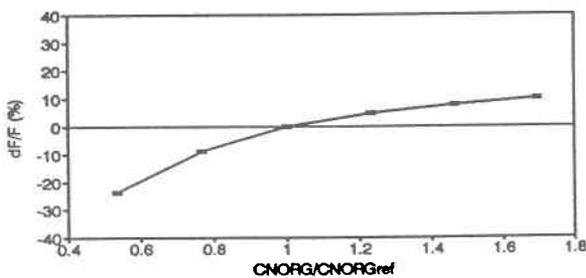


Figure C.23 CNORG - dF/F (site 1)

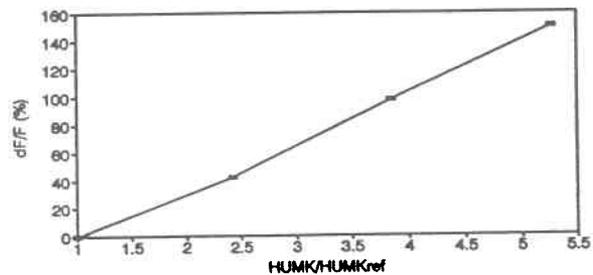


Figure C.24 HUMK - dF/F (site 1)

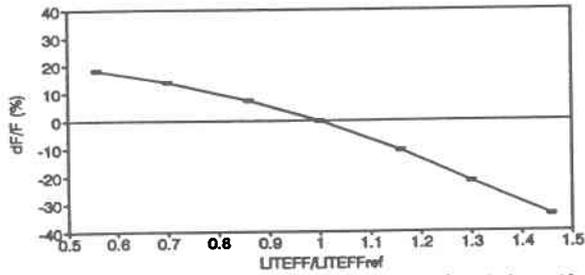


Figure C.25 LITEFF - dF/F (site 1)

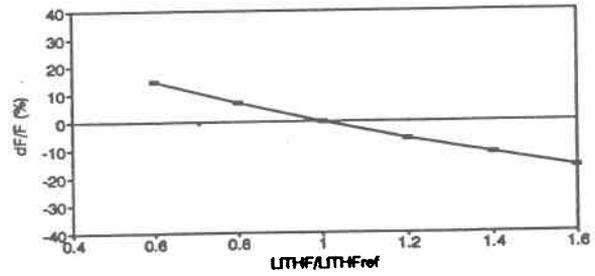


Figure C.26 LITHF - dF/F (site 1)

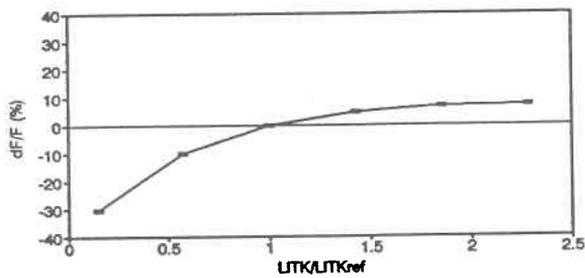


Figure C.27 LITK - dF/F (site 1)

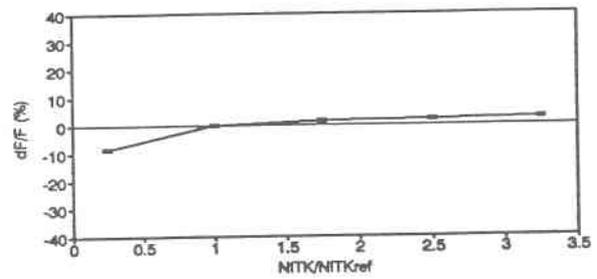


Figure C.28 NITK - dF/F (site 1)

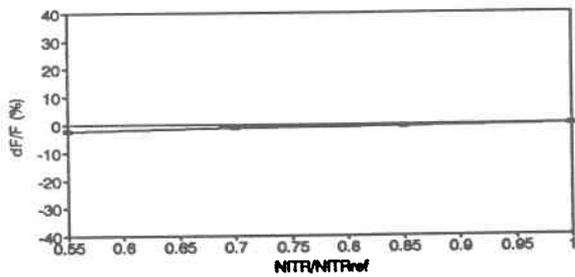


Figure C.29 NITR - dF/F (site 1)

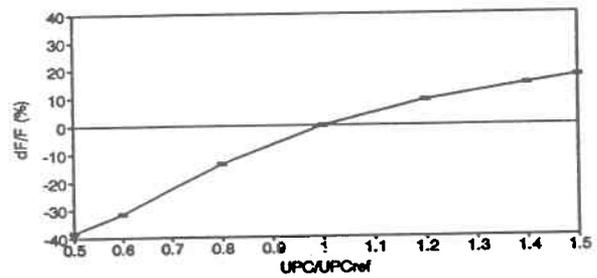


Figure C.30 UPC - dF/F (site 1)

