ÉVALUATION ET MODÉLISATION DE LA CONTAMINATION POTENTIELLE DES EAUX SOUTERRAINES PAR LES NITRATES D'ORIGINE AGRICOLE

MÉMOIRE DE MAÎTRISE

Programme 3672-Maîtrise en sciences de l'eau

Par Michael Cormier

Directeur de recherche Olivier Banton

INRS-Eau Université du Québec 2800, rue Einstein Québec (Québec) G1X 4N8

Octobre 1995

REMERCIEMENTS

Mes remerciements vont à monsieur Olivier Banton pour son soutien académique et financier. J'ai grandement apprécié sa disponibilité, ses précieux conseils ainsi que sa méthode de direction. Je tiens également à remercier le Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada pour son appui financier important au cours de ces deux années.

J'aimerais souligner l'apport de Luc Champagne, André Lemay et Michel Ouellet du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec qui m'ont fourni les données de forages nécessaires ainsi que les cartes de vulnérabilité de ce secteur. Je remercie également Marie Larocque et Alain Dupuy pour leur aide importante concernant le logiciel AgriFlux. De plus, j'ai grandement apprécié l'apport technique et académique de tout le personnel de l'INRS-Eau. Je tiens aussi à remercier la population des comtés de L'Assomption, de Montcalm et de Joliette pour leur participation lors de la campagne d'échantillonnage.

Pour terminer, je dis merci à ma famille, ma compagne, mes confrères et consoeurs de la maîtrise pour leurs nombreux encouragements et leur soutien constant durant les années de cette maîtrise.

RÉSUMÉ

L'objectif de cette recherche est le développement d'une méthode d'évaluation rapide des pollutions agricoles potentielles par les nitrates des eaux souterraines du Québec. Le secteur du bassin de la rivière L'Assomption étant l'un des plus touché par ce type de contaminants, le choix des sous-bassins versants à analyser s'est fait dans cette zone. La sélection se base sur différents critères de vulnérabilité aux polluants obtenus par diverses cartes de terrain. Trois sous-bassins ont ainsi été retenus. L'échantillonnage des eaux souterraines à l'échelle des sous-bassins s'est fait par l'intermédiaire des puits domestiques de résidences. L'objectif étant la rapidité de l'évaluation de ces pollutions sur de grands secteurs, le choix de la méthode de mesure s'est arrêté sur l'utilisation d'une électrode spécifique. Le deuxième volet de cette recherche porte sur l'utilisation du logiciel AgriFlux pour la modélisation des transformations et du transport des nitrates dans la zone non-saturée. Les ordres de grandeur des données obtenues grâce au modèle sont comparés aux mesures de l'électrode.

Le niveau des concentrations de nitrates retrouvées dans le secteur à l'étude présente une très vaste distribution. Il semble que la configuration spatiale des dépôts géologiques influençant la direction et le mélange des eaux souterraines soit le principal facteur responsable de ces variations. Dans certains cas, la norme gouvernementale de 50 mg/l est largement dépassée. Par ailleurs, les comparaisons entre le modèle et les mesures sont très bonnes et suggèrent que ce modèle peut être utilisé comme outil d'évaluation des risques de contamination.

Ces résultats mettent en évidence l'importance des niveaux de contamination potentiellement retrouvés dans nos eaux souterraines et la nécessité d'étudier plus en détail cette problématique.

TABLE DES MATIÈRES

REMER	RCIEMENTS	iii
RESUN	JÉ MATIÈRES	i٧
TABLE	DES MATIERES	٧
LISTE I	DES FIGURES	Vii
LISTE	DES FIGURESDES TABLEAUX	Vii
1 INTR	ODUCTION	
	.1 Problématique	1
1	1.1.1 Général	
		5
	1.1.2 Cycle de l'azote	~
	1.1.2.1 Apports d'azote	1 2 2 2
	1.1.2.2 Transformations dans le sol	2
	1.1.2.3 Pertes d'azote	3
7	.2 Objectifs et méthodologie.	4
	UE DE LITTÉRATURE	
2	2.1 Lessivage des nitrates	5
	2.1.1 Concentrations	5
	2.1.2 Causes	6
	2.1.3 Facteurs d'influence	6
	2.1.4 Période de lessivage	6 8 9
. 2	2.2 Modélisation	ă
-	2.2.1 Mécanismes simulés	ğ
	2.2.2 Performances	10
	2.2.3 Utilisations.	
	2.2.3 Unisations	12
2 MAT	ÉRIEL ET MÉTHODES	
	3.1 Travaux de terrain	13
3	3.1.1 Choix des sites.	13
	3.1.2 Échantillonnage	
	3.1.3 Descriptions physiographiques des dépôts	14
_	3.1.4 Cultures	16
3	.2 Travaux en laboratoire	16
3	.3 Logiciel AGRIFLUX	18
	3.3.1 Description technique	18
	3.3.2 Utilisation	19
4. RESI	ULTATS ET DISCUSSION	
4	.1 Valeurs mesurées	21
	4.1.1 Électrode : Précision et interférences	21
	4.1.2 Concentrations en nitrates	
	4.1.3 Mesures de pH	29
4	.2 Valeurs calculées avec AgriFlux	29
À	3 Comparaisons	31
	.3 Comparaisons	31
	4.3.2 Comparaisons des moyennes	32
	A 2 2 Págraceione	41
A	4.3.3 Régressions	41
4	A 4.1 Influence des bross de sel	
	4.4.1 Influence des types de sol	47
	4.4.2 Influence des cultures	47
	A A 3 A BOUT DO DECIDE OF CONTROL DO BOOK	50

5. CONCLUSION	
5.1 Concentrations au Québec	55
5.2 Évaluation de la méthode proposée	56
5.3 Modèle	57
5.4 Conclusion générale	58
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	59
ANNEXES	65
A.1 Critères de sélection des sous-bassins	
A.2 Localisation des coupes géologiques	69
	71
A.4 Logiciel AgriFlux: Paramètres d'entrée utilisés	73
A.4B Logiciel AgriFlux: Données climatiques	107
A.5 Électrode: Perte de précision	
A.6 Électrode: Électrode vs chromatographie	111
A.7 Résultats: Mesures de concentrations et de pH	113
A.8 Résultats: Corrélations pH-Concentrations	
A.9 Résultats: Concentrations calculées (AgriFlux)	
A.10 Résultats: Comparaisons des moyennes	127

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1	Évaluation des concentrations de nitrates dans un aquifère	5
Figure 2.2	Augmentation des concentrations de nitrates pour un aquifère peu profond	8
Figure 2.3	Comparaisons des concentrations mesurées et calculées par cinq modèles simulant le lessivage des nitrates	11
Figure 3.1	Localisation des sous-bassins utilisés comme sites d'étude	14
Figure 3.2	Coupes géologiques des secteurs des ruisseaux Vacher et St-Esprit	15
Figure 3.3	Courbe de conversion des millivolts en ppm de NO3	17
Figure 3.4	Représentation du module HydriFlux	18
Figure 4.1	Comparaison entre les mesures de l'électrode et celles par chromatographie	21
Figure 4.2	Fréquences (a), statistiques (b) et distribution (c) de l'ensemble des mesures	23
Figure 4.3	Distributions des concentrations mesurées (a) et calculées (b) pour PDJ	24
Figure 4.4	Distributions des concentrations mesurées (a) et calculées (b) pour VC1	25
Figure 4.5	Distributions des concentrations mesurées (a) et calculées (b) pour VC2	26
Figure 4.6	Distributions des concentrations mesurées (a) et calculées (b) pour SE PL	27
Figure 4.7	Distributions des concentrations mesurées (a) et calculées (b) pour SE GL	28
Figure 4.8	Graphique résultat donnant les concentrations journalières lessivées	30
Figure 4.9	Exemple de graphique illustrant une similitude "très bonne"	35
Figure 4.10	Exemple de graphique illustrant une similitude "très bonne"	36
Figure 4.11	Exemple de graphique illustrant une similitude "moyenne"	37
Figure 4.12	Exemple de graphique illustrant une similitude "moyenne"	38
Figure 4.13	Exemple de graphique illustrant une similitude "mauvaise"	39
Figure 4.14	Exemple de graphique illustrant une similitude "mauvaise"	40

Figure 4.15	Régressions graphiques de type (1)	44
Figure 4.16	Régressions graphiques de type (2)	45
Figure 4.17	Régressions graphiques de type (3)	46
Figure 4.18	Impact des types de sol sur le niveau des concentrations lessivées pour (a) les sols R et Bn et (b) plusieurs sols	48
Figure 4.19	Impact des changements de culture sur les concentrations lessivées	49
Figure 4.20	Influence de l'ajout de drains et de l'application de lisier. Pour des sols (a) argileux (b) loam sableux	51
Figure 4.21	Influence de l'ajout de drains et de l'application de lisier. Pour des sols (a) sableux (b) loam argileux	52
Figure 4.22	Influence de l'application de lisier aux cultures. Pour des sols (a) sableux (b) loam argileux	53
Figure 4.23	Influence de l'application de lisier aux cultures. Pour des sols (a) loameux (b) argileux	54

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	Facteurs influençant le lessivage des nitrates	7
Tableau 4.1	Classement des simulations selon la similitude des comparaisons	33
Tableau 4.2	Simulations utilisées par types de régressions	41
Tableau 4.3	Résumé des valeurs utilisées pour les régressions.	43

1.1 Problématique

1.1.1 Général

La contamination agricole des eaux souterraines par les nitrates est reconnue et étudiée depuis une vingtaine d'années. C'est un problème qui touche plus sévèrement les régions industrialisées du globe visant des rendements élevés en agriculture [Geyer et al. 1992]. L'impact de ces pollutions n'est pas négligeable. Aux États-Unis, par exemple, on note plusieurs cas d'intoxications humaines lorsque de fortes concentrations sont présentes dans les eaux prélevées par les puits domestiques. Les nitrates présents dans l'eau consommée induisent alors une maladie sanguine grave appelée méthémoglobinémie qui affecte plus particulièrement les jeunes enfants [Johnson et Kross 1990]. On croit également en l'incidence possible des nitrates sur le cancer de l'estomac et de l'oesophage [ibid.]. Notons comme autre impact que ces eaux souterraines chargées en nutriments contribuent à l'eutrophisation des eaux de surface [Wendland et al. 1994].

En Europe, l'utilisation de l'eau souterraine à des fins domestiques et industrielles est largement répandue. La contamination de cette ressource menace sérieusement la qualité de vie des habitants de pays tels que le Danemark, l'Allemagne, les Pays-Bas et la Grande-Bretagne où respectivement 99%, 73%, 70% et 30% de l'eau consommée origine de puits [Strebel et al. 1989]. Ces pays, et les autres en pareille situation, se voient dans l'obligation d'analyser et comprendre les phénomènes impliqués et également d'évaluer l'importance de ces pollutions sur l'étendue de leur territoire. En France, la cartographie des concentrations de nitrates dans les eaux souterraines est déjà réalisée sur l'ensemble du territoire [Guillemin 1991]. Dans plusieurs états américains, l'analyse des concentrations de nitrates et la proportion des puits contaminés sont rigoureusement suivis [Kross et al. 1993; Bauder et al. 1993; Owens et al. 1992]. Au Québec, l'abondance des eaux de surface ainsi que la faible proportion de la population dépendante des eaux souterraines (20%) [MENVIQ 1988] ont fait que peu de travaux se sont intéressés, jusqu'à maintenant, au degré de contamination de la nappe à grande échelle. Il existe tout de même une norme québécoise de potabilité pour les nitrates fixée à 10 mg(N-NO3)/I [MENVIQ 1990a].

Le nombre potentiel de puits contaminés par plus de 10 mg(N-NO3)/I est important lorsqu'on tient compte de l'augmentation constante des quantités de fertilisants azotés appliqués au cours des vingt-cinq dernières années. Au Québec, cette augmentation est de 400% pour cette même période [MENVIQ 1988]. Les USA, de leur côté, ont noté une

augmentation, entre les années 1980 et 1985, de 2,7% à 6,0% du nombre de puits dépassant cette norme à l'échelle nationale [Bauder et al. 1993]. De façon plus dramatique, on observe que 25% des puits domestiques de l'Iowa, du Kansas et du Dakota Sud ont des concentrations qui franchissent également cette valeur [ibid.].

1.1.2 Cycle de l'azote

Les processus influençant les transformations et le transport d'azote sont regroupés en un cycle qui détermine, en fonction des réservoirs et des flux, les quantités lessivées vers la nappe souterraine. Les réactions clés de ce cycle sont connues et étudiées depuis très longtemps mais la difficulté de mesurer avec fiabilité certains paramètres sur le terrain [Powlson 1993] laisse encore place à beaucoup de travaux de recherche. Les principaux processus de ce cycle sont résumés ici.

1.1.2.1 Apports d'azote

Les apports d'azote au sol proviennent principalement de trois entrées. En surface, sont appliqués les apports des fertilisations organiques et inorganiques aux cultures qui, en termes de quantité, sont très importants. Bien que plus difficile à évaluer, la fixation biologique de l'azote gazeux constitue également un apport important au sol et peut impliquer des quantités deux fois supérieures aux fertilisations [Jenkinson 1990]. Les dépôts atmosphériques secs et humides, principalement sous forme de NH3 et de NOx, sont la dernière voie d'entrée majeure d'azote. Ces substances proviennent surtout de la combustion et de la volatilisation des fertilisants organiques et inorganiques. Les quantités impliquées sont moindres cependant.

1.1.2.2 Transformations dans le sol

Différents processus influencent les flux d'azote dans le sol. Ces réactions sont dépendantes des conditions qui affectent les micro-organismes responsables de plusieurs de ces transformations. La minéralisation nette en est un exemple. Elle représente la somme de la minéralisation, c'est-à-dire du passage de l'azote organique en azote inorganique, et de l'immobilisation qui est le phénomène inverse. Elle est fonction du rapport Carbone/Azote du sol [Follet 1989] qui influe sur les micro-organismes responsables de ces réactions. L'enfouissement de matériaux riches en azote favorisera la minéralisation alors que les matériaux pauvres en azote favoriseront l'immobilisation [Powlson 1993]. Notons que l'azote inorganique est la forme assimilable par les plantes d'où l'importance de la minéralisation.

La nitrification est un second processus d'importance concernant l'azote dans le sol. Des bactéries aérobies oxydent les ions ammonium en nitrites qui, à leur tour, sont très rapidement oxydés sous forme de nitrates. Cette réaction est donc limitée par les conditions de pH, de teneur en eau, de C/N, de potentiel redox et de température du sol.

1.1.2.3 Pertes d'azote

Outre les quantités d'azote exportées par la récolte, trois phénomènes majeurs sont responsables des sorties d'azote hors de l'horizon de sol. On note ainsi qu'une partie de l'ammoniac utilisé comme fertilisant organique (urée) ou inorganique peut se volatiliser dans l'atmosphère [Jenkinson 1990]. Le même phénomène se produit, en plus faible proportion, concernant l'ammoniac dégagé par les plantes en sénescence [Stevenson 1982].

La dénitrification, en deuxième lieu, est le processus par lequel les nitrates sont convertis en un mélange d'azote gazeux et d'oxyde nitreux qui est perdu dans l'atmosphère. Contrairement aux réactions précédentes, les micro-organismes responsables de la dénitrification sont de type anaérobie et sont favorisés par des conditions de sol où la diffusion de l'oxygène est limitée.

Le lessivage est le transport en profondeur, par l'eau d'infiltration, des ions libres présents dans le sol. Il constitue la dernière voie majeure de pertes d'azote du sol. Il touche presque uniquement les nitrates, la forme azotée mobile du sol, et par conséquent, dépend fortement des autres processus du cycle qui déterminent les quantités d'ions présents dans le sol. C'est ce phénomène physique qui est responsable des nitrates retrouvées dans les eaux souterraines.

1.2 Objectifs et méthodologie

Les différents points soulevés précédemment conduisent à la définition des objectifs de cette recherche. Ces objectifs visent la réalisation de travaux qui apporteront des éléments de solution et de compréhension.

Ce travail a pour premier objectif l'évaluation du niveau des concentrations de nitrates des eaux souterraines d'une région du Québec. Pour ce faire, des mesures sont prises dans trois secteurs d'un bassin versant agricole dont les eaux souterraines sont potentiellement contaminées. Le niveau des concentrations mesurées dans ce type de bassin permet d'extrapoler sur celui des bassins retrouvés ailleurs au Québec en se basant sur leur potentiel de contamination. Parallèlement, la méthode de prise d'échantillons ainsi que l'appareil de mesure utilisé sont évalués, afin de déterminer s'ils sont performants et applicables à grande échelle. Ceci dans le but d'appliquer cette méthodologie à une cartographie éventuelle de l'ensemble du territoire agricole québécois.

Le deuxième volet de cette recherche vise l'utilisation et l'apprentissage du logiciel AgriFlux [Banton et al. 1993] en l'appliquant de façon régionale au bassin à l'étude. Il ne s'agit pas d'un exercice de validation de l'outil, mais d'une illustration de son intérêt pour la gestion environnementale. AgriFlux est un logiciel d'évaluation des pertes en composés azotés vers les eaux souterraines et superficielles. Il a été développé au Québec par des chercheurs de l'Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-eau) et validé à quelques reprises [Larocque et Banton 1995; Dupuy et al. 1995]. Les concentrations évaluées par cet outil sont comparées à celles mesurées sur le terrain. Ceci permet la validation des ordres de grandeur des mesures obtenues. L'utilisation du logiciel permet également une meilleure compréhension du cycle de l'azote.

2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Lessivage des nitrates

Les divers travaux de recherche réalisés au cours des dernières années sur le lessivage des nitrates et la réalisation de suivis de qualité, ont amené l'identification de plusieurs phénomènes relatifs à cette portion du cycle de l'azote.

2.1.1 Concentrations

La réalisation de suivis de qualité, associés aux nitrates dans les eaux souterraines des secteurs agricoles, a fait suite à la mise en évidence de ce problème, il y a une vingtaine d'années. Les chercheurs ont rapidement constaté la très grande difficulté de mesurer adéquatement le lessivage [Powlson 1993] et aujourd'hui encore, plusieurs techniques variées sont utilisées. Ces suivis ont montré l'importance de ces pollutions en identifiant différents secteurs contaminés, parfois à des concentrations dépassant les normes. Ils ont également fait ressortir l'augmentation, avec les années, des concentrations d'azote retrouvées. La figure 2.1 est un exemple illustrant cette augmentation pour un aquifère sableux libre situé au nord de l'Allemagne. Les courbes 2 et 3 représentent des mesures en sols cultivés alors que la courbe 1 est constituée de puits en milieu boisé.

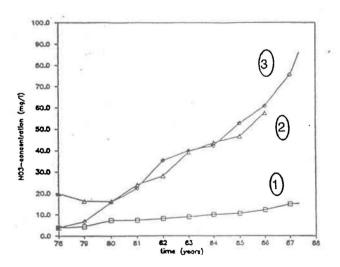


Figure 2.1 Évaluation des concentrations de nitrates dans un aquifère [Meier et Mull 1989].

Plusieurs chercheurs notent également une diminution des concentrations de nitrates avec la profondeur [Foerster 1982; Meier et Mull 1989; Benes et al. 1989; Strebel et al. 1989; Spalding et al. 1993]. Cette diminution semble principalement causée par la dénitrification mais certains auteurs suggèrent également une combinaison du temps de transfert en

profondeur et le fait qu'il y a augmentation constante des doses au cours des deux dernières décennies. Des ordres de grandeur similaires expliqueraient que les concentrations en profondeur soient progressivement plus faibles, puisque plus anciennes [Meier et Mull 1989].

2.1.2 Causes

L'augmentation des fertilisations visant à obtenir des rendements agronomiques maximisés est responsable de l'augmentation concomitante de l'azote du sol disponible pour le lessivage. En plus de l'azote ajouté qui n'est pas prélevé par la culture, l'incorporation des résidus de culture, plus importants puisque le rendement est supérieur, augmente la quantité de matière organique susceptible d'être minéralisée et donc augmente indirectement la quantité d'azote libre dans le sol [Scholefield et al. 1993]. Selon une étude de Powlson (1993), 90% de l'azote du sol pouvant être lessivé ne provient pas de la fertilisation de l'année en cours. Ceci implique qu'il peut s'écouler un certain temps entre l'application de la fertilisation et son effet au niveau des concentrations dans l'aquifère [Owens et al. 1992]. Les auteurs qui cherchent à déterminer l'effet des fertilisations sur une trop courte période peuvent ainsi en arriver à des conclusions erronées. Il est à noter que l'effet du taux de fertilisation est faible lorsque le besoin en azote de la culture n'est pas satisfait [Powlson 1993; Vinten et al. 1994]. Dans ce cas, le lessivage semble simplement dû aux différentes dynamiques microbiologiques du cycle de l'azote qui sont responsables de la minéralisation de la matière organique [Benes et al. 1989].

À plus petite échelle, le lessivage peut résulter d'un changement de culture au champ. Les nouvelles pratiques culturales induisent des modifications importantes sur les conditions du sol et un certain ajustement est nécessaire au cours duquel le lessivage peut devenir important [Strebel et al. 1989].

2.1.3 Facteurs d'influence

Les divers facteurs qui affectent les composantes du cycle de l'azote et le transport de l'eau dans le sol ont une influence directe sur les quantités de nitrates qui sont lessivées. Ces facteurs, dont les impacts sur le lessivage sont d'intensité variable, sont résumés dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 : Facteurs influençant le lessivage des nitrates [Strebel et al. 1989].

(A)	Climat	Précipitation: Quantité et Distribution		
		Irrigation: Quantité et Période		
		Évapotranspiration		
(B)	Sol	Situation topographique (pente, plat)		
		Texture et Stratification des horizons du sol		
		Azote dans la matière organique du sol (Minéralisation)		
(C)	Utilisation du sol	Culture (couvert végétal, profondeur des racines)		
		Besoin en eau et en azote de la culture		
		Saison et Durée du couvert végétal		
		Intensité de la culture du sol		
(D)	Application de N	Type de fertilisant (minéral, organique)		
		Période d'application		
		Quantité et fractionnement		

Les facteurs (A) et (B) sont spécifiques au site; Les facteurs (C) et (D) peuvent être influencés par les pratiques culturales.

Bauder et al. (1993) soulignent également l'importance des propriétés du sol, des conditions climatiques et des pratiques culturales sur les concentrations de nitrates retrouvées dans les eaux souterraines. Parmi ces facteurs, certains sont plus fréquemment mentionnés comme étant d'importance pour le lessivage. Les précipitations, par exemple, semblent jouer un rôle majeur dans ce processus. La figure 2.2 illustre bien leur impact sur les concentrations pour un aquifère peu profond. Les maximums et les minimums de concentrations concordent à ceux de la pluviométrie avec parfois un léger déphasage pour les années qui suivent les années sèches. Cette figure montre aussi l'importance des doses de fertilisants sur les concentrations retrouvées.

Le type de sol (sa texture) constitue également un facteur important affectant le lessivage. Les concentrations mesurées dans un aquifère sableux sont généralement plus élevées que celles mesurées dans un sol plus argileux. Il est possible que le plus faible temps de résidence de l'eau dans la zone racinaire des sols sableux, qui limite la durée du prélèvement, en soit la cause et/ou que cet écart résulte du plus fort potentiel de dénitrification des sols denses [Vinten et al. 1994].

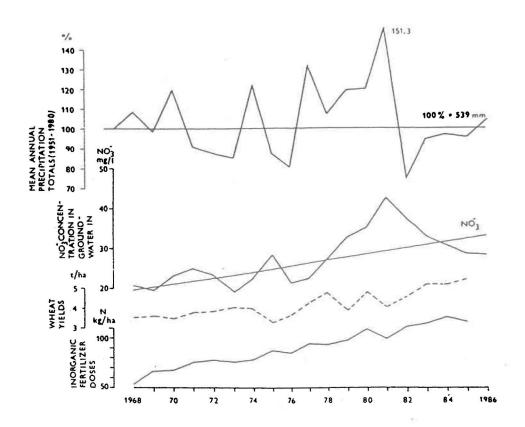


Figure 2.2 : Augmentation des concentrations de nitrates pour un aquifère peu profond [Benes et al. 1989].

Dans leur étude de 1993, Scholefield et al. notent l'importance de la température sur les processus du cycle de l'azote responsables des quantités de nitrates lessivées. Celles-ci semblent cependant peu affectées par l'intensité des précipitations. Ces auteurs soulignent de plus l'effet positif du fractionnement de la dose de fertilisants appliqués. Concernant le mode de culture, ils remarquent que la présence de drains agricoles élève les concentrations d'azote dans l'eau de lessivage.

2.1.4 Période de lessivage

La période dans l'année où le lessivage est maximal dépend de la culture mais également du climat de la région. Dans les régions froides au climat continental, par exemple, le lessivage maximal est obtenu au printemps lors de la fonte des neiges. Dans les régions plus chaudes, c'est-à-dire dans les régions où le sol n'est pas gelé en hiver, c'est plutôt à

partir des mois d'automne, lorsque les pluies infiltrent le sol, que commencent les pertes par lessivage les plus importantes [Powlson 1993].

2.2 Modélisation

Les différentes possibilités de travail et d'apprentissage découlant de l'utilisation des modèles de simulation ont amené l'essor de ces outils au cours des dernières années. Le secteur des eaux souterraines n'a pas échappé au développement de la modélisation mathématique et plusieurs auteurs ont mis et mettent encore au point différents outils de simulation concernant le lessivage des nitrates. Ces modèles sont divisés grossièrement en deux classes selon leur facon de représenter la réalité [Addiscott et Wagenet 1985]. Les modèles de recherche visent la compréhension et la simulation la plus exacte possible de tous les processus en cause alors que les modèles empiriques ne cherchent que l'obtention des meilleurs résultats de simulation sans nécessairement différencier tous les processus. Les modèles de recherche sont par conséquent applicables à de nombreuses situations mais nécessitent un nombre très élevé de paramètres. À l'inverse, les modèles empiriques concernent des situations spécifiques mais nécessitent un calage des paramètres. Il est également possible de classer les modèles selon leur degré de compréhension des phénomènes simulés [Bogardi et al. 1990]. Selon le nombre de processus connus, on passe successivement des modèles statistiques, où seules les données de sorties sont connues, aux modèles de bilan puis aux modèles de réservoirs et enfin aux modèles de transport analytiques et numériques.

2.2.1 Mécanismes simulés

Dans la littérature, on retrouve plusieurs modèles mathématiques simulant le lessivage des nitrates. Ces modèles utilisent des équations tirées de la recherche qui représentent le mieux possible les processus impliqués. Selon le type de modèle et selon l'objectif recherché, les équations utilisées et la construction du modèle varient d'une approche à l'autre.

De façon globale, les processus les plus fréquemment inclus dans les modèles sont le mouvement de l'eau, le transport des ions, les transformations des formes azotées (comprenant le prélèvement par les plantes) et le transfert de chaleur. Les équations utilisées passent donc par la loi de Darcy, le principe de conservation des masses, l'équation d'advection-dispersion et leurs dérivées, permettant d'obtenir des équations spécialement développées pour les fins du modèle. Les équations utilisées concernant les

transformations des formes azotées sont du premier ordre. Ces modèles sont généralement unidimensionnels. [Mehran et al. 1986; Barraclough 1989; Huwe 1990; Bergström et al. 1991; Padilla et al. 1992]. Plus rarement, les modèles sont développés à partir de systèmes d'informations géographiques [Jordan et al. 1993] ou encore ils sont de type "modèle de capacité" [Addiscott et al. 1986]. Il existe également des modèles empiriques développés pour simuler le lessivage des nitrates [Van Drecht 1993].