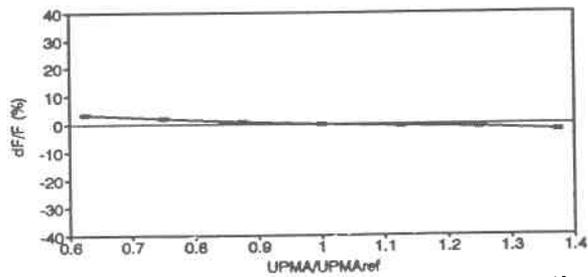


Figure C.31 UPMA - dF/F (site 1)

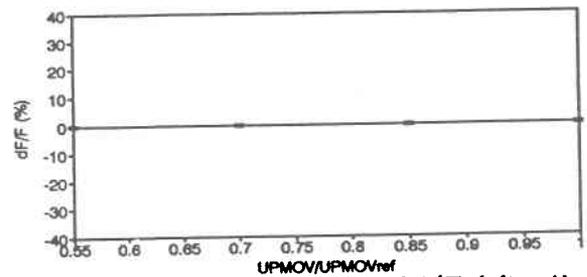


Figure C.32 UPMOV - dF/F (site 1)

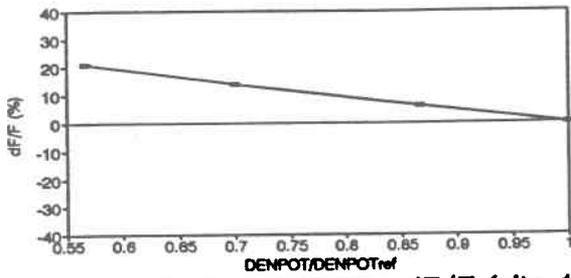


Figure C.33 DENPOT - dF/F (site 1)

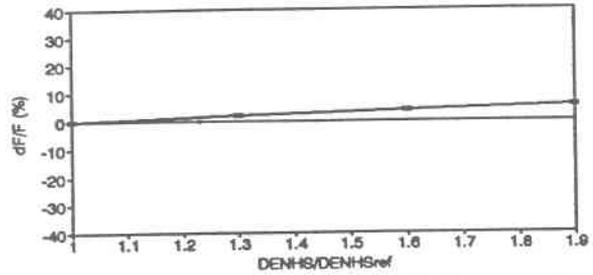


Figure C.34 DENHS - dF/F (site 1)

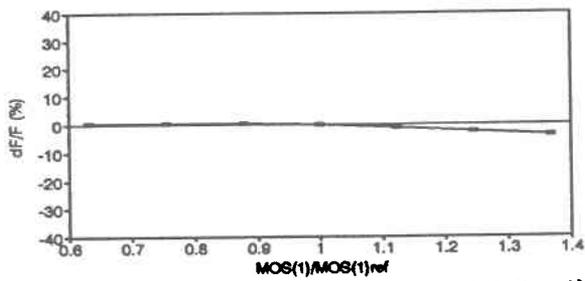


Figure C.35 MOS(1) - dF/F (site 1)

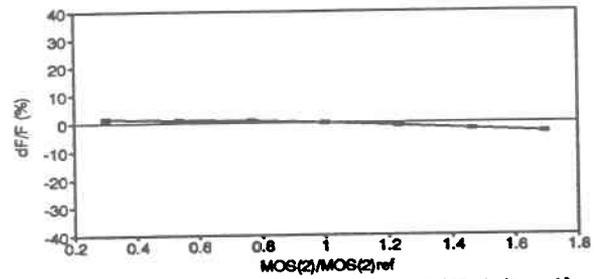


Figure C.36 MOS(2) - dF/F (site 1)

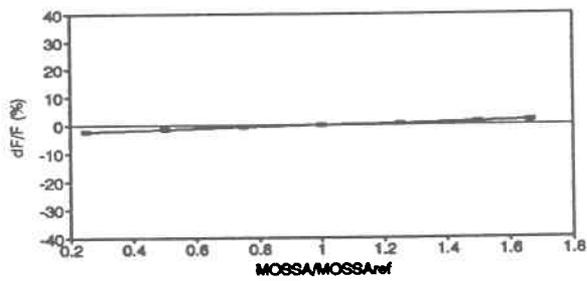


Figure C.37 MOSSA - dF/F (site 1)

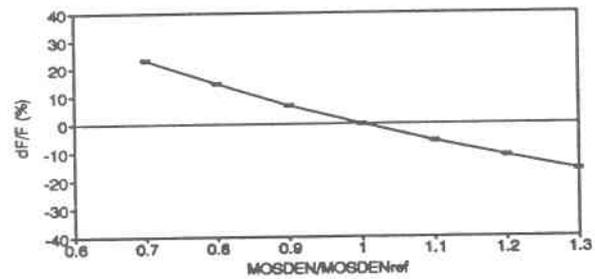


Figure C.38 MOSDEN - dF/F (site 1)

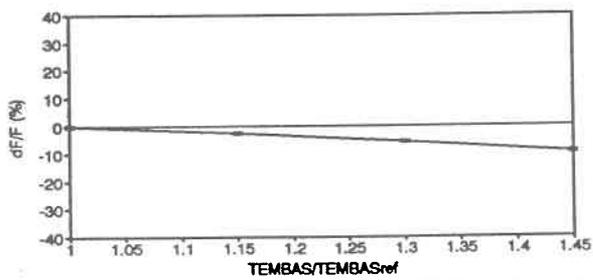


Figure C.39 TEMBAS - dF/F (site 1)

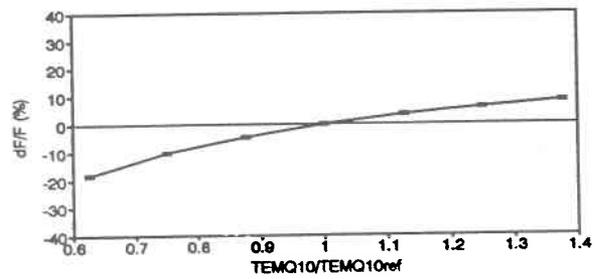


Figure C.40 TEMQ10 - dF/F (site 1)

C.2 SITE 2

C.2.1 Courbes de lessivage

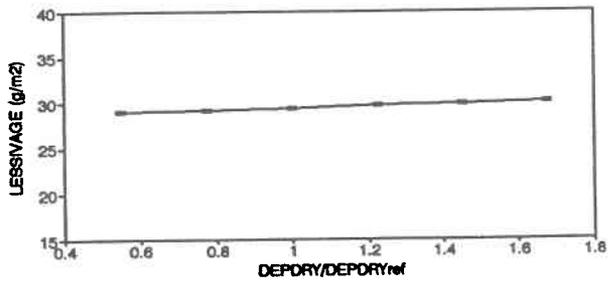


Figure C.41 DEPDRY - F (site 2)

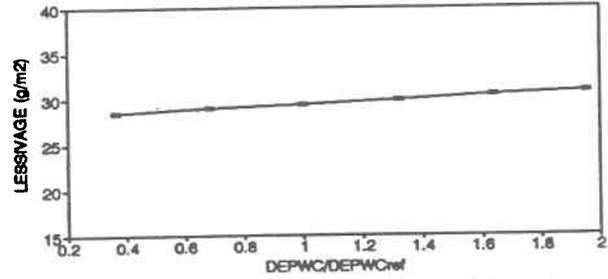


Figure C.42 DEPWC - F (site 2)

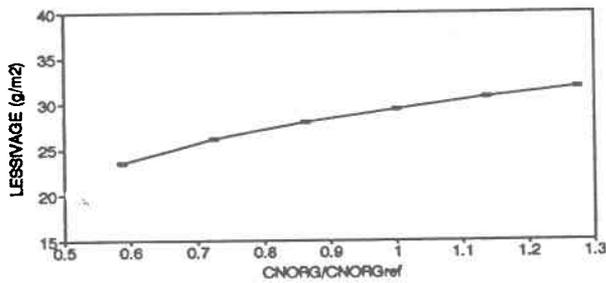


Figure C.43 CNORG - F (site 2)

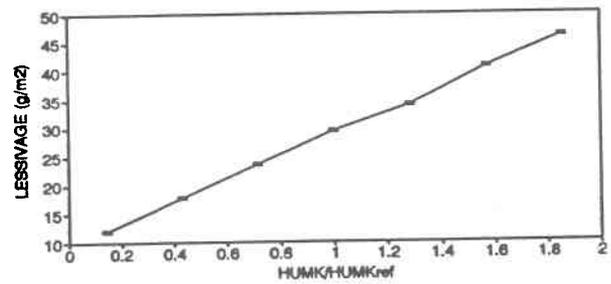


Figure C.44 HUMK - F (site 2)

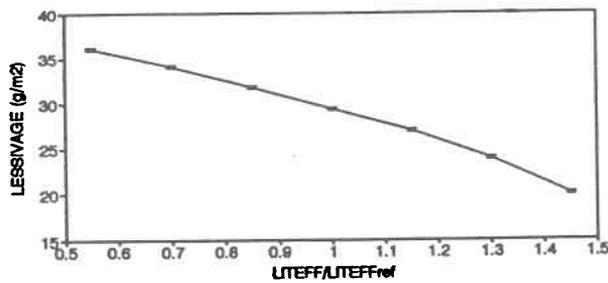


Figure C.45 LITEFF - F (site 2)