Comme la plupart de ces modèles ne s'appliquent que sur de petits secteurs ou sur des parcelles, peu d'entre eux tiennent compte de la variabilité spatiale des paramètres découlant de l'hétérogénéité des sols. Pourtant, certains auteurs ont noté l'importance de ce facteur et l'impact majeur qu'il peut avoir sur les résultats de simulation [Addiscott et al.1986; Huwe 1990]. Ces auteurs proposent de combiner des fonctions de probabilité aux paramètres afin de contrer l'effet de la variabilité. Huwe (1990) obtient de bons résultats en utilisant des simulations de type Monte Carlo.

Larocque et Banton (1994) réalisent une analyse de sensibilité d'un modèle afin d'évaluer l'importance de l'imprécision des paramètres sur les résultats. Cette étape est très importante compte tenu de la difficulté d'évaluer précisément les paramètres relatifs au cycle de l'azote. Leurs travaux, sur le modèle SOILN, ont révélé l'importance des paramètres reliés à la minéralisation ainsi que ceux du facteur abiotique température.

2.2.2 Performances

Dans la littérature, plusieurs travaux s'intéressent aux performances des modèles simulant le lessivage des nitrates. Les critères statistiques de comparaison sont variables d'un auteur à l'autre, mais généralement on représente graphiquement les valeurs mesurées en fonction de celles calculées.

Reiniger et al. (1990) ont utilisé cinq modèles décrivant le lessivage des nitrates afin d'en faire l'évaluation. Les modèles choisis sont tous déterministes et unidimensionnels. Le travail de comparaison se fait au niveau des moyennes sur six mois des concentrations retrouvées dans l'eau lessivée à un mètre sous la surface. Le site se situe aux Pays-Bas dans un sol sableux correspondant à un Gleysol Humique (F.A.O.). Les données se répartissent sur cinq ans de fertilisation pour une culture de prairie. La figure 2.3 illustre les résultats graphiques de ce travail. Cette figure illustre bien la difficulté de simuler un tel processus puisque dans ces conditions, seuls deux modèles ont donné des résultats

intéressants. Dans des conditions différentes cependant, certains de ces modèles ont donné de meilleurs résultats [Khakural et Robert 1993]. Globalement donc, le lessivage demeure un processus difficile à simuler pour lequel peu de modèles sont parfaitement efficaces.

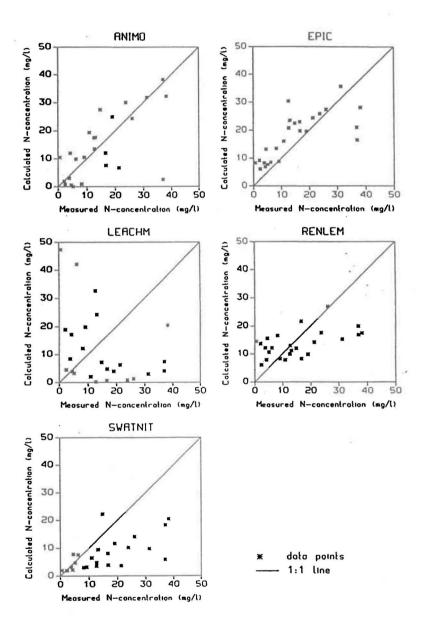


Figure 2.3 : Comparaisons des concentrations mesurées et calculées par cinq modèles simulant le lessivage des nitrates [Reiniger et al. 1990].

2.2.3 Utilisations

En plus de leur utilité en recherche, les modèles peuvent servir à l'élaboration de cartes de contamination à grande échelle. Khakural et Robert (1993) utilisent le modèle LEACHM-N comme outil permettant le développement d'indices de Lessivage Potentiel de Nitrates (NLP). Ces indices sont par la suite disposés sur des cartes couvrant un large secteur. Wendland et al. (1994) effectuent un travail similaire en utilisant un type de modèle différent. Toujours en regard des pollutions diffuses, les modèles peuvent être utilisés comme outils de prévention en permettant d'observer l'effet simulé de différentes mesures correctrices envisagées. En outre et lorsqu'ils sont jugés satisfaisants, les modèles permettent d'extrapoler sur les concentrations futures retrouvées dans les aquifères [Meier et Mull 1989].

3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

Un des objectifs de cette recherche est de tester une méthodologie applicable à grande échelle afin de vérifier son efficacité en cartographie des risques de contamination. La méthodologie vise donc un minimum d'étapes de terrain et de laboratoire, tout en devant fournir des résultats suffisamment précis pour un tel objectif.

3.1 Travaux de terrain

3.1.1 Choix des sites

Afin de réaliser les objectifs de ce travail, le bassin versant dans lequel les sites (sous-bassins) sont sélectionnés se doit d'avoir un réel potentiel de contamination. Le choix s'est donc arrêté sur la rivière L'Assomption située au nord-est de Montréal. Cette rivière est considérée comme potentiellement l'une des plus polluées au Québec en regard des pollutions diffuses. Elle draine, en effet, un bassin agricole d'environ 4000 Km2 dans lequel on retrouve plusieurs élevages de porcs et où la culture prédominante est le maïs, une culture à forte fertilisation azotée.

La sélection des sous-bassins est réalisée en complétant une grille de critères pour chacun des sous-bassins présentant un potentiel intéressant [Annexe 1]. Ces critères concernent principalement les paramètres physiques des bassins mais aussi certains paramètres relatifs à l'utilisation d'un modèle et d'une électrode spécifique comme appareil de mesure. Les données sont tirées de cartes topographiques, pédologiques et de vulnérabilité de l'aquifère [Champagne 1993]. Cette analyse est suivie d'un échantillonnage préliminaire afin d'évaluer grossièrement le niveau des concentrations de nitrates présents dans ces secteurs. Cette démarche a permis la sélection de trois sous-bassins comme sites d'étude. Il s'agit des bassins des ruisseaux Point-du-Jour, Vacher et St-Esprit illustrés à la figure 3.1.

3.1.2 Échantillonnage

Comme pour les autres étapes, l'échantillonnage se doit d'être rapide et donner un maximum d'échantillons répartis spatialement. L'eau souterraine étant peu accessible, les techniques classiques de prélèvement, tel le lysimètre, ne peuvent fournir cette distribution spatiale rapidement et à faibles coûts. L'eau souterraine est par conséquent obtenue par le biais des puits domestiques des résidences situées le long des axes routiers de ces bassins. Les échantillons sont récupérés dans des contenants plastiques de 100 ml et placés au frais (5 à 10 °C) avec un délai maximum de 3 heures avant l'arrivée au

laboratoire. Les mesures se font, le plus possible, au lendemain de chacune des journées de collecte. L'échantillonnage s'étale sur une période de trois semaines couvrant la fin du mois de juillet et le début du mois d'août 1994 et durant laquelle 127 échantillons sont récoltés. La répartition de ces échantillons dans les trois sous-bassins est la suivante : 21 au ruisseau Point-du-Jour, 49 au ruisseau Vacher et 57 au ruisseau St-Esprit. Les puits ne sont visités qu'une seule fois, il n'y a donc pas de suivi temporel des concentrations. La sélection des résidences est aléatoire mais vise une répartition spatiale la plus uniforme possible.

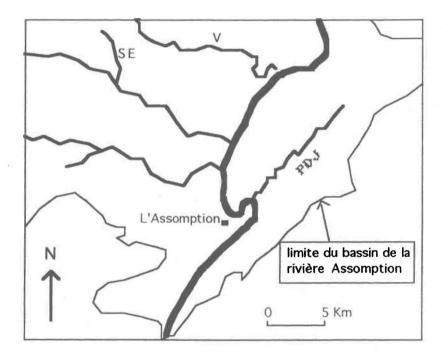


Figure 3.1 : Localisation des sous-bassins utilisés comme sites d'étude.

3.1.3 Descriptions physiographiques des dépôts géologiques

La description détaillée des matériaux traversés par les différents forages effectués dans ces secteurs, permet la réalisation de coupes géologiques sommaires de chacun des sous-bassins à l'étude [Bases de données, MEF]. La figure 3.2 illustre ces coupes géologiques qui soulignent les disparités morphologiques de ces régions. L'emplacement approximatif des puits visités est également illustré. La différence d'ordre de grandeur entre les échelles verticales et horizontales cause un effet de relief accentué et de dépôts très épais dont il est important de tenir compte. Ces coupes sont réalisées le long des axes routiers qui bordent de part et d'autre le ruisseau principal de ces bassins [Annexe 2].

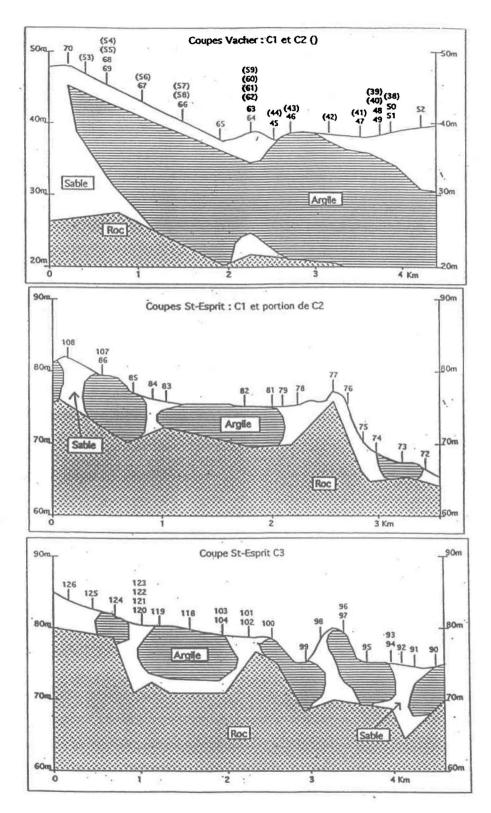


Figure 3.2 : Coupes géologiques des secteurs des ruisseaux Vacher et St-Esprit.

Les matériaux meubles du ruisseau Point-du-Jour sont presque entièrement constitués de sable dont les couches ont des épaisseurs variant de 2m à 5m. Ces couches reposent directement sur le roc. L'aquifère est donc libre sur toute la superficie du bassin. Cette coupe n'est pas représentée à la figure 3.2 suite à la simplicité de la configuration des dépôts et au peu de forages réalisés dans cette région.

Au ruisseau Vacher, une couche importante d'argile de 15m à 20m est recouverte d'une couche sableuse, plus mince, dont l'épaisseur est variable. Cette couche augmente cependant vers l'Est (à droite sur la figure). Au Sud de ce secteur, les résidants prélèvent leur eau dans cet aquifère libre reposant sur l'argile. À l'inverse, les puits sont plus profonds dans le secteur Ouest et l'eau provient du roc, sous la couche d'argile. L'utilisation d'un modèle, où les comparaisons se font entre ce qui est injecté en surface et ce qui est mesuré dans l'aquifère, suggère donc un meilleur potentiel de modélisation pour la zone où l'aquifère est libre.

Le bassin du ruisseau St-Esprit est constitué de matériaux semblables à ceux du ruisseau Vacher mais ils sont disposés différemment. L'argile se présente ici sous forme de lentilles reposant sur le roc, entre lesquelles on retrouve des zones sableuses. L'épaisseur globale des dépôts est cependant moindre. Au niveau de la modélisation, l'intérêt porte sur les zones de recharge de l'aquifère, c'est-à-dire sur les régions sableuses où l'argile imperméable est absente.

3.1.4 Cultures

Les informations concernant les cultures principales retrouvées dans chacun des sousbassins sont obtenues par observations directes et en discutant avec les résidants du secteur lors de la campagne d'échantillonnage. La précision absolue n'étant pas l'objectif recherché, cette méthode est donc suffisamment précise pour les fins de ces travaux.

3.2 Travaux en laboratoire

Afin de minimiser la durée des manipulations en laboratoire, le choix de l'appareil de mesure s'est arrêté sur l'électrode Cole-Parmer® 27502-31 spécifique aux nitrates. Cette électrode fonctionne couplée à un pH-mètre Orion 420A. La précision obtenue est suffisante en regard des objectifs de la recherche.

Les spécifications de l'électrode, les différentes solutions et standards nécessaires ainsi que les étapes de préparation et de vérification sont réalisés tels que décrit dans les guides d'utilisation de l'électrode et du pH-mètre. Entre les périodes de mesures, les standards sont placés au frais (5 à 10°C).

Lors de la période de mesures, les échantillons, conservés au frais, sont d'abord laissés en repos quelques heures afin de les amener à la température de la pièce et des standards. Par la suite et à l'aide de solutions tampons de pH 7 et de pH 10, le pH des échantillons est évalué selon la procédure indiquée. Les mesures de concentrations en nitrates se font après avoir ramené le volume des échantillons à 100 ml, à l'aide d'un ballon gradué en verre. Le ballon est rincé deux fois à l'eau distillée après chaque échantillon. Deux millilitres de solution ajustant la force ionique (ISA) sont ensuite ajoutés aux échantillons. Les mesures sont faites à l'aide de l'électrode spécifique branchée au pH-mètre et placée dans chacun des échantillons. Ceux-ci sont continuellement brassés par une tige magnétique que l'on rince deux fois à l'eau distillée. Après chaque échantillon, l'électrode est lavée à l'eau distillée et asséchée avec un papier mouchoir. Les mesures sont données en millivolts par le pH-mètre et doivent être convertis en unités de concentrations. L'utilisation de standards permet la construction journalière d'une courbe de conversion représentée à la figure 3.3. Cette courbe possède une pente dont la valeur se doit d'être suffisamment élevée afin de conserver un niveau de précision adéquat.

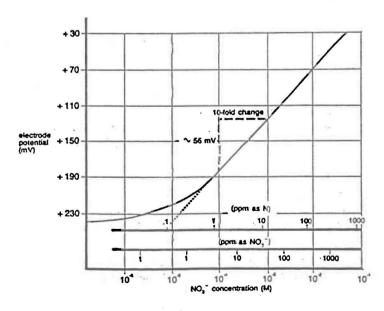


Figure 3.3 : Courbe de conversion des millivolts en ppm de NO3 [Guide de l'électrode].

3.3 Logiciel AgriFlux

3.3.1 Description technique

Le logiciel AgriFlux est un modèle unidimensionnel simulant de façon mécaniste et stochastique le transport et le cycle de l'azote dans le sol. Les processus gérant les transferts entre les compartiments sont en effet simulés par des représentations physiques reconnues et tirées de la littérature. De plus, le modèle est dit stochastique car il tient compte des variations statistiques des paramètres d'entrée par l'utilisation de la technique de modélisation Monte Carlo. Les simulations se font avec des pas de temps journaliers. Le corps du modèle est un module de bilan hydrique (HydriFlux), illustré à la figure 3.4. Les processus simulés dans ce module sont les précipitations, le ruissellement, l'infiltration, l'évaporation, le prélèvement d'eau par la culture, la percolation et le drainage. À ce module, il est possible d'en joindre plusieurs autres, selon les objectifs de recherche visés. Actuellement, seul le module NitriFlux, simulant le cycle de l'azote, est développé (le module PestiFlux étant en développement). Les processus simulés dans NitriFlux sont les apports par amendements, le ruissellement, la minéralisation, l'immobilisation, la nitrification, la dénitrification, le prélèvement d'azote par la culture et le lessivage.

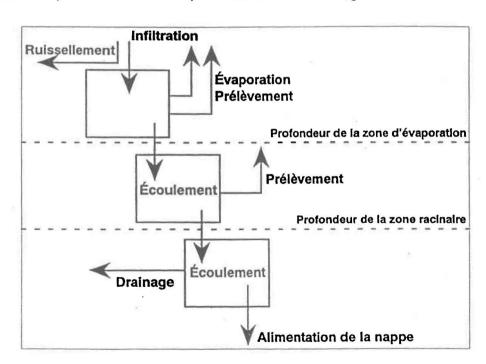


Figure 3.4: Représentation du module Hydriflux [Banton et al. 1993].

Le logiciel AgriFlux fonctionne dans l'environnement Windows. L'entrée des paramètres et la sortie des résultats se font par l'intermédiaire de fichiers ASCII avec lesquels il est très facile de travailler indépendamment de l'outil. Les six fichiers d'entrée comprennent les données relatives au profil du sol, aux pratiques culturales, au cycle de l'azote, aux fertilisations, au climat et finalement à la simulation. Les fichiers résultats fournissent, quant à eux, les flux lessivés journaliers et cumulés, l'état des réservoirs et les concentrations en azote lessivé. Ces fichiers peuvent être visualisés graphiquement. Pour ce travail et dans un but de simplification, seuls les résultats directs des concentrations en azote sont utilisés. En effet, il aurait été possible de travailler avec les flux massiques de nitrates qui peuvent être calculés à partir des résultats du logiciel.

3.3.2 Utilisation

Le logiciel AgriFlux est un modèle s'appliquant à l'échelle de la parcelle dont les principaux paramètres d'entrée concernent les caractéristiques du sol et des cultures. À partir des cartes pédologiques et connaissant les cultures présentes dans une région, il est donc possible d'appliquer ce modèle à plus grande échelle en divisant les régions en secteurs homogènes et indépendants hydrogéologiquement les uns des autres (faible pente limitant les échanges horizontaux). Chacun de ceux-ci étant associé à un type de sol et à un type de culture [Annexe 3]. Les résultats d'une simulation sont extrapolés à l'ensemble du secteur où l'on retrouve ce sol et cette culture simultanément. L'application d'AgriFlux à cette échelle demeure donc une approximation qui pourrait éventuellement, si elle s'avère suffisamment précise, constituée une méthode alternative de cartographie régionale. Pour ce faire et afin d'éviter les trop longues mesures sur le terrain, les paramètres d'entrée sont tirés de la littérature, et des valeurs considérées comme "typiques" sont choisies pour chacun des paramètres [Annexe 4]. Le fait que ces paramètres soient utilisés en tenant compte de leur distribution statistique permet d'inclure l'incertitude d'une telle estimation. Suite à cela, la comparaison des résultats de mesure avec ceux du modèle se fait uniquement en termes d'ordre de grandeur. Ces comparaisons se font à partir des échantillons obtenus du groupe de puits situés dans le secteur simulé. Comme le logiciel fournit les valeurs du lessivage à la sortie du profil de sol simulé, ce sont ces valeurs qui sont comparées à celles de l'aquifère puisque dans la zone infra-racinaire, les transformations affectant les nitrates sont considérées comme très faibles [Banton et al. 1993].

l ac r

Les cartes et les paramètres pédologiques nécessaires aux simulations sont tirés de l'Étude pédologique des Comtés de L'Assomption et de Montcalm [Lajoie 1965]. Les paramètres du fichier relatif au cycle de l'azote proviennent de sources variées fournissant des valeurs typiques pour ces processus [Jansson et al. 1991; Lotse et al. 1992; Larocque et Banton 1994; Larocque et Banton 1995]. Le contenu en matière organique est cependant évalué grossièrement selon le type de sol, la profondeur de la couche et sa classification pédologique. Les données climatiques sont celles des stations météorologiques Assomption (Point-du-Jour) et St-Jacques (Vacher et St-Esprit) [Annexe 4B]. Les fichiers des fertilisations et des pratiques culturales sont complétés principalement par les guides de culture et de fertilisations du CPVQ (1994). Le guide d'utilisation du logiciel fournit également plusieurs valeurs typiques concernant les différents paramètres d'entrée nécessaires au lancement des simulations.

Les simulations sont lancées en monoculture sur une période de sept années afin d'obtenir un état stable où le contenu en azote des réservoirs devient constant. C'est cette année stable qui est utilisée pour déterminer les concentrations lessivées. Contrairement à ce qui est suggéré dans le guide du logiciel et pour diminuer les temps de simulation, seules 50 simulations Monte Carlo sont sélectionnées à chaque lancement. L'imprécision créée est légère et affecte surtout les écarts types qui n'ont pas d'intérêt pour ce travail.

4 RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 Valeurs mesurées

4.1.1 Électrode : Précision et Interférences

L'utilisation de l'électrode spécifique en laboratoire met en lumière certains correctifs dont il est important de tenir compte. Tout d'abord et tel que souligné dans les spécifications de l'électrode, sa durée de vie est limitée à six mois d'utilisation normale en laboratoire. Durant cette période cependant, il y a eu une défectuosité causant la réduction progressive de la sensibilité face à l'ion réacteur. Il en a résulté une diminution de la pente de calibration servant à la conversion des millivolts en concentrations de nitrates et donc perte graduelle dans la précision des mesures [Annexe 5]. L'impact de cette défectuosité de l'électrode est faible compte tenu de la courte durée des mesures, du fait que la précision absolue n'est pas l'objectif recherché et que, somme toute, cette variation est assez légère.

Dans le but d'évaluer la performance de l'appareil, une vingtaine de valeurs mesurées à l'électrode sont confrontées aux valeurs mesurées par chromatographie [Annexe 6]. Cet exercice met ainsi en évidence la présence d'ions interférents qui augmentent les valeurs de tension indiquées au pH-mètre. Le niveau de ces interférences est relativement constant pour les différents secteurs analysés (St-Esprit et deux secteurs extérieurs). Il oscille entre 1,3 et 1,6 fois la valeur mesurée par chromatographie. Afin d'ajuster les résultats fournis par l'électrode, un facteur de correction de 1,5 est appliqué à l'ensemble des mesures. Ce facteur est celui obtenu pour les données du ruisseau St-Esprit tel qu'illustré à la figure 4.1.

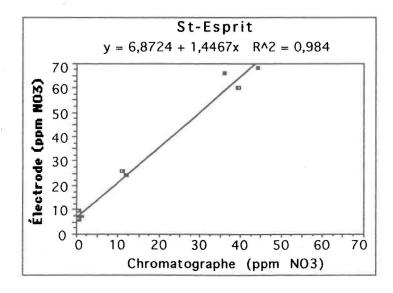


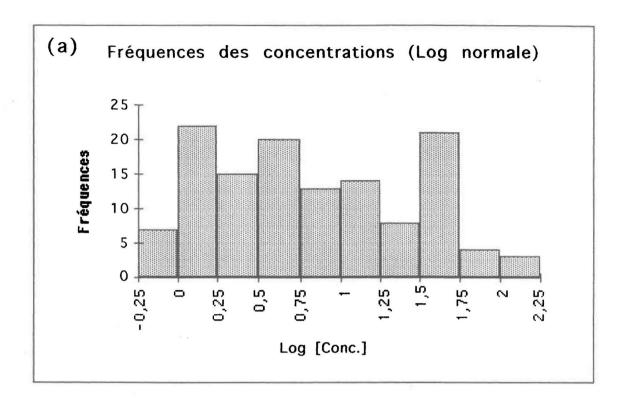
Figure 4.1 : Comparaison entre les mesures de l'électrode et celles par chromatographie.

L'utilisation d'une électrode spécifique aux nitrates s'est avérée beaucoup moins rapide que prévu. Les différentes étapes journalières de calibration et de préparation de solutions allongent la durée des manipulations. En outre, l'importance des interférences force les utilisateurs à devoir en faire l'évaluation sur chacun des secteurs analysés.

4.1.2 Concentrations en nitrates

Les concentrations en nitrates mesurées et corrigées ainsi que les valeurs de pH obtenues pour chacun des puits des trois sous-bassins sont présentées sous forme de tableaux en annexe [Annexe 7]. La figure 4.2 illustre la distribution et les données statistiques des concentrations de l'ensemble des puits visités. Il en ressort que 40% des puits sont contaminés à plus de 10ppm N-NO3 et que de ce nombre, près du quart dépassent la norme de potabilité (50ppm N-NO3). De plus, certains puits ont des concentrations atteignant jusqu'à trois fois cette valeur. Il est important de rappeler que ces valeurs sont ponctuelles dans le temps puisqu'il n'y a qu'une seule campagne d'échantillonnage. Par conséquent, il est possible que ces concentrations ne soient présentes qu'une partie de l'année seulement selon le cycle annuel du lessivage.

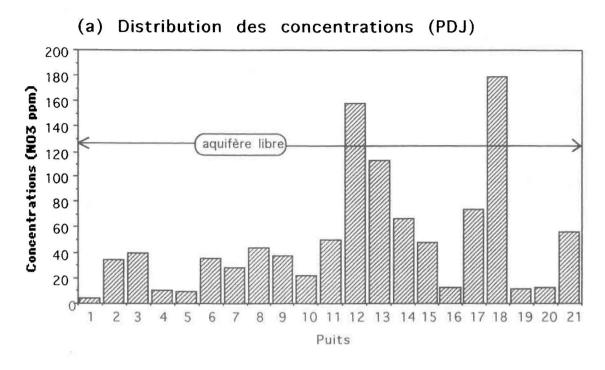
D'autre part, les puits domestiques échantillonnés ont l'avantage de se situer le long de lignes relativement droites correspondant à la route ou au rang desservant ces résidences. Il est alors possible de distribuer spatialement les concentrations mesurées le long de ces droites. Les figures 4.3(a) à 4.7(a) illustrent le résultat de cet exercice. Il est à noter que l'écart séparant les différents puits n'est pas parfaitement constant, ni leur position relative à la route. Ces distributions constituent donc des approximations mais elles permettent tout de même de mettre en évidence certains points importants et de poser certaines hypothèses concernant ces résultats. Le bassin du ruisseau Point-du-Jour est constitué d'un aquifère libre sur toute sa superficie. La variation spatiale des concentrations est fonction des paramètres en surface et peu d'information est fournie outre la distribution même des concentrations. Le secteur du ruisseau Vacher est divisé en deux tronçons, C1 et C2, qui correspondent respectivement aux rangs Sud et Nord de ce ruisseau. Les distributions montrent clairement que le polluant n'atteint pas la nappe captive et que l'intérêt doit se porter à la portion Est du tronçon C1 (i.e. aux puits peu profonds) où les prélèvements se font dans l'aquifère libre et où les concentrations sont directement reliées aux phénomènes en surface. Le bassin du ruisseau St-Esprit est également divisé en deux tronçons qui correspondent aux rangs Petite Ligne et Grande Ligne de cette région.



(b)		Statistic	ques des m	esures	
Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count
17,878	27,461	2,437	754,083	153,598	127
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum of Sqr.:	
0,73	179,53	178,8	2270,54	135607,796	

Nombre de puits	Concentrations	Pourcentage
10	> 50 ppm	8%
18	30 à 50 ppm	14%
23	10 à 30 ppm	18%
76	< 10 ppm	60%

Figure 4.2 : Fréquences (a), statistiques (b) et distribution (c) de l'ensemble des mesures.