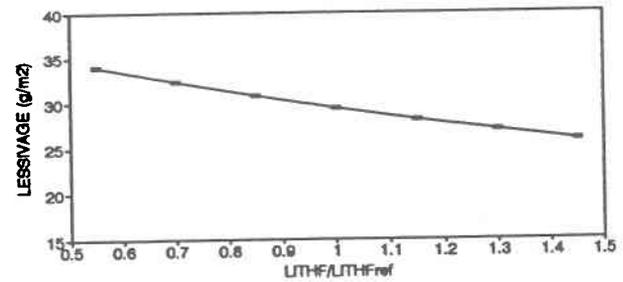


Figure C.46 LITHF - F (site 2)

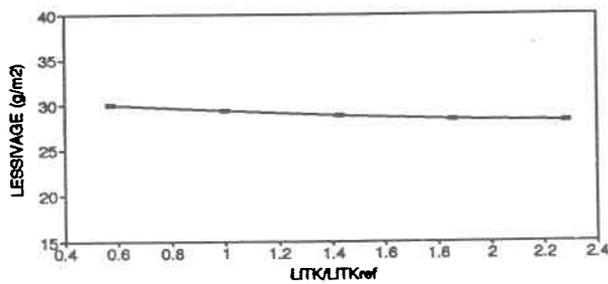


Figure C.47 LITK - F (site 2)

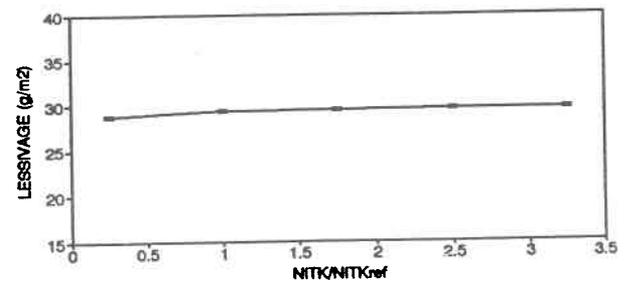


Figure C.48 NITK - F (site 2)

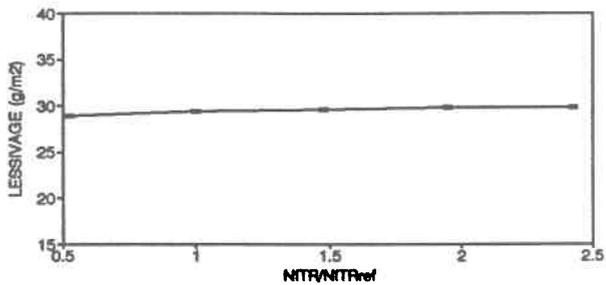


Figure C.49 NITR - F (site 2)

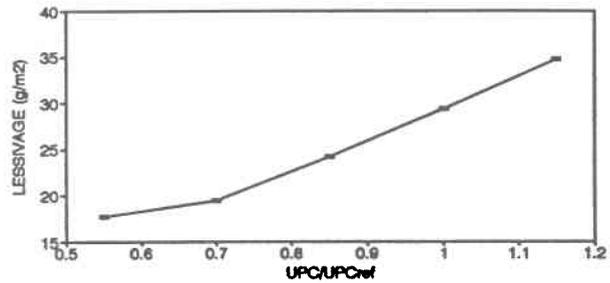


Figure C.50 UPC - F (site 2)

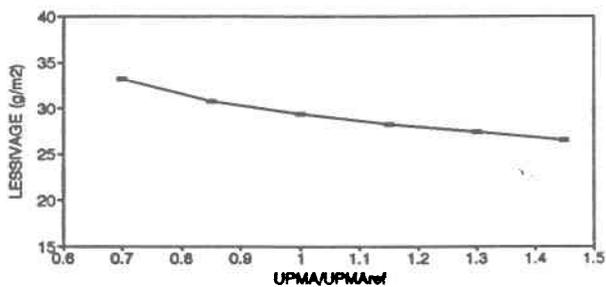


Figure C.51 UPMA - F (site 2)

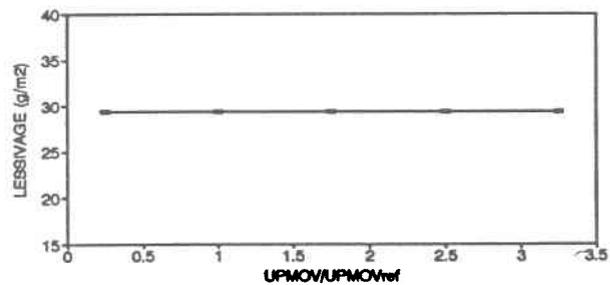


Figure C.52 UPMOV - F (site 2)

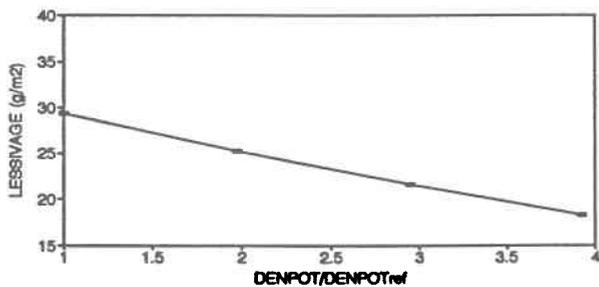


Figure C.53 DENPOT - F (site 2)

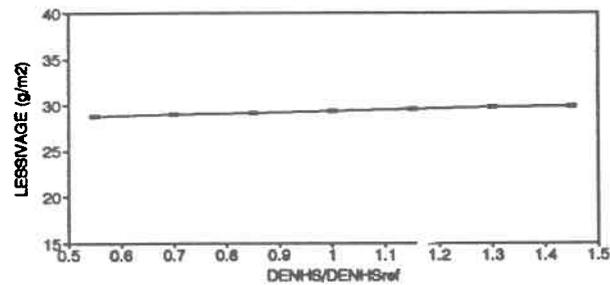


Figure C.54 DENHS - F (site 2)

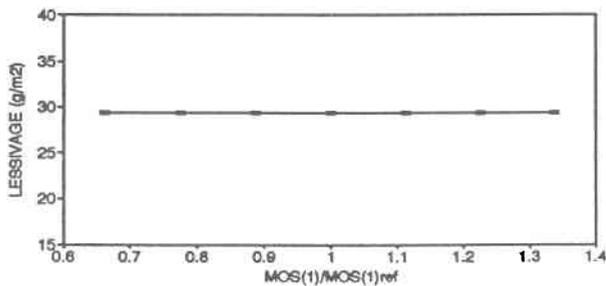


Figure C.55 MOS(1) - F (site 2)

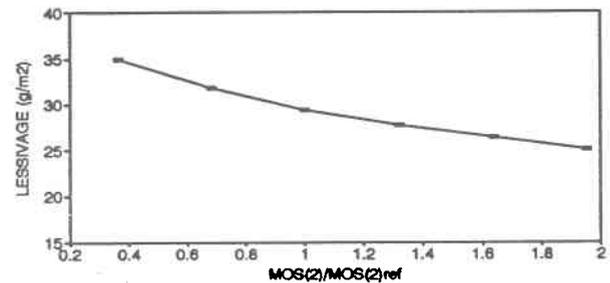


Figure C.56 MOS(2) - F (site 2)

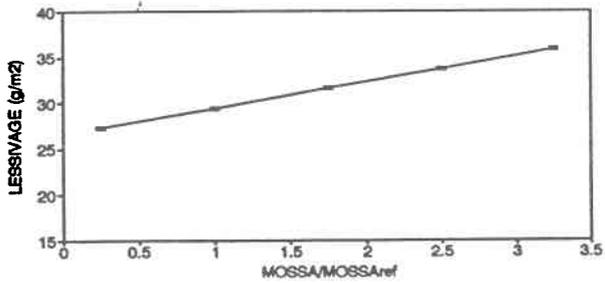


Figure C.57 MOSSA - F (site 2)

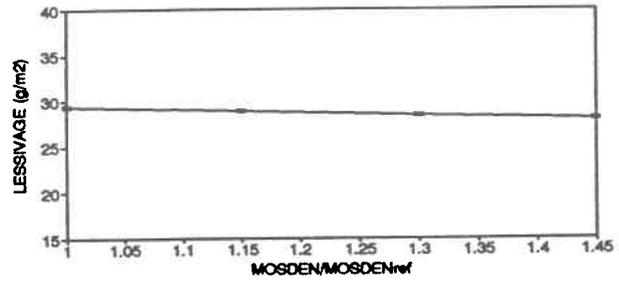


Figure C.58 MOSDEN - F (site 2)

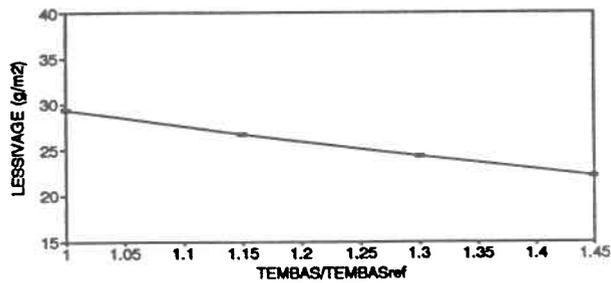


Figure C.59 TEMBAS - F (site 2)