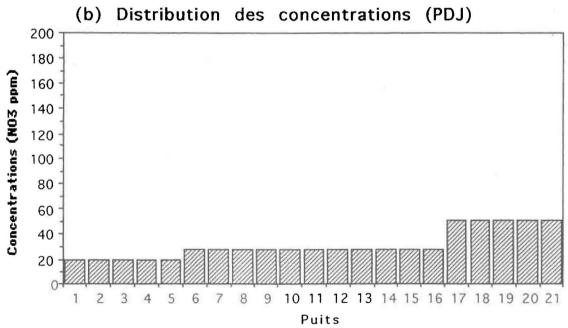
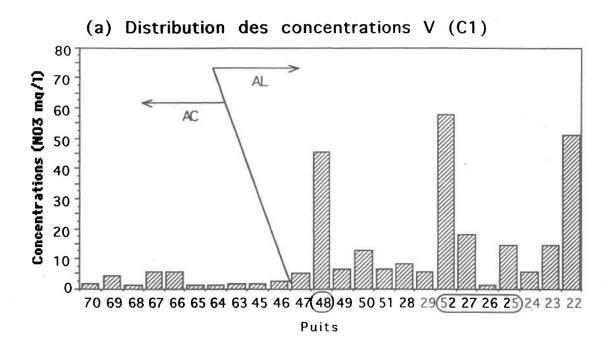


Figure 4.3 : Distributions des concentrations mesurées (a) et calculées (b) pour PDJ.



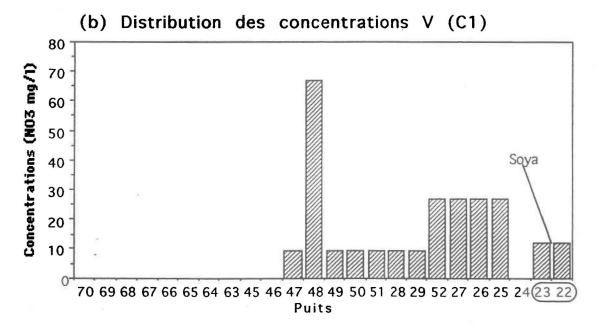
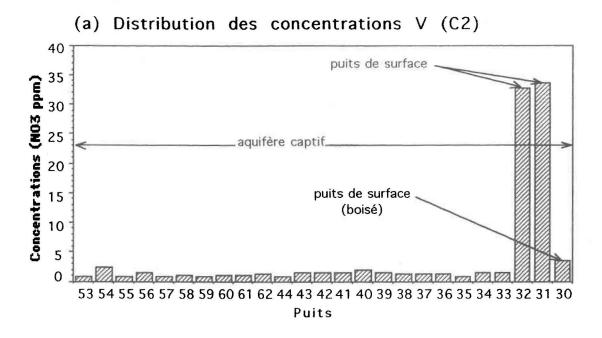


Figure 4.4 : Distributions des concentrations mesurées (a) et calculées (b) pour VC1.



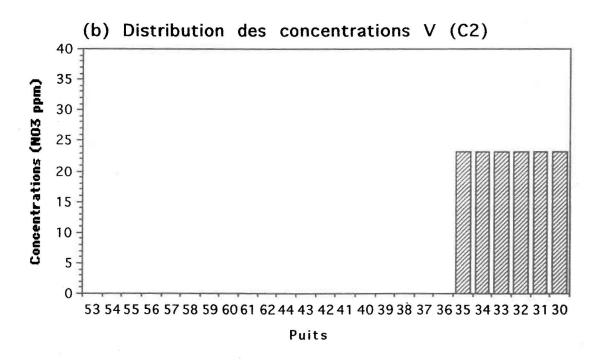
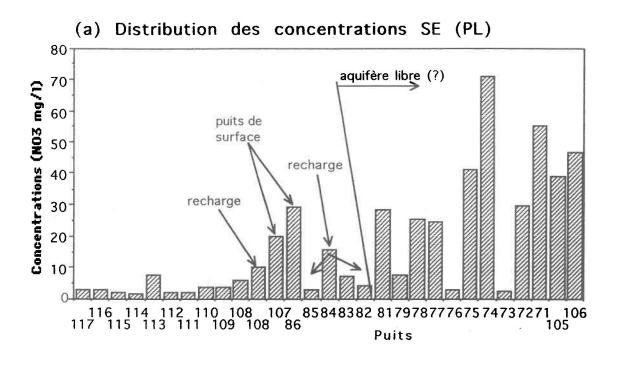


Figure 4.5 : Distributions des concentrations mesurées (a) et calculées (b) pour VC2.



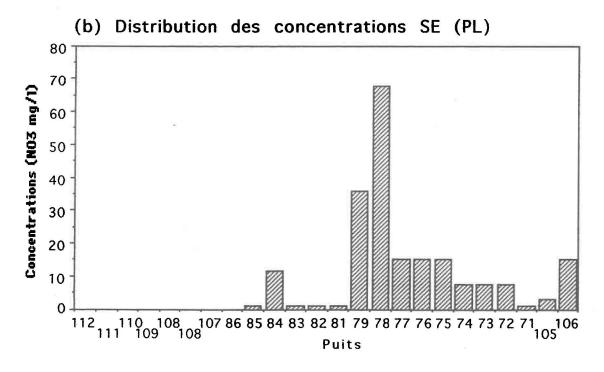
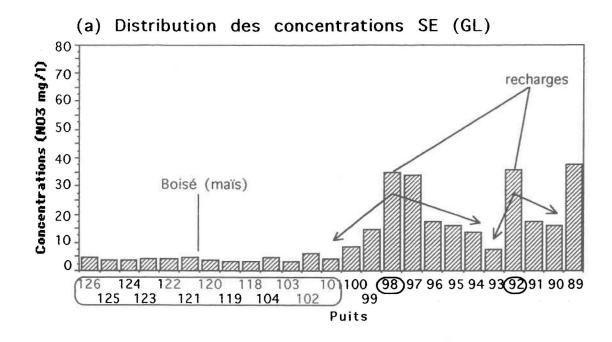


Figure 4.6 : Distributions des concentrations mesurées (a) et calculées (b) pour SE PL.



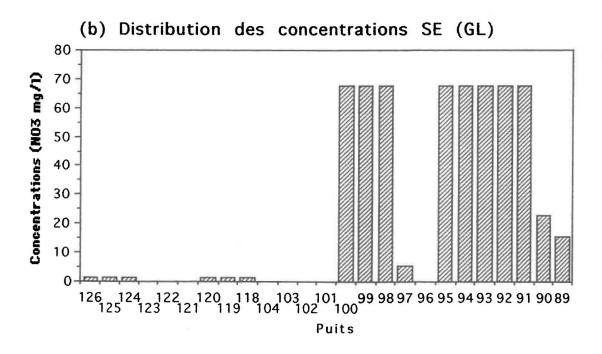


Figure 4.7 : Distributions des concentrations mesurées (a) et calculées (b) pour SE GL.

La complexité du milieu aquifère permet ici de supposer que les variations dans la distribution spatiale des concentrations sont dues aux mélanges latéraux des eaux provenant des recharges dont les concentrations sont dépendantes des conditions en surface. Les faibles valeurs retrouvées au Nord (à gauche sur la figure) sont attribuées à la prépondérance des zones boisées sur les champs de culture.

4.1.3 Mesures de pH

Comme mentionné précédemment, les mesures de pH pour chacun des puits sont placées en annexe sous forme de tableaux résumés [Annexe 7]. L'intérêt des mesures de pH réside dans la possibilité de corrélations entre ces valeurs et celles des concentrations. Le pH serait alors un indice de potentiel de pollution d'obtention facile. L'annexe 8 illustre ces relations pour chacun des sous-bassins étudiés. Alors qu'au ruisseau Point-du-Jour aucune corrélation n'est obtenue, les mesures de pH au ruisseau St-Esprit semblent constantes, peu importe les concentrations mesurées. Au ruisseau Vacher, le pH semble inversement corrélé aux valeurs de concentrations. Les indices de pH ne constituent donc pas un outil fiable associé aux mesures de pollution de nitrates.

4.2 Valeurs calculées avec AgriFlux

À l'aide des résultats de modélisation donnant l'état des différents réservoirs, les bilans des flux de nitrates sont vérifiés pour chacune des simulations. Par la suite, la récupération des valeurs de concentrations calculées par le logiciel se fait à partir des fichiers résultats donnant directement les valeurs lessivées à un mètre pour l'année sélectionnée. Ces résultats sont en fait les moyennes journalières des simulations Monte Carlo et peuvent être visualisés graphiquement. La figure 4.8(VS6b) est un exemple de ce type de graphique obtenu pour une culture de pommes de terre en sol sableux. Cet exemple est typique d'une saison végétative normale. Les concentrations lessivées varient durant l'année selon les conditions de la culture et les précipitations. Au printemps, la fonte de la neige et l'absence de culture provoquent une légère augmentation des concentrations. Par la suite, la saison végétative de la culture débute ainsi que les applications de fertilisant qui lui sont associée. Les concentrations maximales sont obtenues durant cette période. La récolte cause ensuite une dernière augmentation des concentrations à l'automne puisque à ce moment, le prélèvement cesse et les nitrates restants deviennent disponibles.

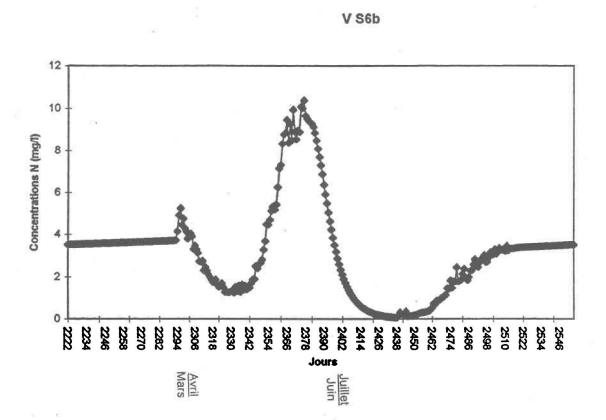


Figure 4.8 : Graphique résultat donnant les concentrations journalières lessivées.

Comme les valeurs mesurées sont ponctuelles dans le temps et que les valeurs calculées sont réparties sur l'année, les comparaisons doivent se faire avec les valeurs obtenues du logiciel à la date même de l'échantillonnage telle que reportée sur les graphiques de lessivage. De façon moins précise mais plus réaliste, les comparaisons se font avec la moyenne des concentrations calculées des soixante jours qui précèdent la date de mesure, afin de tenir compte du temps de transfert de l'eau chargée en nitrates. Ces valeurs sont présentées dans les tableaux de l'annexe 9.

4.3 Comparaisons

4.3.1 Distributions spatiales

En utilisant les moyennes, sur l'année complète simulée, des concentrations calculées par AgriFlux [Annexe 9] et en rapportant ces valeurs aux puits concernés, on obtient une distribution spatiale "calculée" que l'on peut comparer à celle mesurée. Cet exercice ne correspond pas parfaitement aux objectifs de recherche puisque les comparaisons se font avec les mesures directes de chacun des puits. Cependant, cet exercice permet tout de même de mettre en évidence certains points intéressants. Les figures 4.3(b) à 4.7(b) représentent ces distributions. Lorsqu'un groupe de puits présente les mêmes valeurs de concentrations calculées, c'est qu'ils appartiennent à la même simulation. Les puits sans valeur appartiennent à des simulations qui n'ont pas été exécutées. Les zones de texte ajoutées aux figures sont des interprétations tirées de ces distributions spatiales et sont très souvent confirmées par les coupes géologiques.

Peu d'informations sont disponibles concernant la localisation précise des types de sol du bassin Point-du-Jour. Un seul type de sol est donc utilisé pour lancer les simulations de ce secteur. Cette approximation est sans doute suffisamment réaliste puisqu'il y a peu de différences initialement entre les sols sableux de ce bassin. En outre, le sol utilisé couvre une très grande superficie. La comparaison des distributions n'apporte cependant rien de concluant. Le fait d'utiliser les moyennes annuelles et non les moyennes des soixante jours précédant les mesures explique sans doute les faibles valeurs obtenues des simulations. Ces moyennes comprennent, en effet, un plus grand nombre de faibles valeurs puisque le "pic" des concentrations a lieu au cours des soixantes jours avant l'observation.

Pour le bassin du ruisseau Vacher, les simulations effectuées concernent uniquement l'aquifère libre (AL) et les puits de surface. Au niveau des puits 29 à 47, une similitude des

distributions est observée. Pour ce qui est des autres puits, les variations ne permettent pas de comparaisons directes. Dans la portion C2, la simulation ne s'applique qu'aux puits 30, 31 et 32 puisque l'eau chargée en nitrates est bloquée par l'argile et n'atteint pas les autres puits. Le puits 30 se trouve en secteur boisé et ne peut pas être inclus dans la comparaison.

La comparaison des distributions calculées et mesurées au rang Petite Ligne du bassin St-Esprit présente peu de ressemblances sauf au niveau des puits 82 à 85. Ces puits, en effet, semblent dépendants des conditions en surface et incitent donc à modifier l'interprétation faite initialement concernant le début de la zone où l'aquifère est libre (figure 4.6a). Les coupes géologiques de ce secteur confirment cependant que seul le puits 84 constitue une recharge possible au travers de l'argile et cette hypothèse est rejetée. Faute de description détaillée du sol, les puits 86,107 et 108 n'ont pas pu être simulés. L'importance des zones de recharge est nette au secteur Grande Ligne où potentiellement seuls les puits 92, 98 et peut-être 90 subissent l'influence des conditions en surface. Les deux premiers font d'ailleurs partie de la même simulation.

4.3.2 Comparaisons des moyennes

Afin d'atteindre les objectifs fixés par la recherche, les ordres de grandeur des mesures et des calculs sont comparés à l'aide de graphiques simples. Ces graphiques comparent les moyennes et les écarts types des concentrations obtenues par simulation aux moyennes et écarts types des mesures associées à ces simulations. Il est important de réaliser que les valeurs simulées sont en fait les moyennes de valeurs distribuées dans le temps (portion de l'année simulée) alors que les valeurs observées sont les moyennes des concentrations de l'ensemble des puits associés à cette simulation et mesurés à une date fixe. L'annexe 10 illustre ces graphiques qui sont accompagnés d'un résumé des caractéristiques de chaque simulation. Afin d'en faciliter l'analyse, ces graphiques sont classés en trois catégories de similitude des écarts: Très bonne, moyenne et mauvaise. Ces catégories correspondent respectivement aux écarts entre les moyennes calculées et mesurées indiqués au Tableau 4.1. Les figures 4.9 à 4.14 illustrent deux exemples de chacune de ces catégories. L'indice "b" appliqué à certaines simulations signifie une façon alternative de fractionner l'épandage du fertilisant inorganique. Au niveau de la forme, ces graphiques représentent les moyennes simulées (carrés noirs centraux) des concentrations réparties sur l'année entière ou sur les soixantes jours précédents les mesures, accompagnées de leurs écarts types (carrés noirs extrèmes). De plus, la valeur calculée au

jour même de la mesure (carré noir isolé) est ajoutée. Les carrés blancs représentent, quant à eux, la moyenne et les écarts types des mesures prises aux puits.

Afin de connaître l'impact de ces paramètres, une partie des simulations est recommencée en ajoutant la présence de drains et de fertilisations organiques selon les besoins les plus plausibles des cultures. Les indices d et li sont alors ajoutés à l'identification de la simulation. On remarque cependant que l'impact de ces modifications sur les ordres de grandeur des concentrations est très faible. Leur influence précise est illustrée et discutée plus loin.

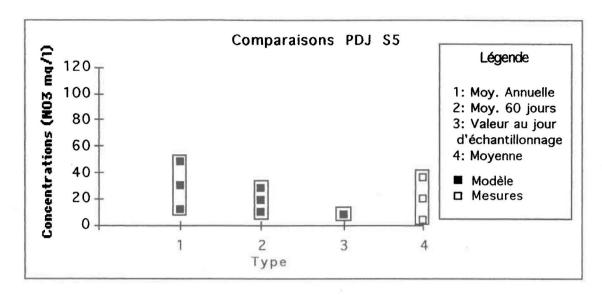
Tableau 4.1 Classement des simulations selon la similitude des comparaisons.

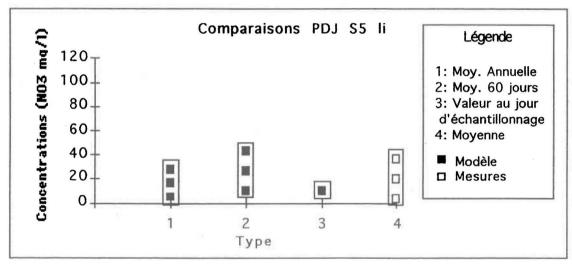
Similitude:	Très bonne	Moyenne	Mauvaise
Écart (ppm):	< 10	[10 à 20]	> 20
	PDJ S3	V S9	PDJ S1
	PDJ S5	SE S1-S16	SE S4
	V S4	SE S9	SE S6
	V S5	SE S10	SE S7
	V S6	SE S17	SE S11
	V S7		SE S18
	SE S12		
	SE S13		
	SE S14		

Pour tous les graphiques, la comparaison la plus significative est celle réalisée entre les mesures au puits et la moyenne des 60 jours simulés qui précèdent l'observation, puisque cette valeur tient compte du temps de transfert de l'eau. Globalement et tel que supposé, les meilleures comparaisons proviennent des zones à aquifère libre, des puits de surface et des zones de recharge. Ceci est illustré au tableau 4.1 où les simulations se situant dans la catégorie "très bonne" sont surtout celles des ruisseaux Point-du-Jour et Vacher dont les puits sélectionnés se trouvent presque exclusivement en aquifère libre. Ces simulations ont d'ailleurs majoritairement un sol à texture sableuse, contrairement aux loams et loams argileux des simulations obtenant de moins bonnes similitudes.

Remarques sur les comparaisons

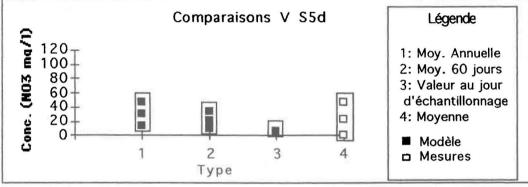
- > Certaines cultures particulières représentent des difficultés pour la simulation. C'est le cas notamment du tabac où normalement cette culture est combinée à celle du seigle au cours du même été. Comme les simulations se font en monoculture, l'ajout du seigle n'a pas été inclus mais a plutôt été compensé par fertilisations pour les fins de la simulation. De la même façon pour la culture du soya, l'effet des bactéries fixatrices d'azote est difficilement simulable. Suite aux nombreuses combinaisons de plantes possibles, les prairies posent également problème pour la simulation. (PDJ S1, V S9, SE S17, SE S18).
- > Certaines simulations du ruisseau St-Esprit donnent des concentrations inférieures aux mesures. L'hypothèse d'une dilution latérale des fortes concentrations injectées aux recharges peut potentiellement expliquer ces résultats. Les concentrations dans l'eau captive récupérée par les puits latéraux ne sont alors pas fonction des paramètres du sol de surface duquel elles sont isolées par l'argile (figure 3.2). (SE S4, SE S6, SE S7, SE S11).
- > Le fait qu'un grand nombre de simulations se classent dans la catégorie "très bonne" au Tableau 4.1, souligne la qualité des résultats de comparaison. En outre, les écarts utilisés pour construire les catégories du Tableau 4.1 sont relativement minces compte tenu que le but de la recherche est de comparer des ordres de grandeur et non des moyennes directement.

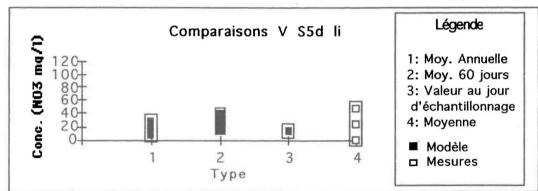




PDJ S5					Lisier
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Moyenne	19,75	19,05	30,11
Sol	Up				
Texture	Sable	Écart type	16,37	9,17	15,86
Puits	1 à 5				

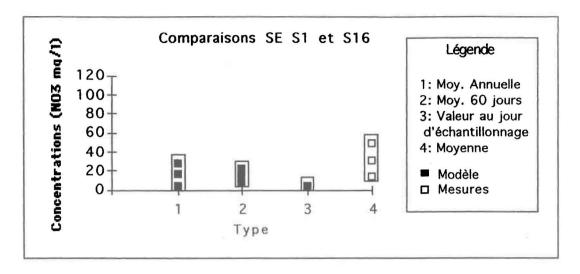
Figure 4.9 : Exemple de graphique illustrant une similitude "très bonne".

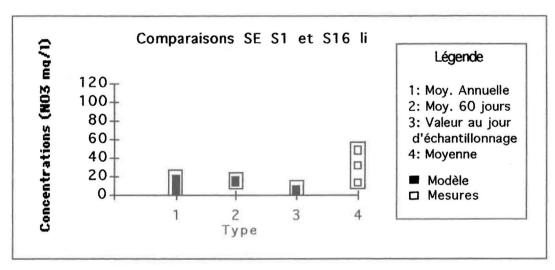




V 55					Drains	Lisier + D
		NO3 (ma/l)	Mesures	Modèle	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Moyenne	22,8	26,87	22.03	27,39
Sol	Ac					
Texture	Sable	Écart type	24.32	12,16	11,34	12,88
Puits	25,26					
	27,52					

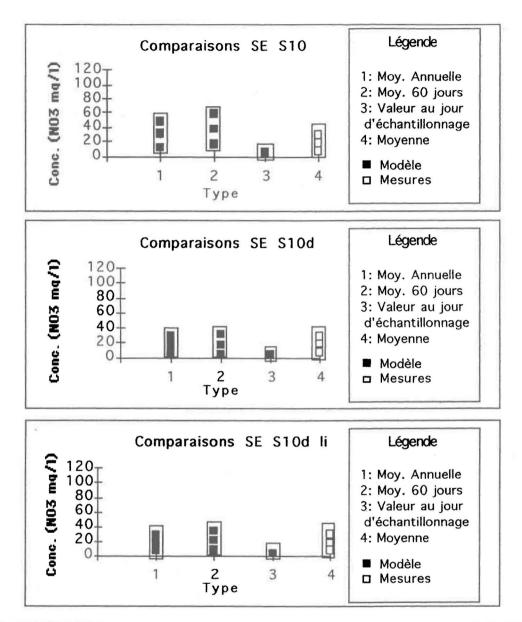
Figure 4.10 : Exemple de graphique illustrant une similitude "très bonne".





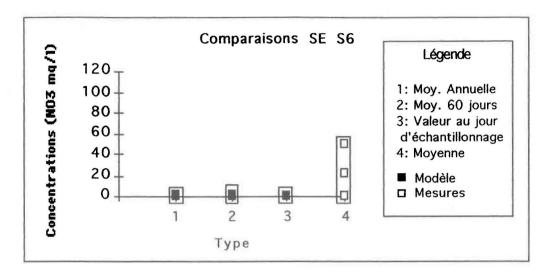
SE S1-S16		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Lisier Modèle
Culture	Maïs	Moyenne	30,6	15,38	14,11
Sol	Bn				
Texture	Loam	Écart type	17,46	6,95	1,75
Puits	75,76,77				
	89,106				

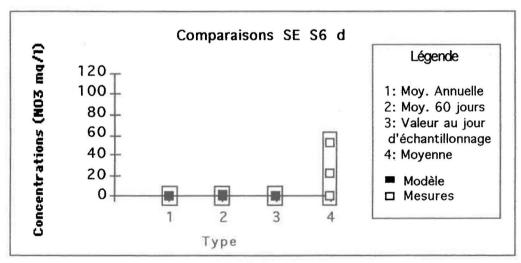
Figure 4.11: Exemple de graphique illustrant une similitude "moyenne".



SE S10					Drains	Lisier + D
		NO3 (mq/l)	Mesures	Modèle	Modèle	Modèle
Culture	Maïs (a)	Moyenne	18,32	37,66	16,67	20,76
Sol Texture	Loam argil	Écart type	11,03	22,27	13,08	12,55
Puits	91 à 95 98.99.100					

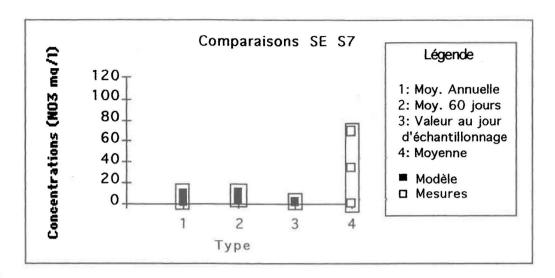
Figure 4.12 : Exemple de graphique illustrant une similitude "moyenne".

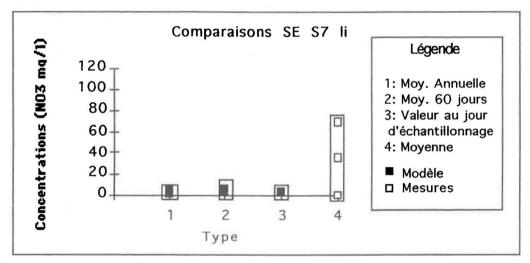




SE S6	1 3000000000000000000000000000000000000				Drains
		NO3 (mq/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Moyenne	21,73	1,02	0,71
Sol	RI				
Texture	Loam argil.	Ecart type	29,29	0,66	0,47
Puits	71,83,85				

Figure 4.13 : Exemple de graphique illustrant une similitude "mauvaise".





SE 57					Lisier
		NO3 (mq/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Moyenne	34,35	7,55	4,24
Sol	D D				
Texture	Loam argil.	Écart type	34,45	3,51	1,04
Puits	72,73,74				

Figure 4.14: Exemple de graphique illustrant une similitude "mauvaise".

4.3.3 Régressions

Pour clore les travaux de comparaison entre mesures et calculs, les moyennes sont confrontées à l'aide de régressions graphiques simples présentées aux figures 4.15 à 4.17. Le tableau 4.2 présente les simulations utilisées par chaque type de régression. Celles de type (1), par exemple, comparent tous les résultats alors que les régressions de type (2) n'utilisent pas les simulations précédemment jugées problématiques. La simulation SES9 est également exclue puisque la localisation (donc le type de sol) des puits qui lui sont associé, est incertaine. Les régressions (3) ne tiennent pas compte des résultats du bassin St-Esprit et sont présentés à titre informatif. Le tableau 4.3 est un résumé des valeurs comparées. L'effet des drains et du lisier est également évalué.

Tableau 4.2 : Simulations utilisées par types de régression.

Type (1)	Type (2)	Type (3)
PDJ S1 PDJ S3	PDJ S3	PDJ S3
PDJ S5	PDJ S5	PDJ S5
V S4	V \$4	V S4
V S5	V \$5	V \$5
V S6	V S6	V S6
V S7	V S7	V S7
V S9		
SE S4		
SE S6		
SE S7		
SE S9		
SE S10	SE \$10	
SE S11		
SE S12	SE S12	
SE S13	SE S13	
SE S14	SE S14	
SE S16	SES16	
SE S17		
SES18		

Les régressions appliquées à l'ensemble des données ne fournissent pas de résultats significatifs. Le retrait des simulations problématiques améliore grandement ces comparaisons et on distingue une relation potentielle entre mesures et calculs. Les

régressions construites sans les données de St-Esprit procurent également d'excellents résultats. La complexité du milieu aquifère de ce bassin et le fait que plusieurs puits, sinon la plupart, se trouvent sous les lentilles d'argile expliquent sans doute ce résultat. Contrairement à l'ajout de drains, l'ajout du lisier a un impact négatif important sur les régressions.