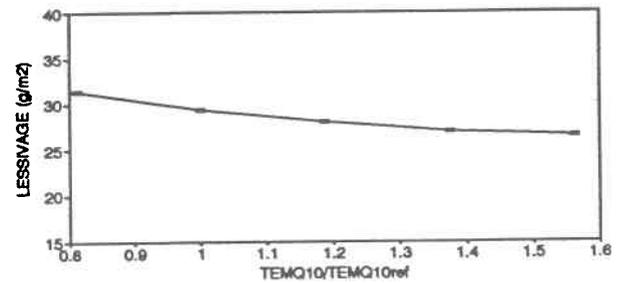


Figure C.60 TEMQ10 - F (site 2)

C.2.2 Courbes de variation de lessivage

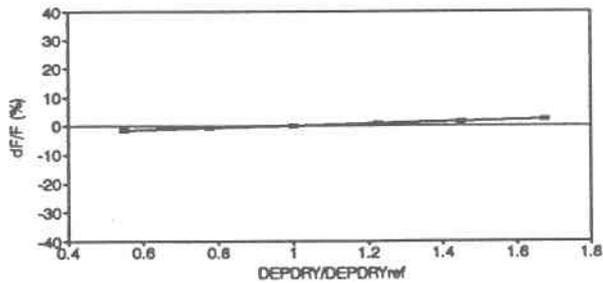


Figure C.61 DEPDY - dF/F (site 2)

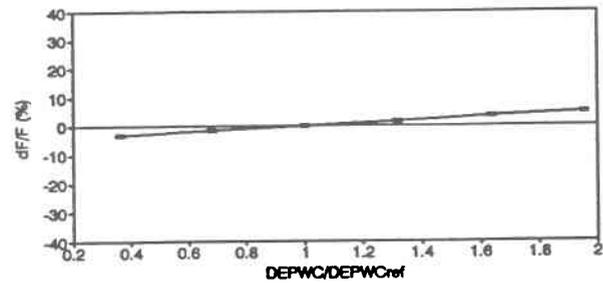


Figure C.62 DEPWV - dF/F (site 2)

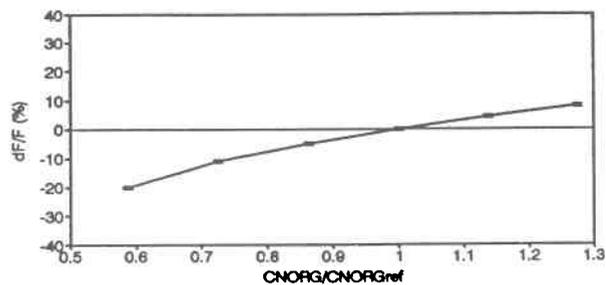


Figure C.63 CNORG - dF/F (site 2)

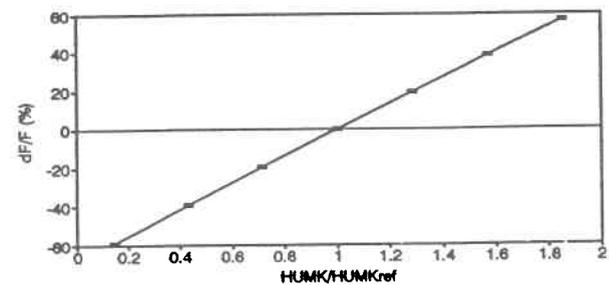


Figure C.64 HUMK - dF/F (site 2)

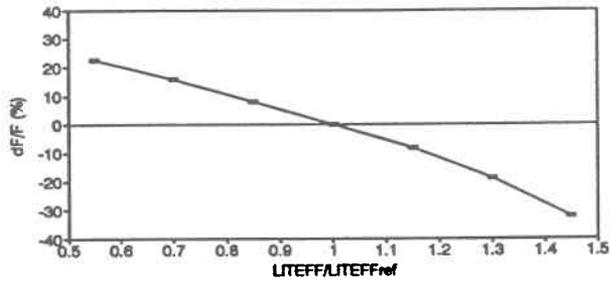


Figure C.65 LITEFF - dF/F (site 2)

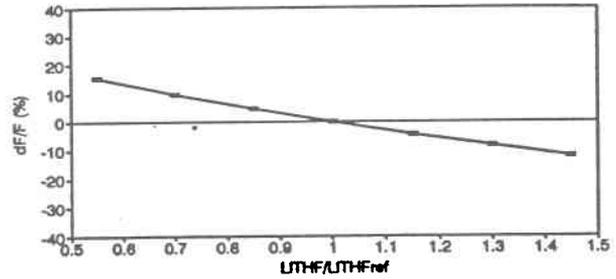


Figure C.66 LITHF - dF/F (site 2)

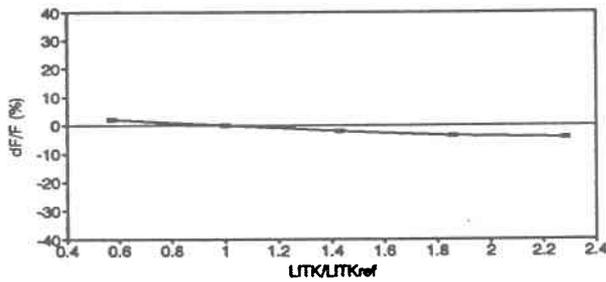


Figure C.67 LITK - dF/F (site 2)

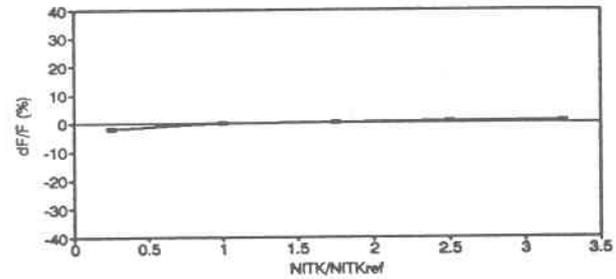


Figure C.68 NITK - dF/F (site 2)

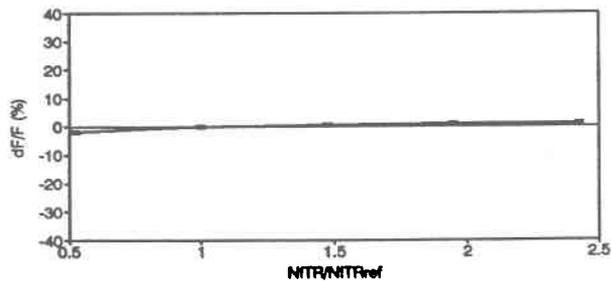


Figure C.69 NITR - dF/F (site 2)

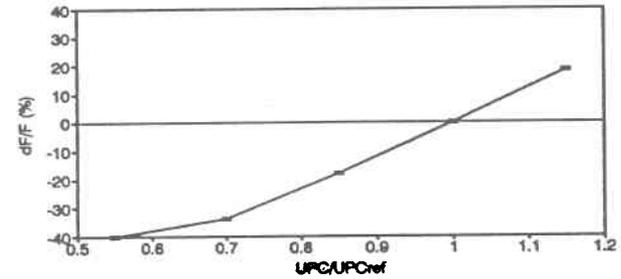


Figure C.70 UPC - dF/F (site 2)

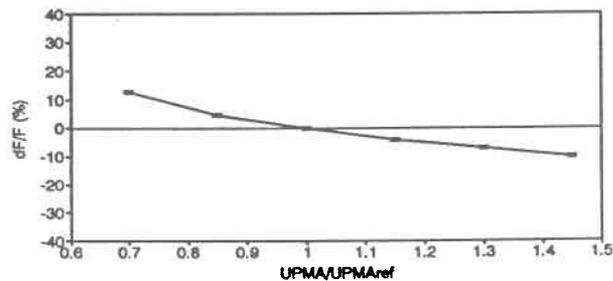


Figure C.71 UPMA - dF/F (site 2)

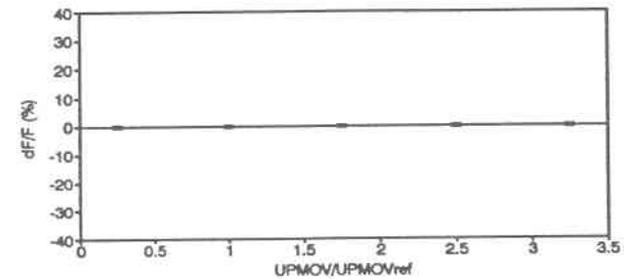


Figure C.72 UPMOV - dF/F (site 2)

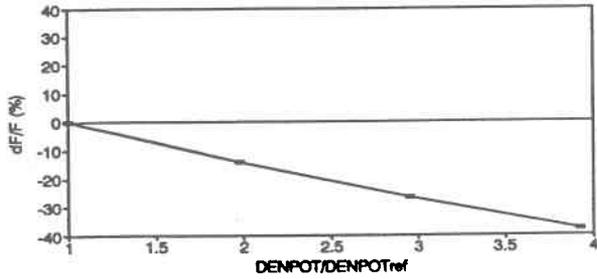


Figure C.73 DENPOT - dF/F (site 2)