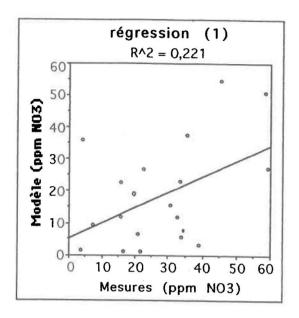
Les comparaisons se font entre le modèle qui fournit des concentrations journalières de lessivage, et celles mesurées dans l'aquifère. Ces dernières peuvent, par conséquent, subir une influence importante des concentrations lessivées des années précédentes et d'autres secteurs en amont. En outre, les calculs étant des moyennes sur soixante jours, il est possible que cette période choisie soit trop longue et qu'elle diminue ou augmente les valeurs des moyennes en utilisant trop de faibles ou de fortes valeurs.

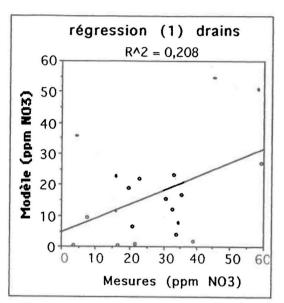
Les valeurs comparées étant des moyennes, les graphiques ainsi que les relations trouvées s'appuient sur un plus grand nombre de données que ne le laisse supposer l'apparente faible quantité de points graphiques.

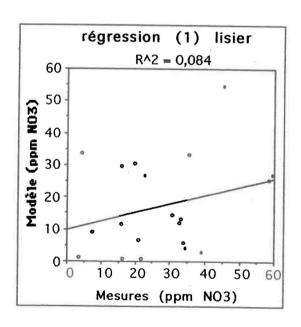
Tableau 4.3 : Résumé des valeurs utilisées pour les régresions.

Simulations	Mesures	Modèle*	Modèle Drains	Modèle Lisier	Drains et Lisier
PDJ S1	59,35	27,21			
PDJ S3	58,35	50,79		25,69	
PDJ S5	19,75	19,05		30,11	
V S4	7,41	9,35		9,28	
V \$5	22,80	26,87	22,04		27,39
V S6	33,17	23,17		13,12	
V S7	45,40	54,59	54,69		25,28
V \$9	32,70	11,91			
SE 04	20.07	2.10	1 77		
SE S4	39,07	3,10	1,77		
SE S6	21,73	1,02	0,71		
SE S7	34,35	7,55		4,24	
SE S9	21,04	6,50			
SE S10	35,30	37,66	16,67	33,46	20,76
SE S11	33,87	5,62	3,94		0,91
SE S12	3,64	1,35	0,61		0,36
SE S13	15,93	11,56		11,39	
SE S14	16,00	22,72		29,46	
SE S16	30,60	15,38		14,11	
SE S17	16,50	1,17	0,46	0,86	
SE S18	4,37	35,79		33,8	

^{*} Moy. des valeurs modélisées pour les 60 jours précédant l'échantillonnage.







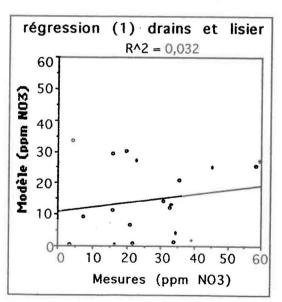


Figure 4.15 : Régressions graphiques de type (1).

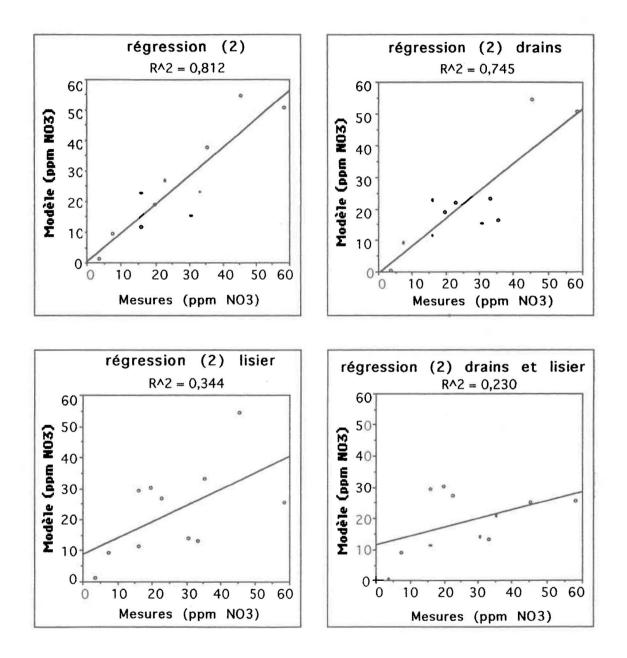


Figure 4.16: Régressions graphiques de type (2).

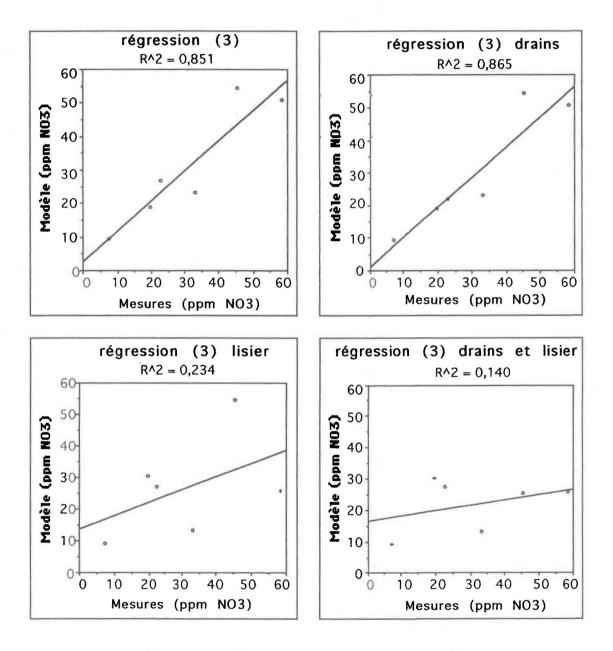


Figure 4.17 : Régressions graphiques de type (3).

4.4 Modèle : Influence des paramètres

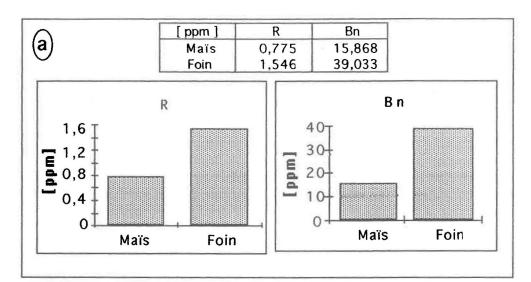
Les travaux concernant les paramètres du logiciel Agriflux ne font pas partie de cette recherche puisqu'ils ont été réalisés et largement détaillés dans le passé [Banton et al. 1993, Banton et Larocque 1995]. L'intérêt porte plutôt sur l'impact des modifications effectuées durant l'utilisation du logiciel et qui regroupent un ensemble de plusieurs paramètres. Puisque ces travaux s'appuient sur la prémisse d'un modèle valide, il est supposé que ces impacts trouvent leur correspondance dans la réalité.

4.4.1 Influence des types de sol

La figure 4.18(a) illustre l'impact important que peuvent avoir les sols sur le niveau des concentrations simulées. Les simulations faites en sol argileux (R) donnent des concentrations de 20 à 25 fois plus faibles que celles obtenues en simulant avec le sol loameux (Bn) pour une même culture. La figure 4.18(b) montre l'influence d'une plus grande variété de sols. On y remarque le même impact important des couches argileuses sur le niveau des concentrations lessivées. Les paramètres impliqués par un changement de type de sol ne sont cependant pas tous indiqués (matière organique, etc.).

4.4.2 Influence des cultures

Les trois graphiques de la figure 4.19 illustrent l'effet des changements de culture (donc des fertilisations) sur les concentrations lessivées, pour un même sol. L'obtention de faibles écarts entre les valeurs calculées implique un impact peu prononcé des cultures sur les résultats de simulation. De plus, les plus grandes différences proviennent des cultures de tabac et de soya qui ne représentent qu'un faible pourcentage de l'ensemble des champs agricoles couvrant les sites de cette étude.



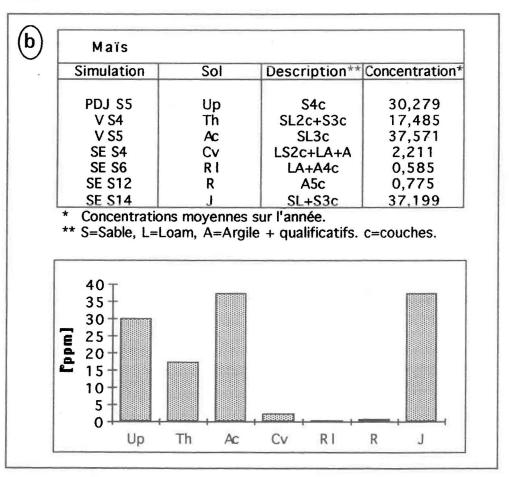
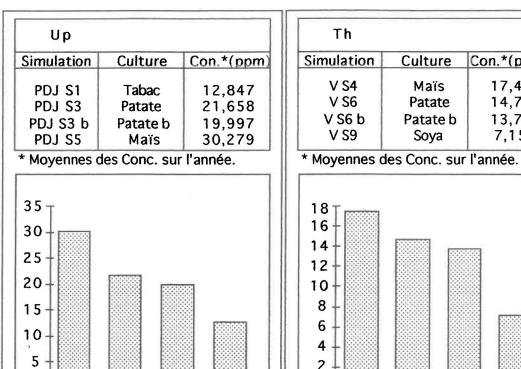
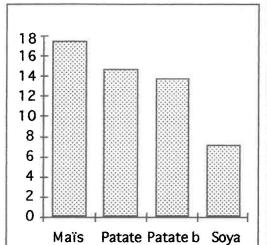
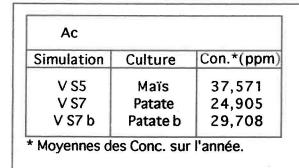


Figure 4.18 : Impact des types de sol sur le niveau des concentrations lessivées pour (a) les sols R et Bn et (b) plusieurs sols.



Th		
Simulation	Culture	Con.*(ppm)
V S4	Maïs	17,485
V S6	Patate	14,712
V S6 b	Patate b	13,791
V S9	Soya	7,154





Patate Patate b Tabac

0

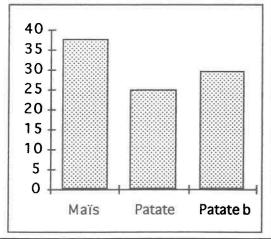
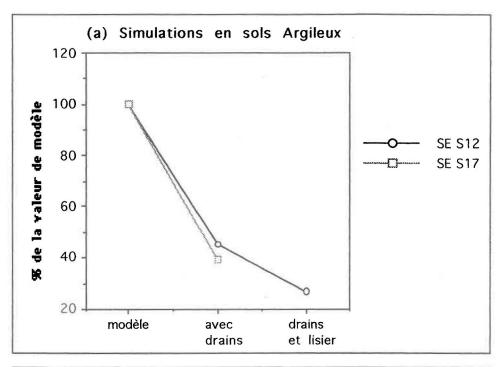


Figure 4.19 : Impact des changements de culture sur les concentrations lessivées.

4.4.3 Ajout de drains et application de lisier

Les graphiques 4.20 à 4.23 expriment l'impact de l'ajout de drains et de l'application de lisier sur les concentrations obtenues aux simulations initiales. Afin de pouvoir comparer les simulations entre elles, le rapport entre le nouveau résultat simulé et le résultat obtenu initialement est calculé. Ce rapport est exprimé en pourcentage de la valeur initiale. On note les détails suivants :

- > L'effet des drains est plus marqué en sols argileux qu'en sols sableux.
- > L'application de lisier combinée à l'utilisation de drains produit un effet variable (et difficilement explicable) selon les simulations. En effet, aucun des paramètres utilisés ne peut directement expliquer la variation observée dans ce cas.
- En sols sableux et en l'absence de drain, l'influence de l'application de lisier semble dépendante du type de culture. Cet effet n'est cependant pas retrouvé pour les autres types de sol.



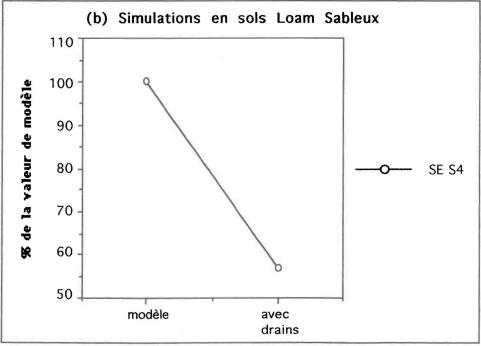
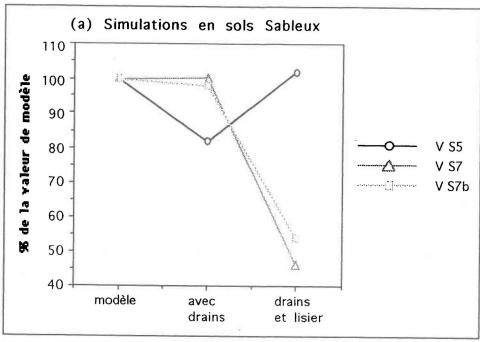


Figure 4.20 : Influence de l'ajout de drains et de l'application de lisier. Pour des sols (a) Argileux (b) Loam sableux.



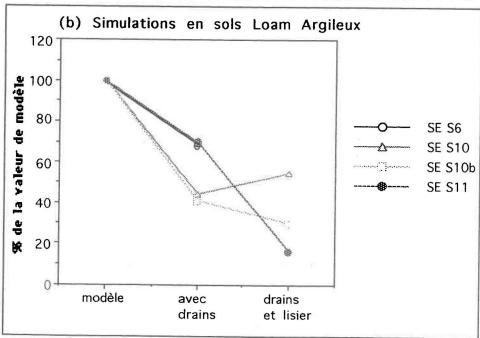
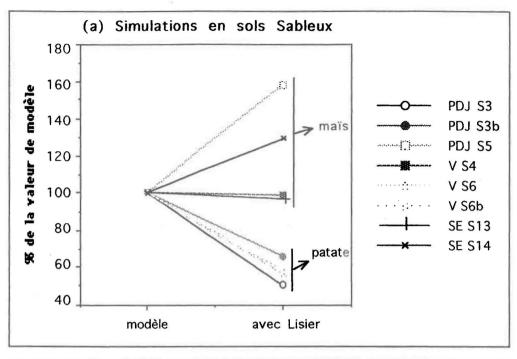


Figure 4.21 : Influence de l'ajout de drains et de l'application de lisier. Pour des sols (a) Sableux (b) Loam Argileux.



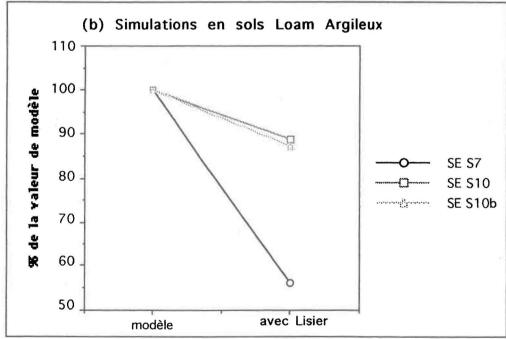
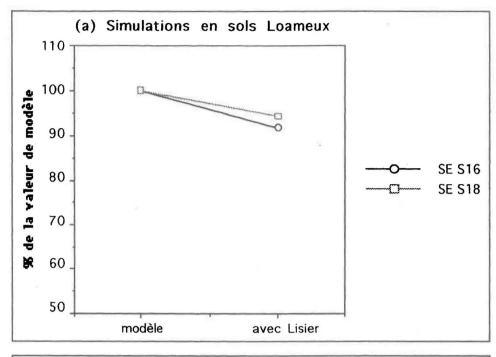


Figure 4.22 : Influence de l'application de lisier aux cultures. Pour des sols (a) Sableux (b) Loam Argileux.



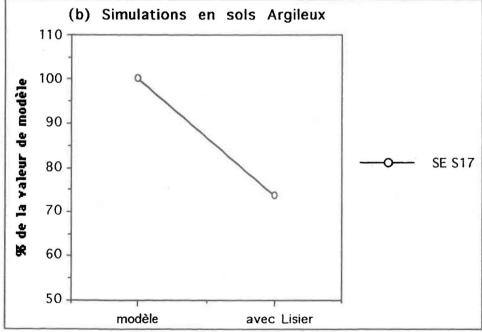


Figure 4.23 : Influence de l'application de lisier aux cultures. Pour des sols (a) Loameux (b) Argileux.

5.1 Sur les concentrations mesurables au Québec

Le niveau des concentrations en nitrates mesurées dans les sous-bassins étudiés se compare à ceux de certains états des USA, comme l'Iowa, considéré comme ayant un problème important de contamination agricole [Kross et al. 1993]. Ces bassins sont inclus dans celui, plus vaste, de la rivière L'Assomption, l'une des plus polluées au Québec en regard des pollutions diffuses d'origine agricole. Par conséquent, il est possible d'extrapoler sur le niveau de pollution des autres bassins agricoles du Québec, en étudiant leur vulnérabilité face aux nitrates. La région la plus touchée est donc vraisemblablement celle des Basses Terres du St.-Laurent où la présence de zones agricoles est très importante. Ceci n'est cependant pas le cas des autres régions du Québec ayant, par ailleurs, une plus faible densité de population.

Les mesures effectuées et les résultats donnés par le logiciel illustrent la très grande variabilité spatiale et temporelle des concentrations de nitrates lessivés. Ces variations sont fréquemment mentionnées dans la littérature [Reiniger et al. 1990; Geng 1991]. Les variations temporelles sont fonction de la culture et des variations climatiques et saisonnales qui sévissent durant l'année. Ces variations peuvent également avoir une incidence sur les variations spatiales. Il est possible, par exemple, que des champs d'une même culture n'en soient pas au même stade de leur croissance. La variabilité spatiale des concentrations explique donc sans doute la grande disparité, dans la littérature, des paramètres identifiés comme les plus importants en regard du lessivage.

Tel que souligné par Benes et al. (1989) et Styczen et Storm (1993), les aquifères sont peu profonds et ont donc une réponse rapide aux pollutions. En outre, les concentrations obtenues dans les sols sableux sont globalement plus élevées que celles en sols plus lourds [Vinten 1994].

Comme sources d'erreurs, il faut noter qu'on ne tient pas compte de la diminution des concentrations avec la profondeur dans l'aquifère [Mehran et al. 1986]. Ceci peut affecter surtout les données du ruisseau St-Esprit où la profondeur des puits est supérieure et variable. Il faut également noter la présence possible de stratifications des concentrations dans l'aquifère qui peuvent induire de fausses variations spatiales [Geng 1991].

5.2 Sur l'évaluation de la méthode proposée

Le développement d'une méthode rapide permettant l'évaluation des charges polluantes de nitrates à l'échelle régionale, est l'un des objectifs principaux de cette recherche. L'évaluation de cette méthode se fait donc en fonction de la rapidité et de l'efficacité des manipulations.

Au niveau des travaux de terrain, la variabilité spatiale des concentrations force la prise d'un plus grand nombre d'échantillons. De même, la variation des quantités lessivées au cours de l'année exige un certain suivi temporel permettant de déterminer la moyenne des concentrations qui atteignent la nappe. Ceci est beaucoup plus important pour les aquifères peu épais dont les variations sont rapides. Ces manipulations affectent donc énormément la superficie du terrain pouvant être couverte rapidement.

Au niveau de l'utilisation de l'électrode spécifique, le problème majeur provient des interférences qui se sont révélées plus importantes que prévu. Ces interférences obligent l'utilisateur à les calibrer pour chacune des zones incluses dans la région analysée. La durée d'utilisation s'en trouve considérablement augmentée. Comme le choix de l'électrode repose sur sa rapidité, le rapport du temps gagné sur la précision est moins important que souhaité pour un faible nombre d'échantillons. Le résultat des comparaisons indique cependant une puissance suffisante pour des fins de cartographie où l'intérêt est de déterminer les ordres de grandeur des pollutions.

Par ailleurs, un modèle correctement validé et comparable à AgriFlux peut être utilisé dans la poursuite d'un tel objectif. En outre, la combinaison d'un modèle et de la méthode utilisée peut contribuer à diminuer le nombre d'échantillons nécessaires [Powlson 1993]. C'est un peu ce qui a été réalisé dans cette recherche, bien qu'ici, l'utilisation du modèle visait la comparaison des mesures.

5.3 Sur l'utilisation du modèle

L'utilisation du logiciel AgriFlux comme outil de travail vise la confirmation des ordres de grandeur obtenus avec l'électrode. De plus, l'analyse des résultats permet d'étudier et de comprendre un peu plus le cycle de l'azote.

Au niveau de la performance, le logiciel donne de très bons résultats. Les régressions obtenues se comparent avantageusement à celles des travaux de Reiniger et al. (1990) présentés à la figure 2.3. Les ordres de grandeur, comparés à l'aide des graphiques en barres, présentent aussi globalement une très bonne similarité. Ces résultats impressionnent sachant que la majorité des paramètres utilisés sont tirés de la littérature, tel qu'exigé par les objectifs de cette recherche.

Concernant l'analyse de l'importance des paramètres, on a noté l'impact majeur des types de sols sur les concentrations obtenues et celui, plus faible, des différentes cultures. Meier et Mull (1989) établissent une relation très similaire entre ces paramètres et leurs résultats. De leur côté, Benes et al. (1989) remarquent la différence importante séparant les concentrations lessivées en sols sableux de celles en sols argileux.

Remarques concernant l'utilisation du modèle AgriFlux:

- Certains paramètres, tels la conductivité hydraulique à saturation de la première couche du sol et la constante de minéralisation de l'humus, ont une très grande influence sur les résultats bien que leur détermination soit relativement hasardeuse en l'absence de données.
- Plusieurs paramètres, exigés pour les caractéristiques des cultures et pour les fertilisations organiques, sont très peu courants dans la littérature.
- Lorsqu'on effectue le bilan des nitrates à l'aide des résultats graphiques et de l'état des réservoirs, aucune donnée ne renseigne sur l'importance de la dénitrification au cours des années simulées.
- Aucune information n'est disponible concernant l'état de la culture. Le prélèvement potentiel d'azote nécessaire aux plantes n'est peut-être pas comblé.

Le logiciel AgriFlux paraît être, en conclusion, un outil simple, polyvalent, rapide d'utilisation et d'une puissance suffisante pour réaliser l'objectif visé par la méthodologie proposée.

5.4 Conclusion générale

Le niveau inquiétant des concentrations retrouvées dans l'eau souterraine des secteurs étudiés démontre l'urgence de l'intérêt à apporter aux pollutions agricoles au Québec à cause de leur impact à long terme sur l'environnement. Le développement de modèles, comme AgriFlux, ajustés aux conditions particulières de notre territoire, est primordial. Les travaux de recherche concernant le cycle de l'azote doivent se poursuivre afin de raffiner les connaissances actuelles. La réalisation d'une cartographie exhaustive des concentrations en nitrates, à l'aide d'une méthode similaire à celle utilisée, se heurte aux variations spatiales et temporelles propres aux différentes régions. Ces variations forcent donc inévitablement la prise d'un plus grand nombre d'échantillons permettant l'obtention de moyennes annuelles et sectorielles.

Il serait également important de se pencher sur des approches de protection des sources d'alimentation et des techniques de décontamination des aquifères. Celles proposées actuellement passent par des méthodes temporaires, tels le déplacement et l'approfondissement des puits, aux mesures à long terme comme la réduction et le fractionnement judicieux des fertilisations. Ces mesures ne montrent généralement une amélioration significative des concentrations qu'après plusieurs années d'application. De plus, il y a un manque au niveau des travaux concernant l'effet de ces différentes mesures sur le terrain[Strebel et al. 1989].

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Addiscott, T.M. et G.J. Bland (1988). Nitrate leaching models and soil heterogeneity. Dans: *Nitrogen efficiency in agricultural soils*, D.S. Jenkinson et K.A. Smith [Eds]: 394-408. Elsevier Applied Science, Barking, Essex.
- Addiscott, T.M., P.J. Heys et A.P. Whitmore (1986). Application of simple leaching models in heterogeneous soils. *Geoderma*, 38: 185-194.
- Addiscott, T.M. et R.J. Wagenet (1985). Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. *J. Soil Sci.*, 36: 411-424.
- Banton, O., M. Larocque, F. Surateau et J.P. Villeneuve (1993). Evaluation des pertes de composés azotés dans les eaux souterraines lors de l'épandage des fumiers et lisiers: développement d'un outil d'évaluation. Le logiciel AgriFlux: Manuel d'usager. Québec, Rapport INRS-eau R-380-a, 100 p.
- Barraclough, D. (1989). A usable mechanistic model of nitrate leaching. I. The model. Journal of Soil Science, 40: 543-554.
- Barraclough, D. (1989). A usable mechanistic model of nitrate leaching. II. Application. Journal of Soil Science, 40: 555-562.
- Bauder, J.W., K.N. Sinclair et R.E. Lund (1993). Physiographic and land use characteristics associated with nitrate-nitrogen in Montana groundwater. *J. Environ. Qual.*, 22: 255-262.
- Benes, V., V. Pekny, J. Skorepa et J. Vrba (1989). Impact of diffuse nitrate pollution sources on groundwater quality. Some examples from Czechoslovakia. *Environmental Health Perspectives*, (83): 5-24.
- Bergström, L., H. Johnsson et G. Torstensson (1991). Simulation of soil nitrogen dynamics using the SOILN model. *Fertilizer Research*, 27: 181-188.
- Bogardi, I., J.J. Fried, E. Frind, W.E. Kelly, P.E. Rijtema (1990). Groundwater quality modeling for agricultural non-point sources. Dans: *Proceedings of international symposium on water quality modeling of agricultural non-point sources*. Logan, Utah.
- Champagne, L. et R.P. Chapuis (1993). Évaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution des formations aquifères de la MRC de Montcalm selon la méthode DRASTIC. Sciences et Techniques de l'Eau, 26 (3) : 169-176.
- Chapdelaine, M.-C. (1992). Contamination des eaux souterraines par les nitrates. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, Québec, Canada.
- CPVQ, Conseil des Productions Végétales du Québec (1994). *Grilles de référence en fertilisation*. Ministère de l'Agriculture, des pêcheries et de l'Alimentation, 91 p.

- Dupuy, A., O. Banton et M. Razack (1995), Contamination nitratée des eaux souterraines d'un bassin agricole hétérogène (Poitou-France): 1. Transfert dans la zone non saturée (modèle AgriFlux). Revue des Sciences de l'Eau.
- Follett, R.F. (1989). Nitrogen management and groundwater protection. Developments in agricultural and management-forest ecology 21. Elsevier, 395 p.
- Geng, Q.Z. (1991). Modélisation du transfert des nitrates dans un système hydrologique. La Houille Blanche, 1991 (1): 23-36.
- Geyer, D.J., C.K. Keller, J.L. Smith et D.L. Johnstone (1992). Subsurface fate of nitrate as a function of depth and landscape position in Missouri Flat Creek watershed, USA. Journal of Contaminant Hydrology, 11: 127-147.
- Guillemin, C. (1991). Pollution des nappes d'eau souterraine en France: Rapport no.29. Paris, Académie des Sciences, 183 p.
- Huwe, B. (1990). Stochastic aspects of nonpoint nitrate leaching from agricultural fields. Dans: ModelCARE 90: Calibration and reliability in groundwater modelling. IAHS Publication 195: 439-446. The Hague, Septembre 1990.
- Jabro, J.D., J.M. Jemison Jr., L.L. Lengnick, R.H. Fox et D.D. Fritton (1993). Field validation and comparison of LEACHM and NCSWAP models for predicting nitrate leaching. American Society of Agricultural Engineers, 36 (6): 1651-1657.
- Jansson, P.E., H. Eckersten et H. Johnsson (1991). SOILN model, user's manual. Swedish Univ. of Agric. Sciences. Department of Soil Sciences. Uppsala, Suède. 39 p.
- Jemison, J.M. Jr., J. D. Jabro et R.H. Fox (1994). Evaluation of LEACHM: II. Simulation of nitrate leaching from nitrogen-fertilized and manured corn. Agronomy Journal, 86 (5): 852-859.
- Jenkinson, D.S. (1990). An introduction to the global nitrogen cycle. Soil Use and Management, 6 (2): 56-61.
- Johnson, C.J. et B.C. Kross (1990). Continuing importance of nitrate contamination of groundwater and wells in rural areas. American Journal of Industrial Medecine, 18:449-456.
- Jordan, C., E. Mihalyfalvy, M.K. Garrett et R.V. Smith (1994). Modelling of nitrate leaching on a regional scale using a GIS. Journal of Environmental Management, 42 (3): 279-298.

- Keeney, D.R., B.H. Byrnes et J.J. Genson (1970). Determination of nitrate in waters with the nitrate-selective ion electrode. *Analyst*, 95: 383-386.
- Khakural, B.R. et P.C. Robert (1993). Soil Nitrate Leaching Potential indices: Using a simulation model as a sceening system. *J. Environ. Qual.*, 22:839-845.
- Kross, B.C., G.R. Hallberg, D.R. Bruner, K. Cherryholmes et J.K. Johnson (1993). The nitrate contamination of private well water in Iowa. *American Journal of Public Health*, 83 (2): 270-272.
- Lajoie, P.G. (1965). Étude pédologique des Comtés de L'Assomption et de Montcalm (Québec). Ministère de l'Agriculture du Canada.
- Larocque, M. et O. Banton (1995). Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles: application du modèle AgriFlux. Revue des Sciences de l'Eau, 8 (1): 3-21.
- Larocque, M. et O. Banton (1994). Determining parameter precision for modeling nitrate leaching: Inorganic fertilization in nordic climates. *Soil Sci. Soc. Am J.*, 58 (2): 396-400.
- Larocque, M. (1992). Identification des paramètres et des processus qui conditionnent la précision et la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, Québec, Canada.
- Lotse, E.G., J.D. Jabro, K.E. Simmons et D.E. Baker (1992). Simulation of nitrogen dynamics and leaching from arable soils. *Journal of Contaminant Hydrology*, 10: 183-196.
- Mehran, M., J. Noorishad et K.K. Tanji (1986). Numerical simulation of the effect of soil nitrogen transport and transformations on groundwater contamination. Dans: *Impact of Agricultural Activities on Ground Water. International Contributions to Hydrology*, 5: 297-312. Hannover, Allemagne de l'ouest.
- Meier, W. et R. Mull (1989). Nitrate in groundwater. Dans: *Groundwater Management: Quantity and Quality*, A. Sahuquillo, J. Andreu et T. O'Donnell [Eds]. IAHS publ. 188: 181-190. Benidorm Symposium, Octobre 1989.
- 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.

- Milham, P.J., A.S. Awad, R.E. Paull et J.H. Bull (1970). Analysis of plants, soils and waters for nitrate by using an ion-selective electrode. Analyst, 95: 751-757.
- Nambiar, O.G.B., J. Weinzierl et F. Umland (1985). A new ion-selective electrode for nitrate determination. *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 322 : 327-328.
- Oakes, D.B. (1982). Nitrate pollution of groundwater resources -- mechanisms and modelling. Dans: Nonpoint Nitrate Pollution of Municipal Water Supply Sources: Issues of Analysis and Control, IIASA Task Force Meeting, p. 207-230, Laxenburg, Autriche, 10-12 Février.
- Owens, L.B., W.M. Edwards et R.W. Van Keuren (1992). Nitrate levels in shallow groundwater under pastures receiving ammonium nitrate or slow-release nitrogen fertilizer. *J. Environ. Qual.*, 21:607-613.
- Padilla, F., O. Camara et D. Cluis (1992). Modeling nitrogen species transformations and transport in the unsaturated zone considering temperature and water content effects. Dans: Computer Techniques and Applications. Hydraulic Engineering Software IV, W.R. Blain et E. Cabrera [Eds], 15-26.
- Powlson, D.S. (1993). Understanding the soil nitrogen cycle. *Soil Use and Management*, 9 (3): 86-94.
- Reiniger, R., J. Hutson, H. Jansen, J. Kragt, H. Piehler, M. Swarts et H. Vereecken (1990). Evaluation and testing of models describing nitrogen transport and transformations in soil: A european project. Dans: *ISSS-congress*, p. I-56 - I-61. Kyoto, Japon, Août 1990.
- Rijtema, P.E. et J.G. Kroes (1991). Nitrogen modeling on a regional scale. Dans: *Nitrate Contamination*, I. Bogardi et R.D. Kuzelka [Eds], NATO ASI Series Vol.G 30, p 81-95. Berlin, Allemagne de l'Ouest.
- Scholefield, D., K.C. Tyson, E.A. Garwood, A.C. Armstrong, J. Hawkins et A.C. Stone (1993). Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: Effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *Journal of Soil Science*, 44: 601-613.
- Simeonov, V. (1980). Critical considerations on the practical application of Orion ion-selective electrodes to sea and other natural water samples. *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 301:290-293.
- Spalding, R.F., M.E. Exner, G.E. Martin et D.D. Snow (1993). Effects of sludge disposal on groundwater nitrate concentrations. *Journal of Hydrology*, 142: 213-228.
- Stevenson, F.J. (1982). Nitrogen in agricultural soils. Agronomy monograph no. 22. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI. 940 p.

- Strebel, O., W.H.M. Duynisveld et J. Böttcher (1989). Nitrate pollution of groundwater in western Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26: 189-214.
- Styczen, M. et B. Storm (1993). Modelling of N-movements on catchment scale a tool for analysis and decision making. *Fertilizer Research*, 36: 7-17.
- Van Drecht, G. (1993). Modelling of regional scale nitrate leaching from agricultural soils, the Netherlands. *Applied Geochemistry, Suppl. Issue*, (2): 175-178.
- Vinten, A.J.A. et M.H. Redman (1990). Calibration and validation of a model of non-interactive solute leaching in a clay-loam arable soil. *J. Soil Sci.*, 41: 199-214.
- Vinten, A.J.A., B.J. Vivian, F. Wright et R.S. Howard (1994). A comparative study of nitrate leaching from soils of differing textures under similar climatic and cropping conditions. *Journal of Hydrology*, 159: 197-213.
- Wendland, F., H. Albert, M. Bach et R. Schmidt (1994). Potential nitrate pollution of groundwater in Germany: A supraregional differentiated model. *Environmental Geology*, 24:1-6.

ANNEXES

ANNEXE 1 Critères de sélection des sous-bassins

Critères de sélection des sous-bassins

- 1. Vulnérabilité de l'aquifère
 - Recharges locales nombreuses et bien réparties.
 - Matériaux
 - Profondeur de la nappe, etc. (indices DRASTIC)
- 2. Nombre de puits et répartition dans ce sous-bassin.
 - Données du MEF
- 3. Cultures. Type de culture.
 - Pourcentage du territoire non-cultivé.
- 4. Topographie et réseau hydrographique - Grandeur
 - Complexité

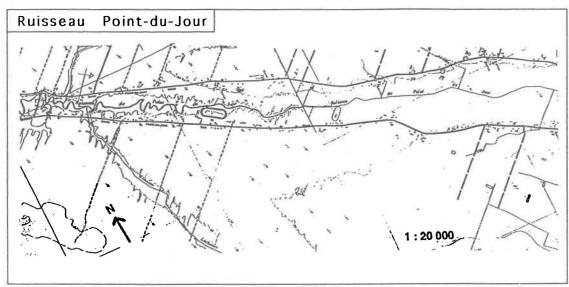
Exigences dues au modèle :

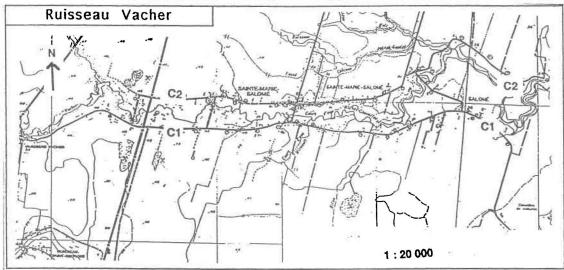
- 5. Nombre minimum de couches du sol.
- 6. Couches du sol homogènes (pour les caractéristiques simulées).
- 7. Pourcentage normal de matière organique dans le sol.

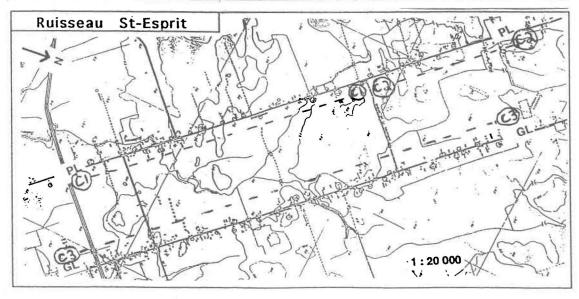
Exigences dues à l'utilisation d'électrodes spécifiques :

- 8. Isolement des interférences possibles :
 - Routes (sels déglaçants)
 - Dépotoirs
 - Etc.

ANNEXE 2 Localisation des coupes géologiques







ANNEXE 3

Types de sols et de cultures associés aux simulations

SIMULATIONS

	PDJ					
Cultures	Sols	# Simulation				
Tabac	Up	S 1				
Tabac	MI	S2				
Patate	Up	S 3				
Patate	MI	S4				
Maïs	Up	S 5				
Maïs	MI	\$6				
(Orge)	Up	S7				
(Orge)	MI	S8				

	Vacher				
Cultures	ultures Sols				
Maïs	Acf	S1			
Maïs	Se	S2			
Maïs	Ct	S3			
Maïs	Th	S 4			
(Maïs)	Ac	S 5			
Patate	Th	S 6			
Patate	Ac	S 7			
Orge	Acf	\$8			
Soja	Th	\$9			
(Soja)	Ct	S10			
(Soja)	Ac	S11			
Foin	Se	S12			
(Foin)	Acf	S13			
(avoine)	Se	S14			

St-Esprit					
Cultures	Sols	# Simulation			
Maïs	Bns	S 1			
Maïs	Br	S2			
Maïs	Р	S3			
Maïs	Cv	S 4			
Maïs	(Aul)	S5			
Maïs	RI	S 6			
Maïs	Ð	S 7			
Maïs	(Auh)	S8			
Maïs	Ch	S 9			
Maïs	Lrl	S10			
Maïs	Bd/Lp	S11			
Maïs	Lr/R	S12			
Maïs	Jo	S13			
Maïs	J	S14			
Maïs	Ar	S15			
Maïs	Bn	S16			
Foin	Lr/R	S17			
Foin	Bn	S18			

ANNEXE 4

Logiciel AgriFlux: Paramètres d'entrée utilisés

Type de sol: Up			
	Valeurs	Distribution	Écarts Types
Nombre de couches ;	4		
Niveau imperméable sous la nappe :	non		
Drains dans le profil :	non		
Pente du sol (%):	0		
Profondeur maximale d'évaporation (m):	0 à 0,15	uniforme	

Couche #:	1		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,20		
K saturation (m/	j):		5,04	log normale	5,04
Porosité (m3/m3) : Capacité au champ (m3/m3) :		0,437	normale	0,0437	
		3):	0,091	normale	0,0091
Point de flétrisse	ment (m3)	/m3):	0,033	normale	0,0033
% de sable :	90	% de limon :	5	% d'argile :	5

Couche #:	2		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,10		
K saturation (m/	′j) :		5,04	log normale	5,04
Porosité (m3/m3):		0,437	normale	0,0437	
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,091	normale	0,0091
Point de flétrisse	ment (m3/	/m3):	0,033	normale	0,0033
% de sable :	90	% de limon :	5	% d'argile :	5

Couche #:	3		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,15		
K saturation (m.	/j):		5,04	log normale	5,04
Porosité (m3/m3):		0,437	normale	0,0437	
Capacité au cha	mp (m3/m3	s):	0,091	normale	0,0091
Point de flétrisse			0,033	normale	0,0033
% de sable :	100	% de limon :	0	% d'argile :	0

Couche #:	4		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,45		
K saturation (m/	(j):		5,04	log normale	5,04
Porosité (m3/m3):		0,437	normale	0,0437	
Capacité au char	mp (m3/m3	3):	0,091	normale	0,0091
Point de flétrisse	ement (m3/	m3):	0,033	normale	0,0033
% de sable :	100	% de limon :	0	% d'argile :	0

Couche #:		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):				
K saturation (m/j):				
Porosité (m3/m3):			1	
Capacité au champ (r	m3/m3):			
Point de flétrissemen	t (m3/m3) :		-	
% de sable :	% de limon :		% d'argile :	

Type de sol: Up	Valeurs	Distribution	Écarts types
Constante de dégradation de la litière (1/j) :	0,035	normale	0,0035
Constante de dégradation des fèces (1/j):	0,035	normale	0,0035
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière (fraction):	0,5	normale	0,05
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces (fraction) :	0,5	normale	0,05
Fraction de la litière passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Fraction des fèces passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Rapport C/N du sol :	4 à 10	uniforme	
Constante de minéralisation de l'humus (1/j):	3,00E-05	normale	3,00E-06
Fraction de l'azote inorganique disponible :	0.1	normale	0,01

Rapport NO3/NH4 du sol : Constante de nitrification (1/j) :	10 à 20 0,2	uniforme normale	0,02
Const. de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l) :	10	normale	1
Constante de dénitrification (g N/m2/j):	0,2	normale	0,02
Profondeur maximale de dénitrification (m) :	1	normale	0,1
Patron de dénitrification :	cônique		

Couche #: 1	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	6960	normale	696
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 2	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		1
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	2610	normale	261
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 3	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	2610	normale	261
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 4	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	0 -		
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Type de sol:	Ac et Acf

L. L	Valeurs	Distribution	Écarts Types
Nombre de couches :	- 3		
Niveau imperméable sous la nappe :	non		
Drains dans le profil :	non		1
Pente du sol (%):	0		
Profondeur maximale d'évaporation (m):	0 à 0,15	uniforme	

Couche #:	1		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,2		
K saturation (m/	j):		2	log normale	2
Porosité (m3/m3) :		0,437	normale	0,069	
Capacité au champ (m3/m3):		0,125	normale	0,065	
Point de flétrisse	ment (m3	/m3):	0,055	normale	0,036
% de sable :	80	% de limon :	10	% d'argile :	10

Couche #:	2		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,2		
K saturation (m/	j):		1,4664	log normale	1,4664
Porosité (m3/m3) : Capacité au champ (m3/m3) : Point de flétrissement (m3/m3) :		0,437	normale normale	0,069 0,065 0,036	
					0,055
		% de sable :	80		% de limon :

Couche #:	3		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,35		0
K saturation (m/	j):		1,4664	log normale	1,4664
Porosité (m3/m3) : Capacité au champ (m3/m3) : Point de flétrissement (m3/m3) :		0,437	normale	0,069	
		3):	0,125	normale	0,065
		0,055	normale	0,036	
% de sable :	80	% de limon :	10	% d'argile :	10

Couche #:		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):				
K saturation (m/j):				
Porosité (m3/m3):				
Capacité au champ (r	n3/m3):			
Point de flétrissemen				
% de sable :	% de limon :		% d'argile :	

Couche #:		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):				
K saturation (m/j):				
Porosité (m3/m3):				
Capacité au champ (r	m3/m3):		1	
Point de flétrissemen				
% de sable :	% de limon :		% d'argile :	

Type de sol: Ac et Acf	Valeurs	Distribution	Écarts types
Constante de dégradation de la litière (1/j):	0.035	normale	0.0035
Constante de dégradation des fèces (1/i) :	0.035	normale	0,0035
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière (fraction):	0,5	normale	0.05
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces (fraction) :	0.5	normale	0,05
Fraction de la litière passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Fraction des fèces passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Rapport C/N du sol ;	4 à 10	uniforme	
Constante de minéralisation de l'humus (1/j):	3,00E-05	normale	3,00E-06
Fraction de l'azote inorganique disponible :	0,1	normale	0,01
Rapport NO3/NH4 du sol :	10 à 20	uniforme	
Constante de nitrification (1/j):	0,2	normale	0,02
Const. de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l):	10	normale	T T
Constante de dénitrification (g N/m2/j) :	0.2	normale	0.02
Profondeur maximale de dénitrification (m):	1	normale	0,1
Patron de dénitrification :	cônique		

Couche #: 1	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		1
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	6960	normale	696
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 2	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		Į.
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	3480	normale	348
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 3	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		ł
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	3045	normale	305
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #:	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha)	1		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):		1
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha) :	1		1
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha)	:		
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N	/ha) :		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):		

Type de sol: Th			
	Valeurs	Distribution	Écarts Types
Nombre de couches :	5		
Niveau imperméable sous la nappe :	non		
Drains dans le profil :	non		
Pente du sol (%):	0		
Profondeur maximale d'évaporation (m):	0 à 0,15	uniforme	

Couche #:	1		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,2		
K saturation (m/	j):		1,4664	log normale	1,4664
Porosité (m3/m3	3):	1	0,437	normale	0,069
Capacité au chan	np (m3/m3	3):	0,125	normale	0,065
Point de flétrisse	ment (m3	/m3):	0,055	normale	0,036
% de sable :	85	% de limon :	10	% d'argile :	5

Couche #:	2		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,03		
K saturation (m/	j):		1,4664	log normale	1,4664
Porosité (m3/m3	3):		0,437	normale	0,069
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,125	normale	0,065
Point de flétrisse	ment (m3	/m3):	0,055	normale	0,036
% de sable :	85	% de limon :	10	% d'argile :	5

Couche #:	3		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,38		
K saturation (m/	j):		5,04	log normale	5,04
Porosité (m3/m3	3):		0,437	normale	0,063
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,091	normale	0,073
Point de flétrisse	ment (m3/	/m3):	0,033	normale	0,026
% de sable :	90	% de limon :	5	% d'argile :	- 5

Couche #:	4		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,15		
K saturation (m/	j):		5,04	log normale	5,04
Porosité (m3/m3	3):		0,437	normale	0,063
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,091	normale	0,073
Point de flétrisse	ment (m3/	/m3):	0,033	normale	0,026
% de sable :	90	% de limon :	5	% d'argile :	5

Couche #:	5		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,3		
K saturation (m/	j):	1	5,04	log normale	5,04
Porosité (m3/m3):		0,437	normale	0,063	
Capacité au champ (m3/m3):		3):	0,091	normale	0,073
Point de flétrissement (m3/m3):		0,033	normale	0,026	
% de sable :	90	% de limon :	5	% d'argile :	5

Type de sol: Th	Valeurs	Distribution	Écarts types
Constante de dégradation de la litière (1/j) :	0,035	normale	0,0035
Constante de dégradation des fèces (1/j):	0,035	normale	0,0035
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière (fraction):	0,5	normale	0,05
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces (fraction) :	0,5	normale	0,05
Fraction de la litière passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Fraction des fèces passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Rapport C/N du soi :	4 à 10	uniforme	
Constante de minéralisation de l'humus (1/j) :	2,50E-05	normale	2,50E-06
Fraction de l'azote inorganique disponible :	0,1	normale	0,01
Rapport NO3/NH4 du sol :	10 à 20	uniforme	

Rapport NO3/NH4 du sol :	10 à 20	uniforme	
Constante de nitrification (1/j):	0,2	normale	0,02
Const. de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l):	10	normale	1
Constante de dénitrification (g N/m2/j) :	0,2	normale	0,02
Profondeur maximale de dénitrification (m) :	1	normale	0,1
Patron de dénitrification ;	cônique		

Conditions initiales des couches :

(couche #5 : Des O partout)

Couche #: 1	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		1 4
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	6960	normale	696
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 2	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		į.
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	1044	normale	104
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 3	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0	4	
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	3306	normale	331
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 4	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	1305	normale	131
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Type de sol :	Bn et Bns			
		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Nombre de cou	iches :	4		
Niveau imperm	éable sous la nappe :	non		
n		1		1

Niveau imperméable sous la nappe : non
Drains dans le profil : non
Pente du sol (%) : 0,5
Profondeur maximale d'évaporation (m) : 0 à 0,15 uniforme

Couche #:	1		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,2		
K saturation (m/	j):		0,5	log normale	0,5
Porosité (m3/m3):		0,463	normale	0,088	
Capacité au champ (m3/m3) :		0,27	normale	0,075	
Point de flétrissement (m3/m3):		0,117	normale	0,048	
% de sable :	40	% de limon :	40	% d'argile :	20

Couche #:	2		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,1		
K saturation (m/	j):		0,1632	log normale	0,1632
Porosité (m3/m3):		0,463	normale	0,088	
Capacité au champ (m3/m3) :			0,27	normale	0,075
Point de flétrissement (m3/m3):		0,117	normale	0,048	
% de sable :	40	% de limon :	40	% d'argile :	20

Couche #:	3		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):		-	0,45		
K saturation (m/	j):	15	0,1632	log normale	0,1632
Porosité (m3/m3):		0,463	normale	0,088	
Capacité au champ (m3/m3):		0,27	normale	0,075	
Point de flétrissement (m3/m3):		0,117	normale	0,048	
% de sable :	40	% de limon :	40	% d'argile :	20

Couche #:	4		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,25		
K saturation (m/	j):		0,6216	log normale	0,6216
Porosité (m3/m3):		0,453	normale	0,102	
Capacité au champ (m3/m3):			0,207	normale	0,081
Point de flétrissement (m3/m3):		0.095	normale	0,064	
% de sable :	70	% de limon :	20	% d'argile :	10

Couche #:		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):				
K saturation (m/j):				
Porosité (m3/m3):				
Capacité au champ (i	m3/m3);			
Point de flétrissemen				
% de sable :	% de limon :		% d'argile :	

Type de sol: Bn et Bns	Valeurs	Distribution	Écarts type
Constante de dégradation de la litière (1/j):	0,035	normale	0,0035
Constante de dégradation des fèces (1/j):	0,035	normale	0,0035
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière (fraction):	0,5	normale	0,05
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces (fraction) :	0,5	normale	0,05
Fraction de la litière passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Fraction des fèces passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Rapport C/N du sol :	4 à 10	uniforme	
Constante de minéralisation de l'humus (1/j):	3,00E-05	normale	3,00E-06
Fraction de l'azote inorganique disponible :	0,1	normale	0,01

Rapport NO3/NH4 du sol :	10 à 20	uniforme	
Constante de nitrification (1/j):	0,2	normale	0,02
Const. de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/I):	10	normale	1
Constante de dénitrification (g N/m2/j):	0,2	normale	0,02
Profondeur maximale de dénitrification (m):	1	normale	0,1
Patron de dénitrification ;	cônique		

Couche #: 1	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	8700	normale	870
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0	1	
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 2	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	2610	normale	261
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 3	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0	1	
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	1958	normale	196
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 4	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	0		1
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Type de sol: Cv			
	Valeurs	Distribution	Écarts Types
Nombre de couches :	4		
Niveau imperméable sous la nappe :	non	1	
Drains dans le profil :	non		
Pente du sol (%):	0		
Profondeur maximale d'évaporation (m):	0 à 0.15	uniforme	

Couche #:	1		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,2		
K saturation (m/	j):	1	1	log normale	1
Porosité (m3/m3	3):		0,453	normale	0,102
Capacité au char	mp (m3/m3	3):	0,207	normale	0,081
Point de flétrisse	ment (m3)	/m3):	0,095	normale	0,064
% de sable :	80	% de limon :	10	% d'argile :	10

Couche #:	2		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,1		
K saturation (m/	j):		0,6216	log normale	0,6216
Porosité (m3/m3	3):		0,453	normale	0,102
Capacité au champ (m3/m3) :		0,207	normale	0,081	
Point de flétrissement (m3/m3):		0,095	normale	0,064	
% de sable :	60	% de limon :	30	% d'argile :	10

Couche #:	3		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,15		
K saturation (m/	j):		0,0552	log normale	0,0552
Porosité (m3/m:	3):		0,464	normale	0,055
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,318	normale	0,068
Point de flétrisse	ment (m3	/m3):	0,197	normale	0,082
% de sable :	30	% de limon :	30	% d'argile :	40

Couche #:	4		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,55		
K saturation (m/	'j) :		0,0144	log normale	0,0144
Porosité (m3/m3	3):		0,475	normale	0,048
Capacité au char	np (m3/m	3):	0,386	normale	0,07
Point de flétrisse	ment (m3	/m3):	0,272	normale	0,064
% de sable :	- 10	% de limon :	15	% d'argile :	75

Couche #:		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):				
K saturation (m/j):				
Porosité (m3/m3):			1	
Capacité au champ (ı	m3/m3):			
Point de flétrissemen	t (m3/m3):			
% de sable :	% de limon :		% d'argile :	

Type de sol : Cv	Valeurs	Distribution	Écarts types
Constante de dégradation de la litière (1/j):	0,035	normale	0,0035
Constante de dégradation des fèces (1/j):	0,035	normale	0,0035
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière (fraction):	0,5	normale	0,05
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces (fraction) :	0,5	normale	0,05
Fraction de la litière passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Fraction des fèces passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Rapport C/N du sol :	4 à 10	uniforme	
Constante de minéralisation de l'humus (1/j):	3,00E-05	normale	3,00E-06
Fraction de l'azote inorganique disponible :	0,1	normale	0,01
Rapport NO3/NH4 du sol :	10 à 20	uniforme	1
Constante de nitrification (1/j):	0,2	normale	0,02
Const. de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l) :	10	normale	1
Constants de décision de NACON	0.2		0.00

Constante de dénitrification (g N/m2/j) :	0,2	normale	0,02
Profondeur maximale de dénitrification (m):	1	normale	0,1
Patron de dénitrification ;	cônique		

Couche #: 1	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	5220	normale	522
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 2	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	1740	normale	174
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 3	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		l
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	2610	normale	261
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 4	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		1
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Type de sol: RI ou R			
	Valeurs	Distribution	Écarts Types
Nombre de couches :	5		
Niveau imperméable sous la nappe :	non		3
Drains dans le profil :	non		
Pente du sol (%):	0		
Profondeur maximale d'évaporation (m):	0 à 0,15	uniforme	

Couche #:	1		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,18		
K saturation (m/	j):	F#2	0,0552	log normale	0,0552
Porosité (m3/m3	3):		0,464	normale	0,055
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,318	normale	0,068
Point de flétrisse			0,197	normale	0,082
% de sable :	30	% de limon :	35	% d'argile :	35

Couche #:	2		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,03		
K saturation (m/	j):		0,0144	log normale	0,0144
Porosité (m3/m3	3):		0,475	normale	0,048
Capacité au champ (m3/m3) :		0,396	normale	0,07	
Point de flétrisse	ment (m3)	/m3):	0,272	normale	0,064
% de sable :	20	% de limon :	20	% d'argile :	60