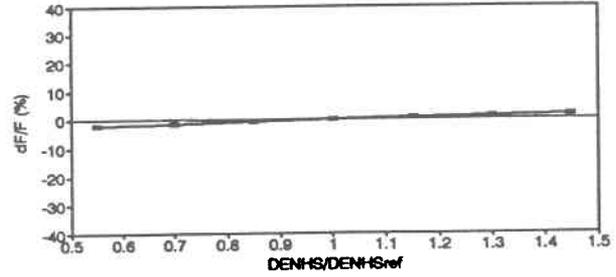


Figure C.74 DENHS - dF/F (site 2)

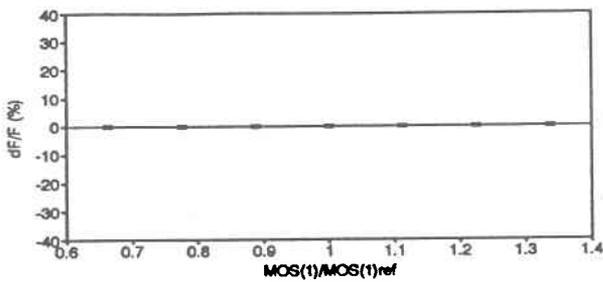


Figure C.75 MOS(1) - dF/F (site 2)

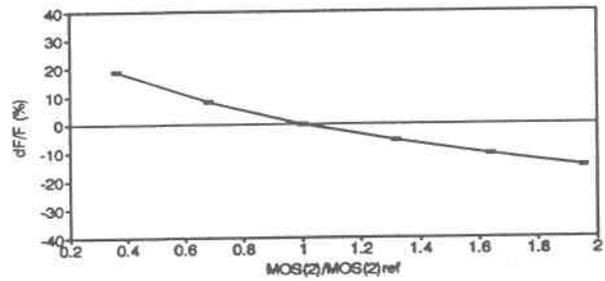


Figure C.76 MOS(2) - dF/F (site 2)

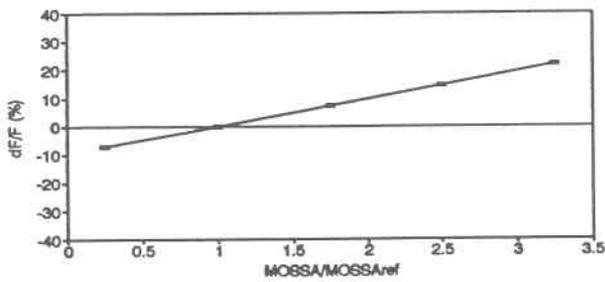


Figure C.77 MOSSA - dF/F (site 2)

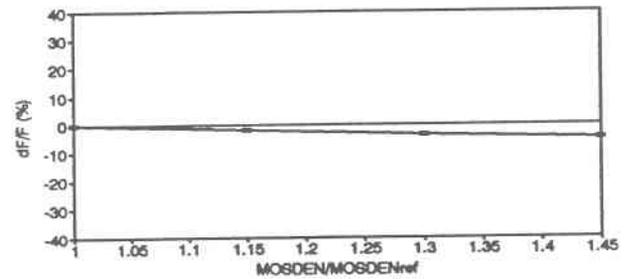


Figure C.78 MOSDEN - dF/F (site 2)

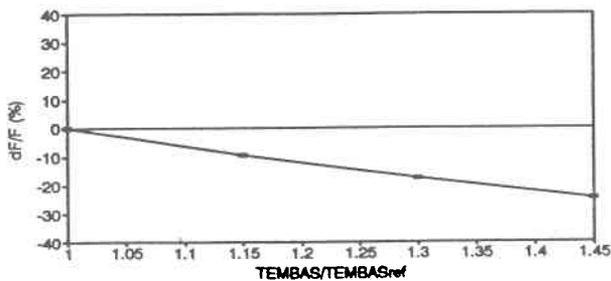


Figure C.79 TEMBAS - dF/F (site 2)

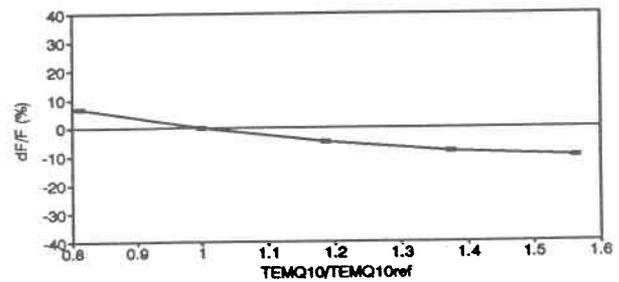


Figure C.80 TEMQ10 - dF/F (site 2)