Couche #:	3		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,23		
K saturation (m/	j):		0,0144	log normale	0,0144
Porosité (m3/m3	3):		0,475	normale	0,048
Capacité au champ (m3/m3) :		0,396	normale	0,07	
Point de flétrisse	ment (m3	/m3):	0,272	normale	0,064
% de sable :	15	% de limon :	15	% d'argile :	70

Couche #:	4		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,16		
K saturation (m/	j):		0,0144	log normale	0,0144
Porosité (m3/m3	-		0,475	normale	0,048
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,396	normale	0,07
Point de flétrisse			0,272	normale	0,064
% de sable :	10	% de limon :	10	% d'argile :	80

Couche #:	5		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,4		
K saturation (m/	j):		0,0144	log normale	0,0144
Porosité (m3/m3):		0,475	normale	0,048	
Capacité au champ (m3/m3) :		0,396	normale	0,07	
Point de flétrissement (m3/m3):		0,272	normale	0,064	
% de sable :	10	% de limon :	10	% d'argile :	80

Type de sol: RI ou R	Valeurs	Distribution	Écarts types
Constante de dégradation de la litière (1/j):	0,035	normale	0,0035
Constante de dégradation des fèces (1/j):	0,035	normale	0,0035
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière (fraction):	0,5	normale	0,05
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces (fraction) :	0,5	normale	0,05
Fraction de la litière passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Fraction des fèces passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Rapport C/N du sol :	4 à 10	uniforme	
Constante de minéralisation de l'humus (1/j):	3,00E-05	normale	3,00E-06
Fraction de l'azote inorganique disponible :	0,1	normale	0.01

Rapport NO3/NH4 du sol : Constante de nitrification (1/j) :	10 à 20 0,2	uniforme normale	0,02
Const. de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/I):	10	normale	1
Constante de dénitrification (g N/m2/j) :	0,2	normale	0,02
Profondeur maximale de dénitrification (m):	1	normale	0,1
Patron de dénitrification ;	cônique		

Conditions initiales des couches :

(couche #5: Des 0 partout)

Couche #: 1	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	6264	normale	626
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0.		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha) :	0		

Couche #: 2	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	783	normale	78
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha) :	0		

Couche #: 3	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	4002	normale	400
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 4	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		1
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	1392	normale	139
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		0.00-000/
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Type de sol: D				
	1	Valeurs	Distribution	Écarts Types
Nombre de couches :		3		
Niveau imperméable sou	s la nappe :	non		
Drains dans le profil :		non		
Pente du sol (%):		0,5		
Profondeur maximale d'é	evaporation (m):	0 à 0,15	uniforme	
Couche #: 1		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):		0,2	Distribution	Loans Typo
K saturation (m/j):		0,0552	log normale	0,0552
Porosité (m3/m3):		0,464	normale	0,0332
Capacité au champ (m3.	/m2) ·		normale	
Point de flétrissement (0,318	normale	0,068
% de sable : 30		0,197		0,082
70 de Sable. 30	30 de ilmon :	33	% d'argile :	33
Couche #: 2		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):		0,55		
K saturation (m/j):		0,0216	log normale	0,0216
Porosité (m3/m3):		0,479	normale	0,054
Capacité au champ (m3.	/m3):	0,387	normale	0,055
Point de flétrissement (0,25	normale	0,0057
% de sable : 5	% de limon :	50	% d'argile :	45
Couche #: 3		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):		0,25	Distribution	Louis Types
K saturation (m/j):		0,0144	log normale	0.0144
Porosité (m3/m3):		0,475	normale	0,048
Capacité au champ (m3	/m3) ·	0,396	normale	0,07
Point de flétrissement (0,272	normale	0,064
% de sable : 20		20	% d'argile :	60
Couche #:		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):				
K saturation (m/j):				
Porosité (m3/m3):				
Capacité au champ (m3				1
Point de flétrissement (
% de sable :	% de limon :		% d'argile :	
Couche #:		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):				
K saturation (m/j):				
Porosité (m3/m3):				
Capacité au champ (m3	/m3):			
Point de flétrissement (
% de sable :	% de limon :		% d'argile :	-

Type de sol : D	Valeurs	Distribution	Écarts types
Constante de dégradation de la litière (1/j) :	0,035	normale	0,0035
Constante de dégradation des fèces (1/j):	0,035	normale	0,0035
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière (fraction):	0,5	normale	0,05
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces (fraction) :	0,5	normale	0,05
Fraction de la litière passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Fraction des fèces passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Rapport C/N du sol :	4 à 10	uniforme	
Constante de minéralisation de l'humus (1/j):	4,00E-05	normale	4,00E-06
Fraction de l'azote inorganique disponible :	0,1	normale	0,01
Rapport NO3/NH4 du sol :	10 à 20	uniforme	
Constante de nitrification (1/j):	0,2	normale	0,02

Constante de nitrification (1/j):	0,2	normale	0,02
Const. de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l) :	10	normale	1
Constante de dénitrification (g N/m2/j) :	0,2	normale	0,02
Profondeur maximale de dénitrification (m):	1	normale	0,1
Patron de dénitrification ;	cônique		

Couche #: 1	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0	1	
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	6960	normale	696
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 2	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		-
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	4785	normale	479
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 3	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0	1	
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	0	1	
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #:	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha) :			
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):			
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha) :			0
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):			
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):			la constant
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha) :			
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):			

Type de sol: Ch			
	Valeurs	Distribution	Écarts Types
Nombre de couches :	4		
Niveau imperméable sous la nappe :	non		
Drains dans le profil :	non		
Pente du sol (%):	0,5		
Profondeur maximale d'évaporation (m):	0 à 0,15	uniforme	

Couche #:	1	- [Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,2		
K saturation (m/	j):		0,1632	log normale	0,1632
Porosité (m3/m3	3):		0,464	normale	0,055
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,318	normale	0,068
Point de flétrisse	ement (m3)	/m3):	0,197	normale	0,082
% de sable :	40	% de limon :	30	% d'argile :	30

Couche #:	2		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):		M.	0,3		
K saturation (m/	j):		0,0552	log normale	0,0552
Porosité (m3/m3	3):		0,464	normale	0,055
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,318	normale	0,068
Point de flétrisse			0,197	normale	0,082
% de sable :	30	% de limon :	30	% d'argile :	40

Couche #:	3		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,3		
K saturation (m/	/j):		0,0552	log normale	0,0552
Porosité (m3/m2	3):		0,464	normale	0,055
Capacité au char	mp (m3/m3	3):	0,318	normale	0,068
Point de flétrisse	ment (m3	/m3):	0,197	normale	0,082
% de sable :	30	% de limon :	30	% d'argile :	40

Couche #:	4		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,25		
K saturation (m/	(j):	2	0,0144	log normale	0,0144
Porosité (m3/m3	3):	1	0,475	normale	0,048
Capacité au char	mp (m3/m	3):	0,396	normale	0,07
Point de flétrisse	ement (m3.	/m3):	0,272	normale	0,064
% de sable :	25	% de limon :	25	% d'argile :	50

Couche #:		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):				
K saturation (m/j):				
Porosité (m3/m3):	<i>x</i>			
Capacité au champ (r	m3/m3):			
Point de flétrissemen				
% de sable :	% de limon :		% d'argile :	

Type de sol : Ch	Valeurs	Distribution	Écarts types
Constante de dégradation de la litière (1/j) :	0,035	normale	0,0035
Constante de dégradation des fèces (1/j):	0,035	normale	0,0035
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière (fraction):	0,5	normale	0,05
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces (fraction) :	0,5	normale	0,05
Fraction de la litière passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Fraction des fèces passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Rapport C/N du soi :	4 à 10	uniforme	
Constante de minéralisation de l'humus (1/j):	3,00E-05	normale	3,00E-06
Fraction de l'azote inorganique disponible :	0,1	normale	0,01
Rapport NO3/NH4 du sol :	10 à 20	uniforme	T
Constante de nitrification (1/j):	0.2	normale	0.02

Constante de nitrification (1/j):	0,2	normale	0,02
Const. de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l):	10	normale	1
Constante de dénitrification (g N/m2/j):	0,2	normale	0,02
Profondeur maximale de dénitrification (m):	1	normale	0,1
Patron de dénitrification ;	cônique		

Couche #: 1	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0	1	
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha) :	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	5220	normale	522
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0	0	
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 2	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0	1	
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	5220	normale	522
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		B

Couche #: 3	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	2610	normale	261
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 4	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		1
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0	1	
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Type de sol : Lrl	Valeurs	Distribution	Écarts Types
Nombre de couches :	4	1	
Niveau imperméable sous la nappe :	non	1	1
Drains dans le profil :	non		
Pente du sol (%):	0,5		
Profondeur maximale d'évaporation (m):	0 à 0,15		

Couche #:	1		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):		-	0,18		
K saturation (m/	j):	1	0,08	log normale	0,08
Porosité (m3/m3	3):		0,471	normale	0,053
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,366	normale	0,062
Point de flétrisse			0,208	normale	0,07
% de sable :	15	% de limon :	50	% d'argile :	35

Couche #:	2		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,2		
K saturation (m/	΄j):		0,036	log normale	0,036
Porosité (m3/m3	3):		0,471	normale	0,053
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,366	normale	0,062
Point de flétrisse	ment (m3	′m3):	0,208	normale	0,07
% de sable :	20	% de limon :	50	% d'argile :	30

Couche #:	3		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,23		
K saturation (m/	j):		0,036	log normale	0,036
Porosité (m3/m3	3):		0,471	normale	0,053
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,366	normale	0,062
Point de flétrisse	ment (m3)	/m3):	0,208	normale	0,07
% de sable :	15	% de limon :	50	% d'argile :	35

Couche #:	4		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,3		
K saturation (m/	j) :		0,036	log normale	0,036
Porosité (m3/m3	3):		0,471	normale	0,053
Capacité au char	np (m3/m	3):	0,366	normale	0,062
Point de flétrisse	ment (m3,	/m3):	0,208	normale	0,07
% de sable :	20	% de limon :	50	% d'argile :	30

Couche #:		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):				
K saturation (m/j):				1.
Porosité (m3/m3):				
Capacité au champ (r	m3/m3):			2
Point de flétrissemen				
% de sable :	% de limon :		% d'argile :	

Type de sol : Lrl	Valeurs	Distribution	Écarts types
Constante de dégradation de la litière (1/j) :	0,035	normale	0,0035
Constante de dégradation des fèces (1/j):	0,035	normale	0,0035
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière (fraction):	0,5	normale	0,05
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces (fraction) :	0,5	normale	0,05
Fraction de la litière passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Fraction des fèces passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Rapport C/N du sol :	4 à 10	uniforme	
Constante de minéralisation de l'humus (1/j):	3,50E-05	normale	3,50E-06
Fraction de l'azote inorganique disponible :	0,1	normale	0,01
Rapport NO3/NH4 du sol :	10 à 20	uniforme	
Constante de nitrification (1/j):	0,2	normale	0,02

Constante de nitrification (1/j):	0,2	normale	0,02
Const. de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l):	10	normale	1
Constante de dénitrification (g N/m2/j) :	0,2	normale	0,02
Profondeur maximale de dénitrification (m):	1	normale	0,1
Patron de dénitrification ;	cônique		

Couche #: 1	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	4698	normale	470
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 2	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	5220	normale	522
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 3	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		1
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	4002	normale	400
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 4	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	5220	normale	522
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		1
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Type de sol: Bd			
<u> </u>	Valeurs	Distribution	Écarts Types
Nombre de couches :	4		
Niveau imperméable sous la nappe :	non		
Drains dans le profil ;	non		
Pente du sol (%):	0,5		
Profondeur maximale d'évaporation (m):	0 à 0.15	uniforme	

Couche #:	1		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):		•	0,2		
K saturation (m/	j):		0,05	log normale	0,05
Porosité (m3/m3	3):		0,471	normale	0,053
Capacité au chan	np (m3/m3	3):	0,366	normale	0,062
Point de flétrisse	ment (m3)	/m3):	0,208	normale	0,07
% de sable :	15	% de limon :	50	% d'argile :	35

Couche #:	2		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,13		
K saturation (m/	j):		0,036	log normale	0,036
Porosité (m3/m3	3):		0,471	normale	0,053
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,366	normale	0,062
Point de flétrisse	ment (m3	/m3):	0,208	normale	0,07
% de sable :	10	% de limon :	55	% d'argile :	35

Couche #:	3		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,3		
K saturation (m/	j):		0,1032	log normale	0,1032
Porosité (m3/m3	3):		0,398	normale	0,066
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,255	normale	0,069
Point de flétrisse	ment (m3,	/m3):	0,148	normale	0,063
% de sable :	45	% de limon :	25	% d'argile :	30

Couche #:	4		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,37		
K saturation (m/	j):	101	0,036	log normale	0,036
Porosité (m3/m3	3):		0,471	normale	0,053
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,366	normale	0,062
Point de flétrisse	ment (m3	/m3):	0,208	normale	0,07
% de sable :	20	% de limon :	50	% d'argile :	30

Couche #:		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):				
K saturation (m/j):				
Porosité (m3/m3):				
Capacité au champ (m3/m3):			
Point de flétrissemen				
% de sable :	% de limon :		% d'argile :	

Type de sol: Bd	Valeurs	Distribution	Écarts types
Constante de dégradation de la litière (1/j):	0,035	normale	0,0035
Constante de dégradation des fèces (1/j):	0,035	normale	0,0035
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière (fraction):	0,5	normale	0,05
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces (fraction) :	0,5	normale	0,05
Fraction de la litière passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Fraction des fèces passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Rapport C/N du sol :	4 à 10	uniforme	
Constante de minéralisation de l'humus (1/j):	3,00E-05	normale	3,00E-06
Fraction de l'azote inorganique disponible :	0,1	normale	0,01

Rapport NO3/NH4 du sol : Constante de nitrification (1/j) :	10 à 20 0.2	uniforme normale	0.02
	- O/L	Horman	0,02
Const. de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/I) :	10	normale	1
Constante de dénitrification (g N/m2/j):	0,2	normale	0,02
Profondeur maximale de dénitrification (m):	1	normale	0,1
Patron de dénitrification ;	cônique		

Couche #: 1	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	5220	normale	522
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 2	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	5220	normale	522
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 3	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	2610	normale	261
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 4	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	-0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

	Valeurs	Distribution	Écarts Types
Nombre de couches :	4	F	
Niveau imperméable sous la nappe :	non		
Drains dans le profil :	non		
Pente du sol (%) :	0,5		
Profondeur maximale d'évaporation (m):	0 à 0,15	uniforme	

Couche #:	1		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,2		
K saturation (m/	'j):		1,4664	log normale	1,4664
Porosité (m3/m3	3):		0,437	normale	0,069
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,125	normale	0,065
Point de flétrisse	ment (m3/	/m3):	0,055	normale	0,036
% de sable :	85	% de limon :	10	% d'argile :	5

Couche #:	2		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,3		
K saturation (m/	j):	1	1	log normale	1
Porosité (m3/m3	3):		0,437	normale	0,063
Capacité au chan	np (m3/m3	3):	0,091	normale	0,073
Point de flétrisse	ment (m3	/m3):	0,033	normale	0,026
% de sable :	90	% de limon :	5	% d'argile :	5

Couche #:	3		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,3		
K saturation (m/	j):		1,4664	log normale	1,4664
Porosité (m3/m3	3):		0,437	normale	0,069
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,125	normale	0,065
Point de flétrisse	ment (m3	/m3):	0,055	normale	0,036
% de sable :	85	% de limon :	10	% d'argile :	5

Couche #:	4		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,2		
K saturation (m/	j):	1	0,144	log normale	0,144
Porosité (m3/m3		}	0,475	normale	0,048
Capacité au chan	np (m3/m3	3):	0,396	normale	0,07
Point de flétrisse			0,272	normale	0,064
% de sable :	30	% de limon :	10	% d'argile :	60

Couche #:		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):				
K saturation (m/j):				
Porosité (m3/m3):	ar and a second			
Capacité au champ (r	n3/m3):			
Point de flétrissement				
% de sable :	% de limon :		% d'argile :	

Type de sol: Jo	Valeurs	Distribution	Écarts types
Constante de dégradation de la litière (1/j) :	0,035	normale	0,0035
Constante de dégradation des fèces (1/j):	0,035	normale	0,0035
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière (fraction):	0,5	normale	0,05
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces (fraction) :	0,5	normale	0,05
Fraction de la litière passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Fraction des fèces passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Rapport C/N du soi :	4 à 10	uniforme	
Constante de minéralisation de l'humus (1/j):	4,00E-05	normale	4,00E-06
Fraction de l'azote inorganique disponible :	0.1	normale	0,01

Rapport NO3/NH4 du sol : Constante de nitrification (1/j) :	10 à 20 0,2	uniforme normale	0,02
Const. de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/I):	10	normale	1
Constante de dénitrification (g N/m2/j) :	0,2	normale	0,02
Profondeur maximale de dénitrification (m):	1	normale	0,1
Patron de dénitrification ;	cônique		

Couche #: 1	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	6960	normale	696
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 2	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha) :	0.		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		1
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	5220	normale	522
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 3	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	2610	normale	261
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 4	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0)
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0	1	
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Type de sol: J			
	Valeurs	Distribution	Écarts Types
Nombre de couches :	4	1	
Niveau imperméable sous la nappe :	non		
Drains dans le profil :	non		
Pente du sol (%):	0		
Profondeur maximale d'évaporation (m) :	0 à 0,15	uniforme	1

Couche #:	1		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,2		
K saturation (m/	j):		1,4664	log normale	1,4664
Porosité (m3/m3	3):		0,437	normale	0,069
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,125	normale	0,065
Point de flétrisse	ment (m3	/m3):	0,055	normale	0,036
% de sable :	85	% de limon :	10	% d'argile :	5

Couche #:	2		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,1		
K saturation (m/	j):		5,04	log normale	5,04
Porosité (m3/m3	3):		0,437	normale	0,063
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,091	normale	0,073
Point de flétrissement (m3/m3):		0,033	normale	0,026	
% de sable :	90	% de limon :	5	% d'argile :	5

Couche #:	3		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,35		
K saturation (m/	j):		5,04	log normale	5,04
Porosité (m3/m3	3):		0,437	normale	0,063
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,091	normale	0,073
Point de flétrissement (m3/m3):		0,033	normale	0,026	
% de sable :	90	% de limon :	5	% d'argile :	5

Couche #:	4		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m):			0,35		
K saturation (m/	'j):		5,04	log normale	5,04
Porosité (m3/m3	3):		0,437	normale	0,063
Capacité au char	np (m3/m3	3):	0,091	normale	0,073
Point de flétrisse			0,033	normale	0,026
% de sable :	90	% de limon :	5	% d'argile :	5

Couche #:		Valeurs	Distribution	Écarts Types
Épaisseur (m): K saturation (m/j): Porosité (m3/m3):				
Capacité au champ (Point de flétrissemen				
% de sable :	% de limon :		% d'argile :	

Type de sol: J	Valeurs	Distribution	Écarts types
Constante de dégradation de la litière (1/j) :	0,035	normale	0,0035
Constante de dégradation des fèces (1/j) :	0,035	normale	0,0035
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière (fraction):	0,5	normale	0,05
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces (fraction) :	0,5	normale	0,05
Fraction de la litière passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Fraction des fèces passant à l'humus :	0,15	normale	0,015
Rapport C/N du soi :	4 à 10	uniforme	
Constante de minéralisation de l'humus (1/j) :	5,00E-05	normale	5,00E-06
Fraction de l'azote inorganique disponible :	0,1	normale	0,01
Rapport NO3/NH4 du sol :	10 à 20	uniforme	1
Constante de nitrification (1/j):	0,2	normale	0,02
Const. de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l) :	10	normale	1
			The same and the s

contra de denn sacaradon pour la demanicación (mg 17/1):			
Constante de dénitrification (g N/m2/j) :	0,2	normale	0,02
Profondeur maximale de dénitrification (m):	1	normale	0,1
Patron de dénitrification ;	cônique		

Couche #: 1	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		1-
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0) ST
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	5220	normale	522
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 2	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha) :	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	2610	normale	261
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Couche #: 3	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	3045	normale	305
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		}

Couche #:	Valeurs	Distribution	Écarts types
Contenu en Carbone du réservoir Litière (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Litière (kg N/ha):	0		
Contenu en Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Fèces (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Humus (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha):	0		
Contenu en Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha):	0		

Caractéristiques de la culture :

Culture : mais (répétée annu		Distribution	Esseta tuman
	Valeurs	Distribution	Écarts types
Date de début de croissance :	29-mai		
Date de fin de croissance :	30-sept		
Type de culture :	annuelle		
Nombre dè coupes :	1		
Date de coupe :	15-octo		
Travail du sol :	oui		
Date de travail du sol :	25-octo		
Profondeur de travail du sol (cm):	0,2 à 0,3	uniforme	
Besoin en eau (m):	0,4	1	
Besoin en azote (kg N/ha):	200		
Fraction de l'azote récolté :	0,65		
Fraction de l'azote résiduel :	0,18		
Rapport C/N des résidus de récolte :	80	normale	8
Rapport C/N des racines :	25	normale	3
Profondeur des racines à maturité (m) :	0,9		
Patron racinaire :	cônique		

Caractéristiques des fertilisations :

Fertilisation:	1	Date d'épandag	e:	30-mai		
Fertilisation orga	nique :	ļ	Fertilisation ir	organique :		(b)
Profondeur d'app Vol. d'eau apport				14 (kg N/ha) : 03 (kg N/ha) :	15 15	(9) (9)
Contenu en litière Contenu en fèces			Const. de diss	olution (1/j):	0,14	à 0,20
Rapport C/N de la Rapport C/N des						
Contenu en NH4 Contenu en NO3		1				

Fertilisation:	2	Date d'épandag	e:	20-juil]	
Fertilisation orga	inique :	1	Fertilisation	inorganique :		(b)
Profondeur d'app Vol. d'eau apport				NH4 (kg N/ha) : NO3 (kg N/ha) :	70	(90) (90)
Contenu en litière Contenu en fèces	(kg N/ha):	10	Const. de dis	solution (1/j):	0,14	à 0,20
Rapport C/N de la Rapport C/N des						
Contenu en NH4 Contenu en NO3	Contraction of Contraction					

Caractéristiques de la culture :

	Valeurs	Distribution	Écarts types
Date de début de croissance :	29-mai		
Date de fin de croissance :	19-sept		
Type de culture :	annuelle		
Nombre de coupes :	1		
Date de coupe :	30-sept		
Travail du sol :	oui		
Date de travail du sol :	20-octo		
Profondeur de travail du sol (cm):	0,15 à 0,25	uniforme	
Besoin en eau (m):	0,4		
Besoin en azote (kg N/ha):	260		
Fraction de l'azote récolté :	0,6		
Fraction de l'azote résiduel :	0,35		A Charles of a
Rapport C/N des résidus de récolte :	50	normale	5
Rapport C/N des racines :	25	normale	3
Profondeur des racines à maturité (m) : Patron racinaire :	0,30 à 0,50 cônique	uniforme	

Caractéristiques des fertilisations :

Contenu en NO3 (kg N/ha):

Fertilisation:	1	Date d'épandag	e:	30-mai	
Fertilisation orga	ınique :		Fertilisation in	norganique :	(b)
Profondeur d'app Vol. d'eau apport	The second secon			44 (kg N/ha): 03 (kg N/ha):	37,5 (44) 37,5 (44)
Contenu en litière Contenu en fèces			Const. de diss	olution (1/j):	0,14 à 0,20
Rapport C/N de la Rapport C/N des					
Contenu en NH4 Contenu en NO3	(kg N/ha):				

Fertilisation: 2 Date		Date d'épandage :	30-juin
Fertilisation organique:		Fertilisatio	n inorganique :

		(b)
Profondeur d'application (m): Vol. d'eau apporté (m3/ha):	Contenu en NH4 (kg N/ha) : Contenu en NO3 (kg N/ha) :	37,5 (44) 37,5 (44)
Contenu en litière (kg N/ha) : Contenu en fèces (kg N/ha) :	Const. de dissolution (1/j):	0,14 à 0,20
Rapport C/N de la litière : Rapport C/N des fèces :		
Contenu en NH4 (kg N/ha):		

Caractéristiques de la culture :

	Valeurs	Distribution	Écarts types
Date de début de croissance :	24-mai		
Date de fin de croissance :	24-sept		
Type de culture :	annuelle		
Nombre de coupes :	1		
Date de coupe :	30-sept		
Travail du sol :	oui		
Date de travail du sol :	15-octo		
Profondeur de travail du sol (cm):	20 à 25	uniforme	
Besoin en eau (m):	0,45		
Besoin en azote (kg N/ha):	150		
Fraction de l'azote récolté :	0,6		
Fraction de l'azote résiduel :	0,3		
Rapport C/N des résidus de récolte :	60	normale	6
Rapport C/N des racines :	25	normale	2,5
Profondeur des racines à maturité (m) :	0,9		
Patron racinaire :	cônique		

Caractéristiques des fertilisations :

Fertilisation: 1	Date d'épandage :	25-mai
------------------	-------------------	--------

Fertilisation organique:

Fertilisation inorganique:

Profondeur d'application (m): Vol. d'eau apporté (m3/ha):	Contenu en NH4 (kg N/ha) : Contenu en NO3 (kg N/ha) :	22,5 22,5
Contenu en litière (kg N/ha):	Const. de dissolution (1/j):	0,14 à 0,20
Contenu en fèces (kg N/ha):		
Rapport C/N de la litière :		
Rapport C/N des fèces :		
Contenu en NH4 (kg N/ha):		
Contenu en NO3 (kg N/ha):		

Fertilisation:	2	Date d'épandage :	30-juin

Fertilisation organique:

Fertilisation inorganique:

Profondeur d'application (m): Vol. d'eau apporté (m3/ha):	Contenu en NH4 (kg N/ha): Contenu en NO3 (kg N/ha):	4,5 4,5
Contenu en litière (kg N/ha):	Const. de dissolution (1/j):	0,14 à 0,20
Contenu en fèces (kg N/ha):		
Rapport C/N de la litière :		
Rapport C/N des fèces :		
Contenu en NH4 (kg N/ha):		
Contenu en NO3 (kg N/ha):		

Caractéristiques de la culture :

Culture: prairie (répétée ann	Valeurs	Distribution	Écarts types
Date de début de croissance :	15-mai		
Date de fin de croissance :	10-sept		
Type de culture :	pérenne		
Nombre de coupes :	2		
Date de coupe :	10/7 et 3/9		
Travail du sol :	non		
Date de travail du sol :			
Profondeur de travail du sol (cm):			
Besoin en eau (m):	0,14		
Besoin en azote (kg N/ha):	75		
Fraction de l'azote récolté :	1		in the second
Fraction de l'azote résiduel :	0		
Rapport C/N des résidus de récolte :	50		
Rapport C/N des racines :	25		
Profondeur des racines à maturité (m) :	0,6		
Patron racinaire :	cônique		

Caractéristiques des fertilisations :

Fertilisation:	1	Date d'épandage :	16-mai

Fertilisation organique:

Fertilisation inorganique:

Profondeur d'application (m):	Contenu en NH4 (kg N/ha):	23 23
Vol. d'eau apporté (m3/ha) :	Contenu en NO3 (kg N/ha): Const. de dissolution (1/j):	0,14 à 0,20
Contenu en litière (kg N/ha) : Contenu en fèces (kg N/ha) :	Const. de dissolution (17j):	0,14 a 0,20
Rapport C/N de la litière :		
Rapport C/N des fèces :		
Contenu en NH4 (kg N/ha):		
Contenu en NO3 (kg N/ha):		

Fertilisation :	2	Date d'épandage :	11-juil

Fertilisation organique:

Fertilisation inorganique:

Profondeur d'application (m): Vol. d'eau apporté (m3/ha) :	Contenu en NH4 (kg N/ha): Contenu en NO3 (kg N/ha):	23 23
Contenu en litière (kg N/ha) : Contenu en fèces (kg N/ha) :	Const. de dissolution (1/j):	0,14 à 0,20
Rapport C/N de la litière : Rapport C/N des fèces :		
Contenu en NH4 (kg N/ha): Contenu en NO3 (kg N/ha):		

Caractéristiques de la culture :

Culture : Soya (répétée ann	Valeurs	Distribution	Écarts types
Date de début de croissance :	25-mai		
Date de fin de croissance :	20-sept		
Type de culture :	annuelle		
Nombre de coupes :	1		
Date de coupe :	25-sept		
Travail du sol :	oui		
Date de travail du sol :	25-octo		
Profondeur de travail du sol (cm):	0,2 à 0,3	uniforme	
Besoin en eau (m):	0,45		
Besoin en azote (kg N/ha):	233		
Fraction de l'azote récolté :	0,7		
Fraction de l'azote résiduel :	0,2		
Rapport C/N des résidus de récolte :	20	normale	2
Rapport C/N des racines :	25	normale	3
Profondeur des racines à maturité (m) : Patron racinaire :	0,8 à 0,98 cônique	uniforme	

Caractéristiques des fertilisations :

Fertilisation:	1	Date d'épandage :	26-mai
----------------	---	-------------------	--------

Fertilisation organique:

Fertilisation inorganique:

Profondeur d'application (m): Vol. d'eau apporté (m3/ha) :	Contenu en NH4 (kg N/ha): Contenu en NO3 (kg N/ha):	13 13
Contenu en litière (kg N/ha) :	Const. de dissolution (1/j):	0,14 à 0,2
Contenu en fèces (kg N/ha):		
Rapport C/N de la litière :		
Rapport C/N des fèces :		
Contenu en NH4 (kg N/ha):		
Contenu en NO3 (kg N/ha):		

Fertilisation:	2	Date d'épandage :	26-juin

Fertilisation organique:

Fertilisation inorganique:

Profondeur d'application (m):	Contenu en NH4 (kg N/ha):	10
Vol. d'eau apporté (m3/ha) :	Contenu en NO3 (kg N/ha):	10
Contenu en litière (kg N/ha) :	Const. de dissolution (1/j):	0,14 à 0,2
Contenu en fèces (kg N/ha):		
Rapport C/N de la litière :		
Rapport C/N des fèces :		
Contenu en NH4 (kg N/ha):		
Contenu en NO3 (kg N/ha):		

Application de lisier

Culture: patate

Fertilisation:	1	Date d'épandage :	30-mai
----------------	---	-------------------	--------

Fertilisation organique:

Fertilisation inorganique:

Profondeur d'application (m):	0 à 0,1	Contenu en NH4 (kg N/ha):	
Vol. d'eau apporté (m3/ha) :	18,7	Contenu en NO3 (kg N/ha):	
Contenu en litière (kg N/ha):		Const. de dissolution (1/j):	
Contenu en fèces (kg N/ha):	54		
Rapport C/N de la litière :			
Rapport C/N des fèces :	10 à 14		
Contenu en NH4 (kg N/ha):	31		
Contenu en NO3 (kg N/ha):			

Fertilisation:	2	Date d'épandage :	30-juin
----------------	---	-------------------	---------

Fertilisation organique:

Fertilisation inorganique:

			(b)
Profondeur d'application (m): Vol. d'eau apporté (m3/ha):	Contenu en NH4 (kg N/ha): Contenu en NO3 (kg N/ha):	33 33	(47) (47)
Contenu en litière (kg N/ha): Contenu en fèces (kg N/ha):	Const. de dissolution (1/j):	0,14	à 0,20

Contenu en litière (kg N/ha):
Contenu en fèces (kg N/ha):
Rapport C/N de la litière:
Rapport C/N des fèces:
Contenu en NH4 (kg N/ha):
Contenu en NO3 (kg N/ha):

Application de lisier

Culture: maïs

Fertilisation: 1 Date d'épandage: 30-mai

Fertilisation organique:

Fertilisation inorganique:

Profondeur d'application (m): Vol. d'eau apporté (m3/ha):	0 à 0,1 18,7	Contenu en NH4 (kg N/ha) : Contenu en NO3 (kg N/ha) :
Contenu en litière (kg N/ha):	10,1	Const. de dissolution (1/j):
Contenu en fèces (kg N/ha):	54	
Rapport C/N de la litière :		
Rapport C/N des fèces :	10 à 14	
Contenu en NH4 (kg N/ha):	31	
Contenu en NO3 (kg N/ha):		= "

Fertilisation: 2 Date d'épandage: 20-juil

Fertilisation organique:

Fertilisation inorganique:

			(b)
Profondeur d'application (m):	Contenu en NH4 (kg N/ha):	56,5	(43)
Vol. d'eau apporté (m3/ha):	Contenu en NO3 (kg N/ha):	56,5	(43)
Contenu en litière (kg N/ha):	Const. de dissolution (1/j):	0,14	0,20
		-	

Contenu en fèces (kg N/ha):

Rapport C/N de la litière:

Rapport C/N des fèces:

Contenu en NH4 (kg N/ha):

Contenu en NO3 (kg N/ha):

Application de lisier

Culture:

prairie

Fertilisation:

|Date d'épandage :

16-mai

Fertilisation organique:

Fertilisation inorganique:

Contenu en NH4 (kg N/ha) : Contenu en NO3 (kg N/ha) : Const. de dissolution (1/j) :

Profondeur d'application (m):	0 à 0,1
Vol. d'eau apporté (m3/ha) :	18,7
Contenu en litière (kg N/ha):	
Contenu en fèces (kg N/ha):	54
Rapport C/N de la litière :	
Rapport C/N des fèces :	10 à 14
Contenu en NH4 (kg N/ha):	31
Contenu en NO3 (kg N/ha):	

Fertilisation:	2	Date d'épandage :	11-juil

Fertilisation organique:

Fertilisation inorganique:

Profondeur d'application (m): Vol. d'eau apporté (m3/ha):	Contenu en NH4 (kg N/ha) : Contenu en NO3 (kg N/ha) :	3,5 3,5
Contenu en litière (kg N/ha) :	Const. de dissolution (1/j):	0,14 à 0,2
Contenu en fèces (kg N/ha):		
Rapport C/N de la litière :		
Rapport C/N des fèces :		
Contenu en NH4 (kg N/ha):		
Contenu en NO3 (kg N/ha):		

ANNEXE 4B

Logiciel AgriFlux: Données climatiques

mption	A:	on:	Statio	Sta	
"	A	<i>)</i> 11.	latio	ى د	

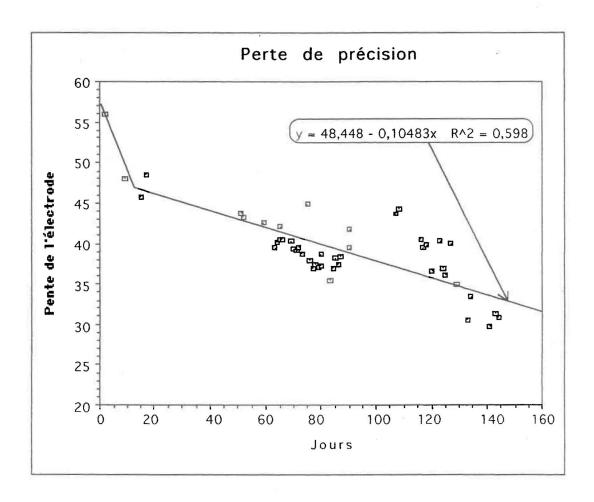
Mois	Précip. (mm)	T (oC)	É.T. Pot.(mm)
Janvier	69,33	-11,9	0
Février	59,07	-10,5	0
Mars	68,02	-3,58	0
Avril	74,73	5,09	27,12
Mai	73,41	12,26	76,97
Juin	85,5	17,48	113
Juillet	83,82	20,16	132,7
Août	94,7	18,76	113,5
Septembre	82,66	13,89	71,59
Octobre	80,15	7,68	34,81
Novembre	96,97	0,78	2,71
Décembre	90,6	-8,24	0

~~~~						-
	C	20200		t		
	Statio	ın.	\T-	1200	29111	
	Statio	711.	Ut.	Jack	ques	

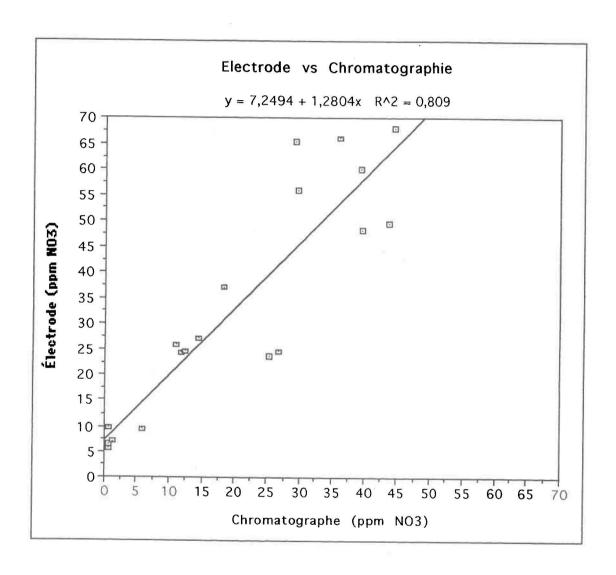
Mois	Précip. (mm)	T (oC)	É.T. Pot.(mm)
Janvier	59,86	-12,1	0
Février	46,27	-9,92	0
Mars	61,2	-3,6	0
Avril	72,06	5,16	27,46
Mai	93,01	12,64	79,47
Juin	113,6	17,38	112,5
Juillet	85,82	20,25	133,4
Août	102	19,14	115,9
Septembre	100,4	13,71	70,55
Octobre	96,66	7,13	32,15
Novembre	87,21	0,25	0,84
Décembre	79,54	-8,55	0

Nombre de jours de pluie :	150 à 175
Fraction de neige au sol au début de la fonte (m/m) :	0,25 à 0,75
Jour où la température est la plus basse :	27
Taux de fonte de la neige (m/°C/j) :	0,007

Électrode: Perte de précision



Électrode: Électrode vs chromatographie



Résultats: Mesures de concentrations et de pH

Point-	du-Jour		
# Puits	Mesures	Corrections	Ha
1	6,60	4,40	6,20
2	52,10	34,73	7,80
3	60,10	40,07	7,40
4	15,10	10,07	7,60
4 5	14,20	9,47	7,80
6	53,50	35,67	7,90
7	42,70	28,47	7,70
8	65,30	43,53	6,60
9	57,00	38,00	7,60
10	32,10	21,40	7,50
11	74,90	49,93	7,90
12	237,30	158,20	7,80
13	170,30	113,53	7,70
14	100,10	66,73	7,70
15	72,20	48,13	7,20
16	18,50	12,33	7,30
17	110,60	73,73	6,60
18	269,30	179,53	7,00
19	17,70	11,80	7,40
20	18,30	12,20	7,80
21	84,60	56,40	7,20

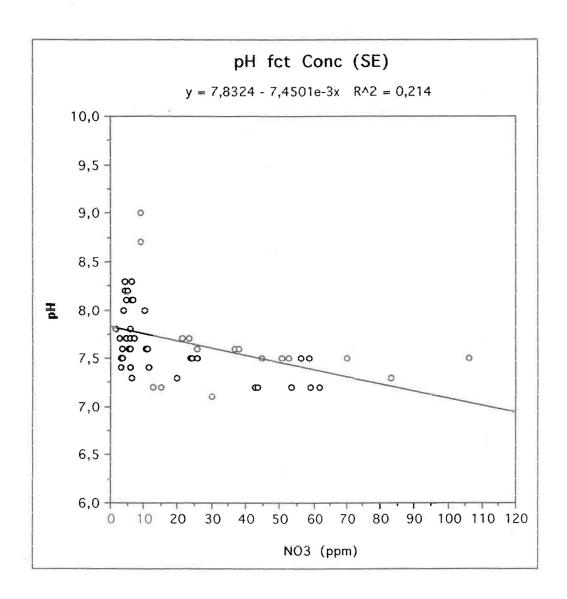
Vacher			
# Puits	Mesures	Corrections	Ha
22	76,50	51,00	6,40
23	21,60	14,40	7,40
24	8,20	5,47	7,50
25	21,60	14,40	7,40
26	1,90	1,27	6,70
27	26,80	17,87	6,80
28	12,50	8,33	8,50
29	8,50	5,67	8,60
30	5,30	3,53	7,00
31	50,30	33,53	6,90
32	49,20	32,80	7,10
33	2,40	1,60	8,70
34	2,40	1,60	8,90
35	1,10	0,73	9,20
36	2,00	1,33	9,50
37	1,80	1,20	9,30
38	2,00	1,33	8,80
39	2,30	1,53	9,20
40	3,00	2,00	9,30

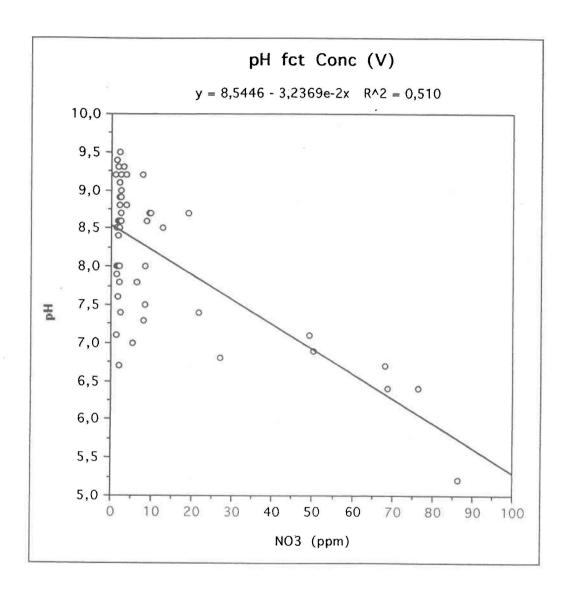
41	2,10	1,40	8,90
42	2,20	1,47	9,00
43	2,40	1,60	9,00
44	1,40	0,93	9,40
45	2,10	1,40	9,10
46	3,70	2,47	9,20
47	7,80	5,20	9,20
48	68,10	45,40	6,70
49	9,80	6,53	8,70
50	18,80	12,53	8,70
51	9,30	6,20	8,70
52	86,50	57,67	5,20
53	1,20	0,80	7,10
54	3,50	2,33	8,80
55	1,30	0,87	8,00
56	2,20	1,47	7,40
57	1,40	0,93	7,90
58	1,50	1,00	8,00
59	1,40	0,93	8,50
60	1,60	1,07	8,40
61	1,60	1,07	8,60
62	1,90	1,27	8,60
63	2,20	1,47	8,60
64	2,00	1,33	8,50
65	1,90	1,27	7,80
66	7,90	5,27	7,30
67	8,40	5,60	8,00
68	1,80	1,20	7,60
69	6,40	4,27	7,80
70	2,10	1,40	8,00
St-F	sprit		

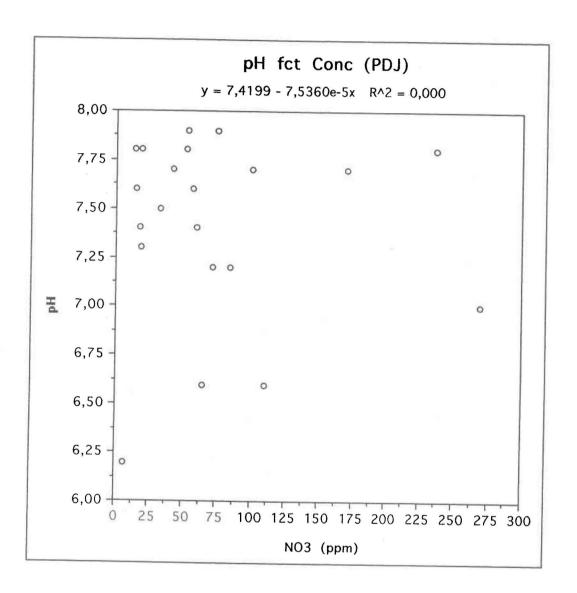
St-E	sprit		
# Puits	Mesures	Corrections	На
71	83,20	55,47	7,30
72	44,90	29,93	7,50
73	3,50	2,33	7,50
74	106,20	70,80	7,50
75	61,80	41,20	7,20
76	4,50	3,00	8,20
77	36,90	24,60	7,60
78	38,00	25,33	7,60
79	11,40	7,60	7,40
80	1,70	1,13	7,80
81	42,90	28,60	7,20
82	6,60	4,40	8,10
83	10,40	6,93	8,00
84	23,90	15,93	7,50
85	4.20	2.80	8.00

86	43,60	29,07	7,20
87	4,20	2,80	8,00
88	58,90	39,27	7,20
89	56,10	37,40	7,50
90	24,00	16,00	7,50
91	25,90	17,27	7,50
92	53,40	35,60	7,20
93	10,80	7,20	7,60
94	19,90	13,27	7,30
95	23,50	15,67	7,70
96	25,60	17,07	7,60
97	50,80	33,87	7,50
98	52,50	35,00	7,50
99	21,30	14,20	7,70
100	12,50	8,33	7,20
101	6,20	4,13	7,30
102	9,00	6,00	8,70
103	4,70	3,13	8,10
104	7,00	4,67	7,70
105	58,60	39,07	7,50
106	70,20	46,80	7,50
107	30,00	20,00	7,10
108 a	14,90	9,93	7,20
108 b	9,30	6,20	9,00
109	5,90	3,93	7,70
110	6,00	4,00	7,60
111	3,20	2,13	7,50
112	3,40	2,27	7,60
113	11,20	7,47	7,60
114	2,60	1,73	7,70
115	3,00	2,00	7,40
116	4,60	3,07	8,10
117	4,00	2,67	8,00
118	4,60	3,07	7,70
119	4,50	3,00	8,30
120	5,70	3,80	7,60
121	7,10	4,73	7,70
122	6,40	4,27	8,30
123	6,30	4,20	8,10
124	5,20	3,47	8,20
125	5,80	3,87	7,80
126	6,90	4,60	7,40

Résultats: Corrélations pH-Concentrations







Résultats: Concentrations calculées (AgriFlux)

Simulation:	PDJ S1	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	2,90	2,30
60 jours	6,14	3,47
Valeur au jour	3,50	

Simulation:	PDJ S3	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	4,89	5,23
60 jours	11,47	8,52
Valeur au jour	18,16	

Simulation:	PDJ S3b	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	4,51	4,70
60 jours	10,17	8,26
Valeur au jour	18,16	

Simulation:	PDJ S5	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	6,84	4,09
60 jours	4,30	2,07
Valeur au jour	1,82	U CHIPATAN I

Simulation:	V S4	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	3,95	3,03
60 jours	2,11	0,68
Valeur au jour	0,71	

Simulation:	V S5	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	8,48	3,68
60 jours	6,07	2,74
Valeur au jour	2,34	

Simulation:	V S6	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	3,32	2,00
60 jours	5,23	2,92
Valeur au jour	6,46	

Simulation:	V S6b	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	3,11	2,24
60 jours	5,26	3,44
Valeur au jour	8,08	1000

Simulation:	V S7	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	5,62	4,56
60 jours	12,32	6,82
Valeur au jour	15,42	

Simulation:	V S7b	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	6,71	6,53
60 jours	15,04	10,48
Valeur au jour	21,31	

Simulation:	V S9	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	1,62	- 1,12
60 jours	2,69	1,05
Valeur au jour	0,54	

Simulation:	SE S1-S16	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	3,58	2,65
60 jours	3,47	1,57
Valeur au jour	0,75	

Simulation:	SE S4	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,50	0,39
60 jours	0,70	0,45
Valeur au jour	0,06	

Simulation:	SE S6	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,13	0,12
60 jours	0,23	0,15
Valeur au jour	0,03	

Simulation:	SE S7	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	1,25	0,75
60 jours	1,71	0,79
Valeur au jour	0,46	

Simulation:	SE S9	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,87	0,72
60 jours	1,47	0,79
Valeur au jour	0,25	

Simulation:	SE S10	ppm -N.
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	6,83	3,97
60 jours	8,50	5,03
Valeur au jour	1,41	

Simulation:	SE S10b	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	13,43	4,17
60 jours	15,26	4,04
Valeur au jour	9,93	

Simulation:	SE S11	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,97	0,70
60 jours	1,27	0,71
Valeur au jour	0,28	

Simulation:	SE S12	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,18	0,16
60 jours	0,31	0,20
Valeur au jour	0,04	

Simulation:	SE S13	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	2,26	1,64
60 jours	2,61	1,59
Valeur au jour	0,40	

Simulation:	SE S14	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	8,40	5,70
60 jours	5,13	3,12
Valeur au jour	0,81	

Simulation:	SE S17	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,35	0,25
60 jours	0,26	0,18
Valeur au jour	0,14	

Simulation:	SE S18	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	8,81	1,36
60 jours	8,08	1,03
Valeur au jour	7,67	

Drains

Simulation:	V S5 d	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	6,92	3,95
60 jours	4,97	2,56
Valeur au jour	1,38	

Simulation:	V S7 d	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	5,36	4,82
60 jours	12,35	7,10
Valeur au jour	12,80	

Simulation :	V S7b d	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	6,42	6,24
60 jours	14,74	9,21
Valeur au jour	22,07	50

Simulation:	SE S4 d	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,24	0,22
60 jours	0,40	0,27
Valeur au jour	0,03	

Simulation:	SE S6 d	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,11	0,08
60 jours	0,16	0,11
Valeur au jour	0,02	

Simulation:	SE S10 d	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	4,19	2,46
60 jours	3,76	2,95
Valeur au jour	0,54	

Simulation:	SE S10b d	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	6,19	3,55
60 jours	6,26	3,43
Valeur au jour	1,44	

Simulation:	SE S11 d	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,56	0,63
60 jours	0,89	0,57
Valeur au jour	0,06	

Simulation:	SE S12 d	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,07	0,07
60 jours	0,14	0,09
Valeur au jour	0,02	

Simulation:	SE S17 d	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,12	0,12
60 jours	0,10	0,09
Valeur au jour	0,04	11.00

Simulation:		ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle 60 jours		
Valeur au jour		

Simulation:		ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle		
60 jours		
Valeur au jour		

Lisier

Simulation:	PDJ S3 li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	4,89	2,76
60 jours	5,80	2,64
Valeur au jour	6,28	

Simulation:	SE S7 li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	- écarts types
Annuelle	0,57	0,35
60 jours	0,96	0,24
Valeur au jour	0,47	

Simulation:	PDJ S3b li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	5,82	3,17
60 jours	6,68	4,02
Valeur au jour	6,62	

Simulation:	SE S10 li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	5,79	3,00
60 jours	7,55	3,33
Valeur au jour	1,85	

Simulation:	PDJ S5 li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	6,01	3,27
60 jours	6,80	3,58
Valeur au iour	13.02	

Simulation:	SE S10b li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	10,33	4,68
60 jours	13,33	2,07
Valeur au jour	12,41	

Simulation:	V S4 li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	2,38	1,40
60 jours	2,09	1,07
Valeur au jour	0,92	

Simulation:	SE S13 li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	2,07	1,24
60 jours	2,57	1,01
Valeur au jour	0,92	

Simulation:	V S6 li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	3,24	1,84
60 jours	2,96	0,54
Valeur au jour	2,77	

		<del></del>
Simulation:	SE S14 li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	6,48	3,70
60 jours	6,65	3,26
Valeur au jour	1,54	

Simulation:	V S6b li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	3,51	1,98
60 jours	3,09	0,96
Valeur au jour	4,55	79

Simulation:	SE S16 li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	2,41	1,38
60 jours	3,19	0,40
Valeur au jour	1,03	

Lisier

Simulation:	SE S17 li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,27	0,23
60 jours	0,20	0,18
Valeur au jour	0,07	

Simulation:	SE S18 li	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	6,90	1,07
60 jours	7,63	0,63
Valeur au jour	7,15	

Simulation:	V S5 dli	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	5,74	2,81
60 jours	6,18	2,91
Valeur au jour	3,66	

Simulation:	V S7 dli	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	4,88	2,45
60 jours	5,71	2,29
Valeur au jour	5,91	

Simulation:	V S7b dli	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	6,08	3,40
60 jours	8,11	4,65
Valeur au jour	10,16	•

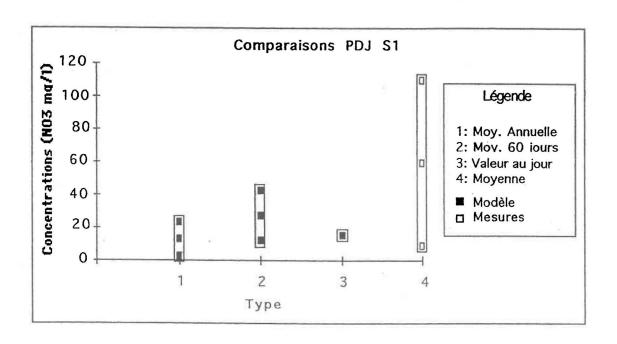
Simulation:	SE S10 dli	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	4,08	2,28
60 jours	4,69	2,83
Valeur au jour	0,65	

Simulation:	SE S10b dli	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	5,02	2,72
60 jours	4,57	2,91
Valeur au jour	0,99	

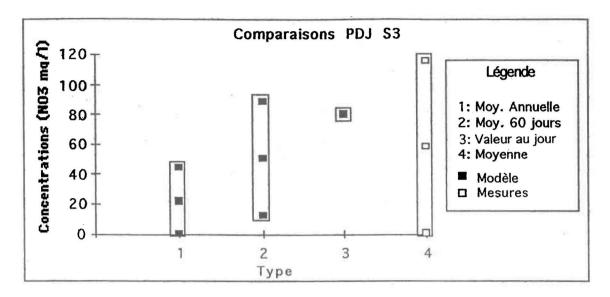
Simulation:	SE S11 dli	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,29	0,24
60 jours	0,21	0,26
Valeur au jour	0,06	

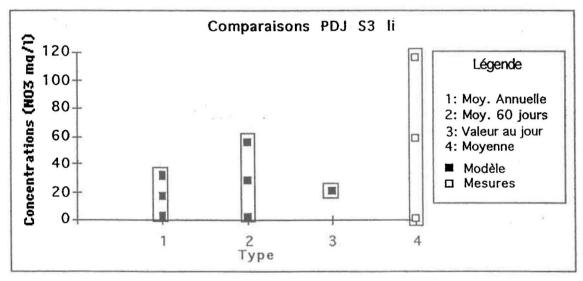
Simulation:	SE S12 dli	ppm -N
Statistique	Moy./Valeur	écarts types
Annuelle	0,13	0,13
60 jours	0,08	0,13
Valeur au jour	0,03	

Résultats: Comparaisons des Moyennes

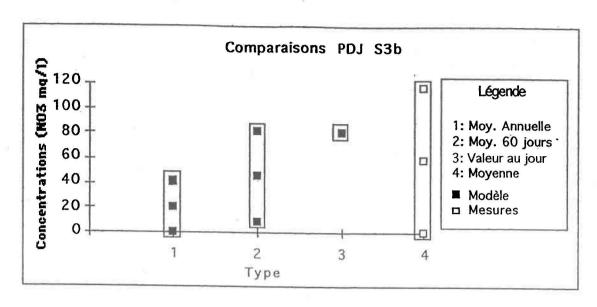


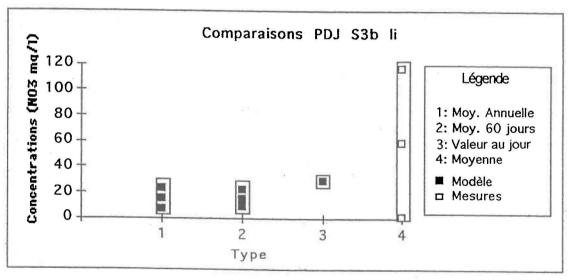
PDJ S1				
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle
Culture	Tabac	Moyenne	59,35	27,21
Sol	Up			
Texture	Sable	Écart type	50,33	15,35
Puits	6 à 16			



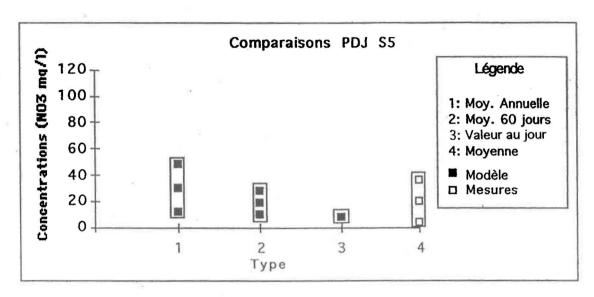


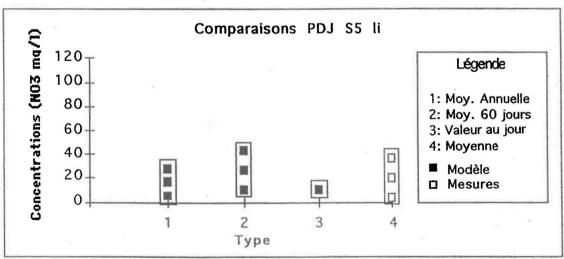
PDJ S3		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Lisier Modèle
Culture	Patate	Moyenne	58,35	50,79	25,69
Sol Texture	Up Sable	Écart type	57,9	37,73	11,68
Puits	17 à 21				



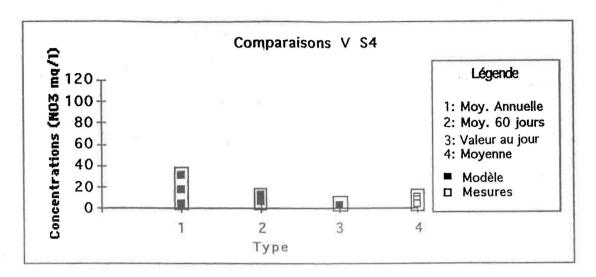


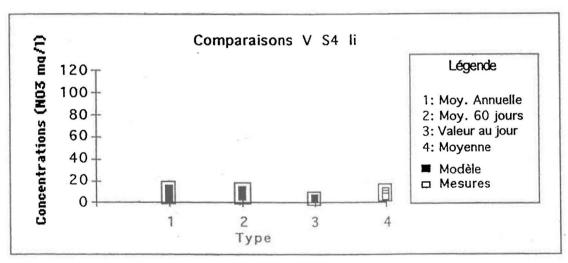
PDJ S3b		NO3 (r	ng/l)	Mesures	Modèle	Lisier Modèle
Culture Sol	Patate (b)	Moye	nne	58,35	45,05	29,6
Texture	Sable	Écart	type	57,9	36,57	17,82
Puits	17 à 21					



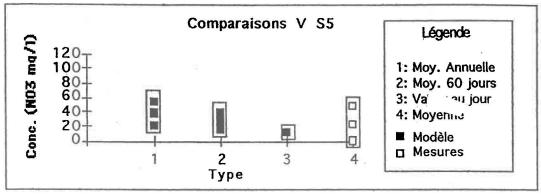


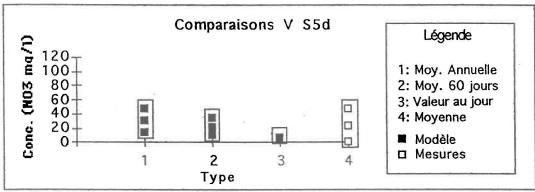
PDJ S5					Lisier
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Moyenne	19,75	19,05	30,11
Sol	Up				
Texture	Sable	Écart type	16,37	9,17	15,86
Puits	1 à 5				

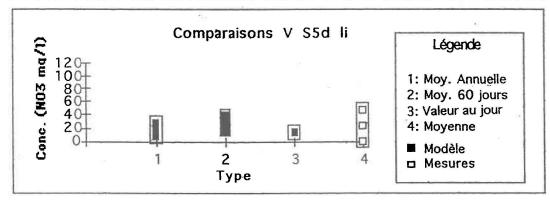




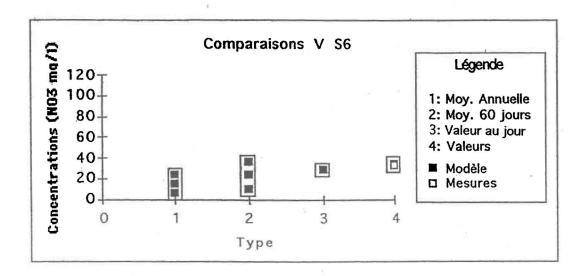
V S4					Lisier
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Moyenne	7,41	9,35	9,28
Sol	Th		- A- NOVA- 1-X		
Texture	Sable	Écart type	2,73	3	4,73
Puits	28,29,47				
	49,50,51				

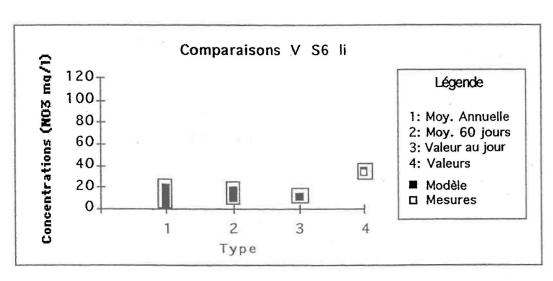




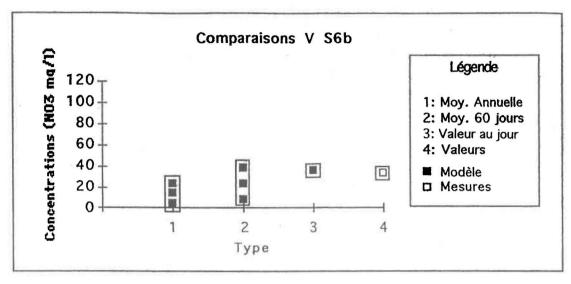


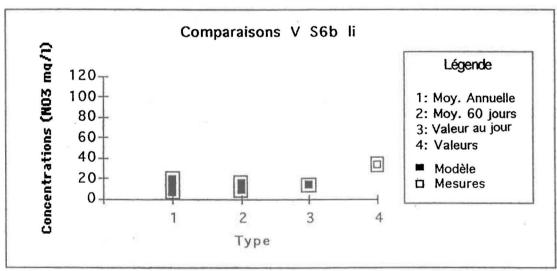
V 55					Drains	Lisier + D	
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle	Modèle	
Culture	Maïs	Moyenne	22,8	26,87	22,03	27,39	
Sol	Ac						
Texture	Sable	Écart type	24,32	12,16	11,34	12,88	
Puits	25,26						
	27,52						



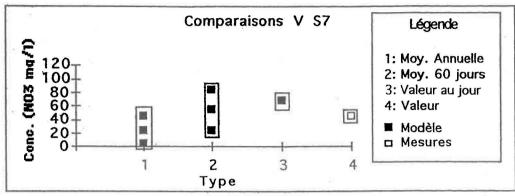


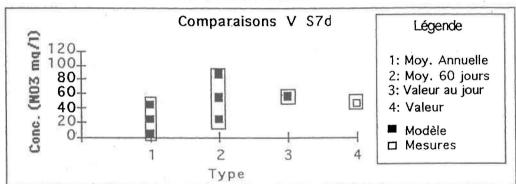
V 56			7.		Lisier
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Patate	Val./Moy.	33,53	23,17	13,12
Sol	Th		32,8		
Texture	Sable	Écart type		12,95	2,4
Puits	31 et 32				

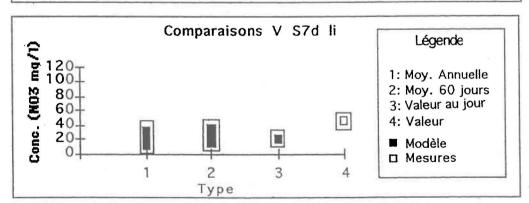




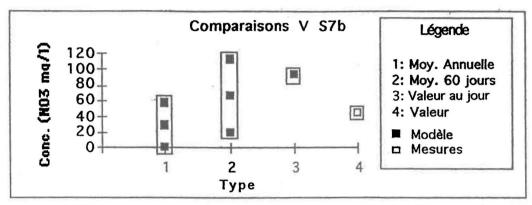
V S6t					Lisier
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Patate (b)	Val./Moy.	33,53	23,3	13,68
Sol	Th		32,8		
Texture	Sable	Écart type		15,26	4,26
Puits	31 et 32				

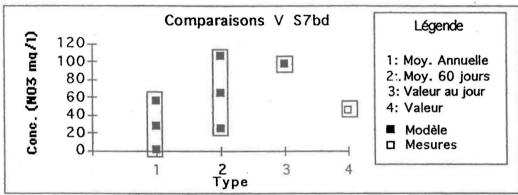


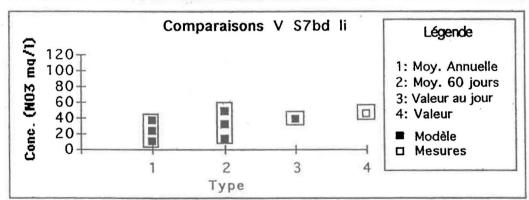




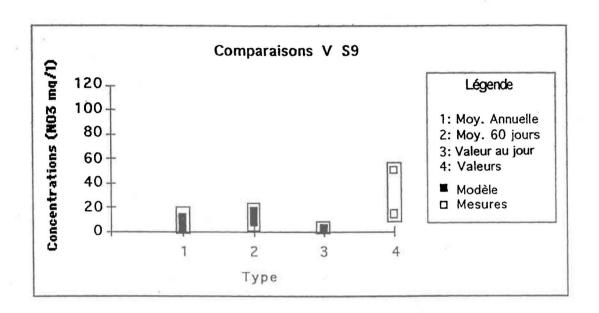
V 57					Drain	Lisier + I
		NO3 (mg/l) I	Mesures	Modèle	M∻odèle	Modèle
Culture	Patate	Val./Moy.	45,4	54,59	54,69	25,28
Sol	Ac					
Texture	Sable	Écart type	3	30,2	31,44	10,13
Puits	48					



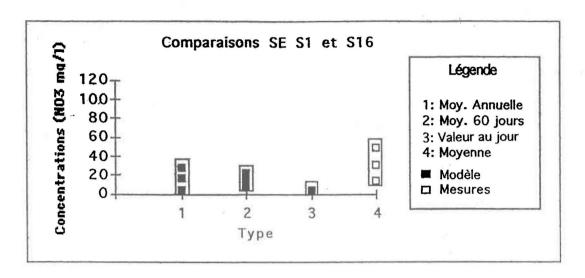


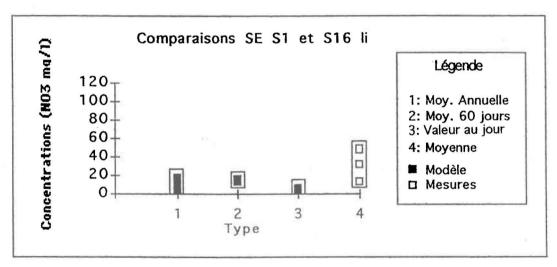


V 57b					Drains	Lisier + [
		NO3 (mg/l)	Mesure	Modèle	Modèle	Modèle
Culture	Patate (b)	Val./moy	45,4	66,62	65,31	35,94
Sol	Ac					
Texture	Sable	Écart type		46,43	40,79	20,59
Puits	48					
NAME OF THE PARTY						

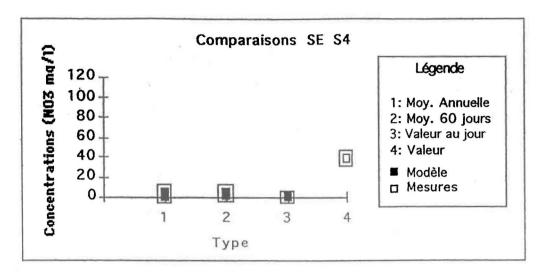


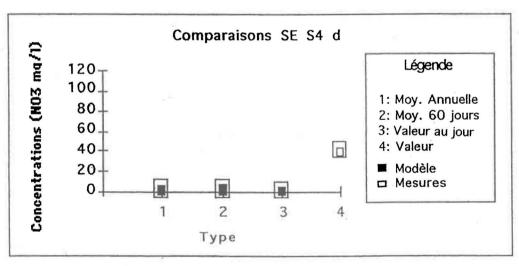
V 59				
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle
Culture	Soya	Val./moy.	51	11,91
Sol	Th		14,4	
Texture	Sable	Écart type		4,65
Puits	22 et 23			



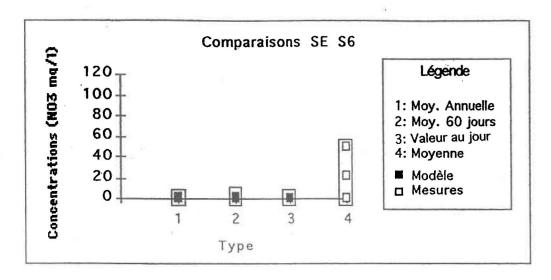


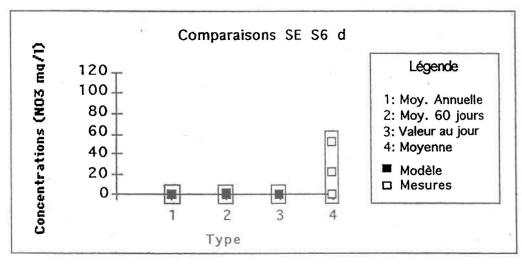
E S1-S16					Lisier
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Moyenne	30,6	15,38	14,11
Sol	Bn				
Texture	Loam	Écart type	17,46	6,95	1,75
Puits	75,76,77				
2.11112	89,106				



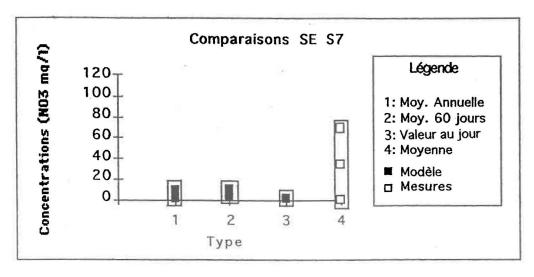


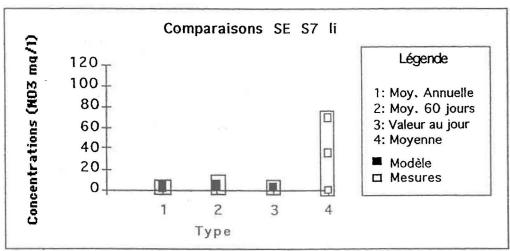
SE S4		7			Drains
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Val./Moy.	39,07	3,1	1,77
Sol	Cv				
Texture	Loam Sabl.	Écart type		1,97	1,18
Puits	105				



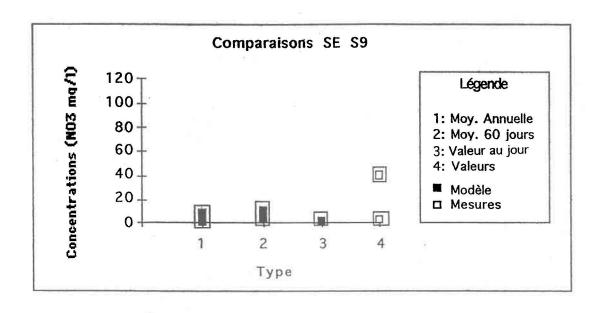


SE 56					Drains
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Moyenne	21,73	1,02	0,71
	Loam argil.	Écart type	29,29	0,66	0,47
Puits	71,83,85				

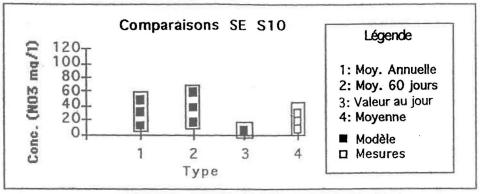


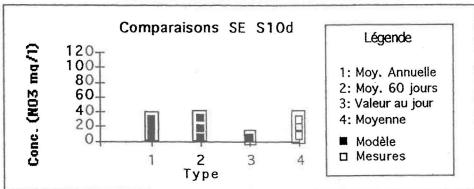


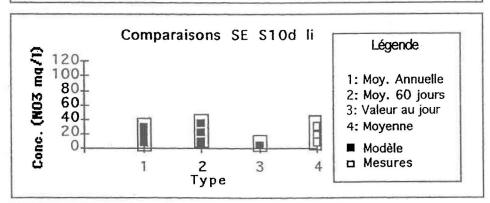
SE 57					Lisier
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Moyenne	34,35	7,55	4,24
Sol	D		, o		
Texture	Loam argil.	Écart type	34,45	3,51	1,04
Puits	72,73,74				



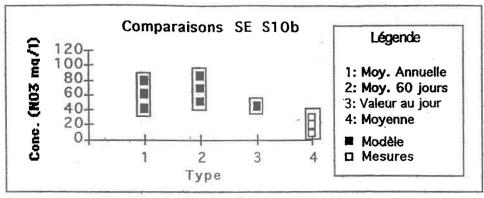
SE S9				
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle
Culture	Maïs	Val./Mov.	2.8	6.5
Sol	Ch		39,27	
Texture	Loam argil.	Écart type		3.5
Puits	87.88			

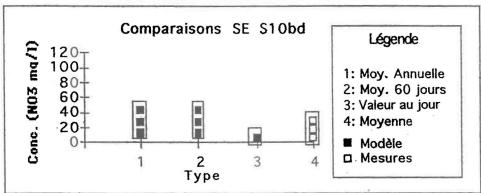


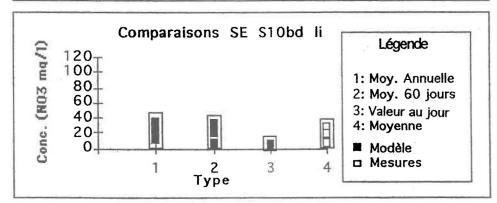




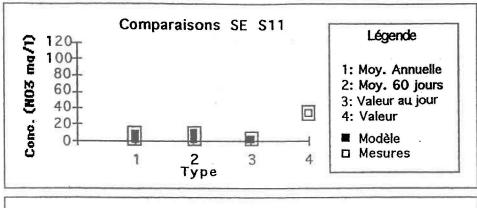
SE S10					Drains	Lisier + D
		NO3 (ma/1)	Mesures	Modèle	Modèle	<u>Modèle</u>
Culture	Maïs (a)	Moyenne	18,32	37,66	16,67	20,76
Sol	Lrl	6		22.27	12.00	12.55
Puits	91 à 95	Écart type	11,03	22,27	13,08	12,55
Pulls	98,99,100					

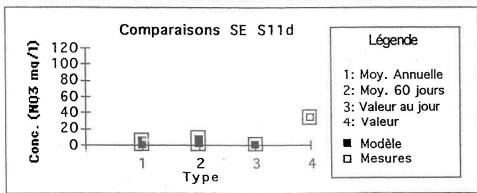


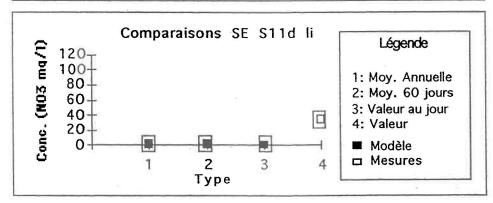




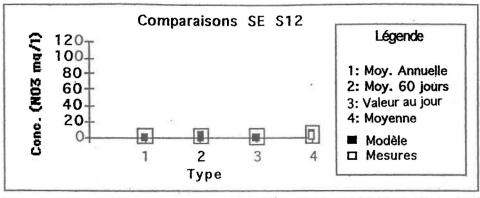
SE S10b						Lisier + D
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Moyenne	18,32	67,59	27,75	20,25
Sol Texture	Lrl Loom orgil	Écart type	11 02	17.0	15,21	12,9
Puits	91 à 95 98,99,100	Ecart type	11,03	17,9		12,9

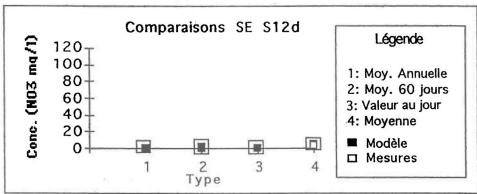


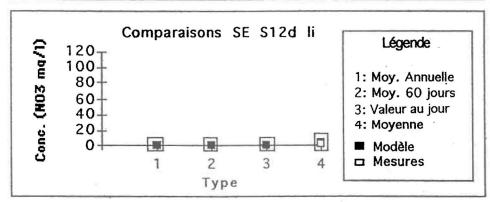




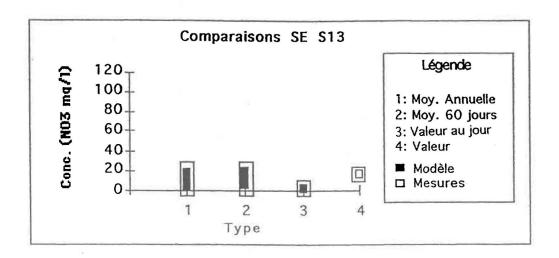
SE S11					Drains	Lisier + D
		NO3 (ma/l)	Mesures	Modèle	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Val./Moy.	33,87	5.62	3,94	0,91
Sol Texture	Bd Loam argil	Écart type		3,16	2,51	1,15
Puits	97					

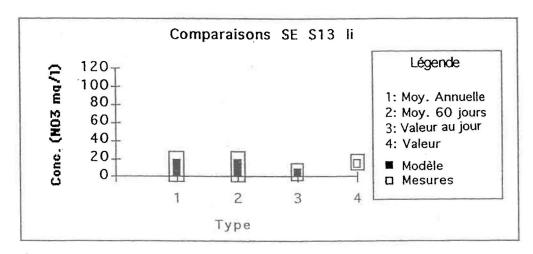




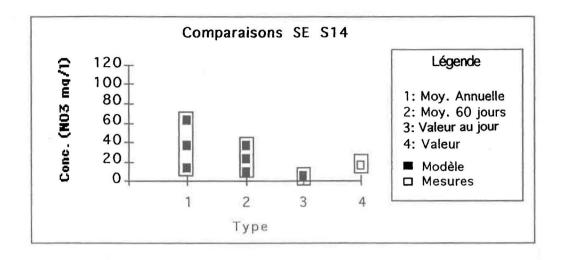


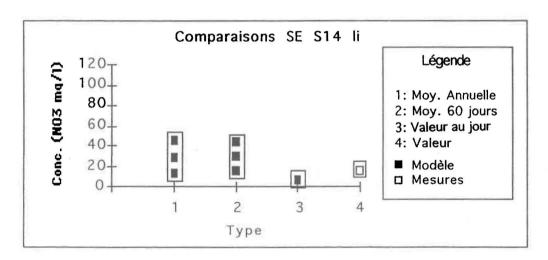
SE S12					Drains	Lisier + D
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Módèle	Modèle
Culture	Maïs	Moyenne	3,64	1,35	0,61	0,36
Sol	R					
Texture	Argile	Ecart type	0,59	0,87	0,39	0,57
Puits	118 à 120					
	124 à 126					



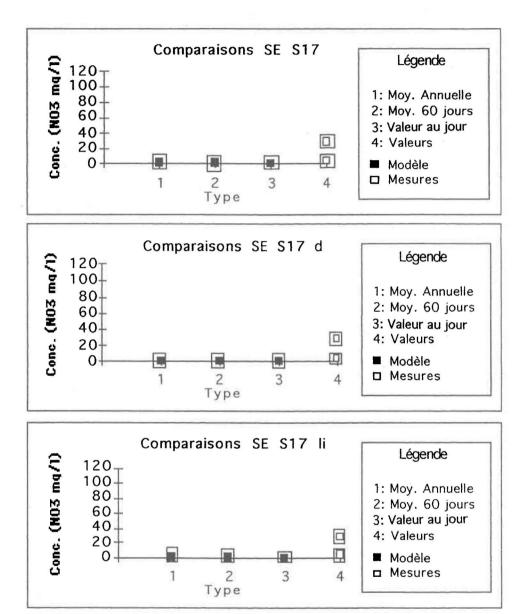


SE S13					Lisier
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Val./Moy.	15,93	11,56	11,39
Sol	Jo				
Texture	Sable	Écart type		7,05	4,45
Puits	84				

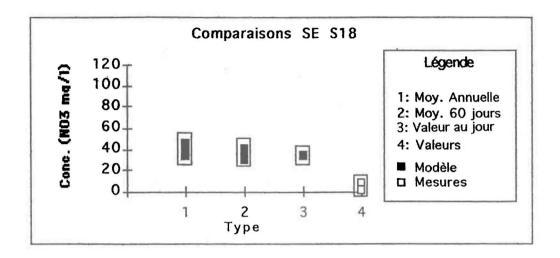


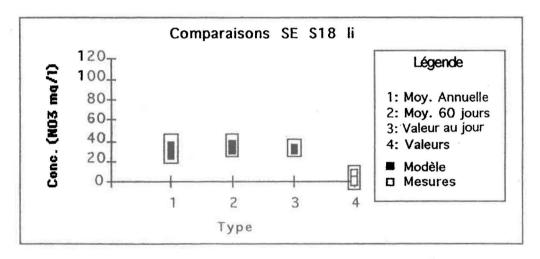


SE S14					Lisier
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Maïs	Val./Moy.	16	22,72	29,46
Sol	J				
Texture	Sable	Écart type		13,83	14,46
Puits	90				



SE S17					Lisier	Drains
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle	Modèle
Culture	Prairie	Val./Moy.	28,6	1,17	0,86	0,46
Sol	R		4,4			
Texture	Argile	Écart type		0,79	0,79	0,42
Puits	81,82					





SE \$18					Lisier
		NO3 (mg/l)	Mesures	Modèle	Modèle
Culture	Prairie	Val./Moy.	7,6	35,79	33,8
Sol	Bn		1,33		
Texture	Loam	Ecart type		4,55	2,77
Puits	79,80				

		*			