



Université Catholique de Louvain
Faculté d'Ingénierie Biologique, Agronomique et Environnementale
Earth and Life Institute

Transfert de nitrate à travers la zone
non saturée du sol vers la nappe
phréatique de la zone des Niayes :
caractérisation et modélisation

Mamadou Sall

Juillet 2010

Thèse présentée en vue de l'obtention
du grade de Docteur en sciences agronomiques
et ingénierie biologique

Promoteur : Prof. M. Vanclooster

Composition du jury :

Président :	Prof. Jacques Mahillon (UCL, Belgique)
Promoteur :	Prof. Marnik Vanclooster (UCL, Belgique)
Lecteurs :	Prof. Alain Dassargues (ULg, Belgique)
	Prof. Jan Diels (KUL, Belgique)
	Prof. Richard Lambert (UCL, Belgique)

Remerciements

Ma profonde gratitude à Professeur Marnik Vanclooster, pour avoir dès le début appuyé ma demande de bourse de doctorat à l'UCL et pour m'avoir soutenu avec générosité tout au long de ce travail. La confiance et les encouragements de sa part n'ont jamais fait défaut. Je remercie l'ADRI ainsi que Mme Baeyens pour avoir été une porte d'entrée accueillante dans ce service de l'UCL. Merci aux membres du jury pour l'intérêt qu'ils ont accordé à ce travail et les suggestions qui ont contribué à l'améliorer.

Je remercie l'ISRA, ses directeurs depuis 2005 et le responsable de la formation Dr Aly NDiaye, pour avoir autorisé cette formation. Ces remerciements vont aussi aux différents chefs de centre qui se sont succédés au niveau du CDH et de l'ISRA Fleuve. J'ai aussi bénéficié d'une subvention de l'IFS qui m'a permis d'avoir quelques équipements d'appoint.

Durant mes séjours à l'UCL, j'ai apprécié l'ambiance conviviale dans le groupe de recherche Génie Rural. Merci à Carine pour les recherches de logement et l'appui administratif, à Guido sans qui, mes manipulations au Hall Géru ne se seraient pas facilement déroulées. Je remercie sans exception les professeurs, assistants, doctorants et autres collègues du Génie Rural.

Merci aussi aux membres des autres groupes de recherches de l'institut ELI, et notamment de ENGE et SOL pour leur appui important.

Pour l'analyse de mes échantillons, les laboratoires de l'UCL et de l'ULg m'ont fourni une assistance considérable et quelquefois gracieusement.

Merci aux membres de notre groupe de travail sur *Wave_Mat* au niveau de la KUL et de l'UCL pour leur contribution enrichissante.

Un grand merci à Youga Niang, Chercheur à l'ISRA qui, durant mes travaux au CDH, a mis à ma disposition toutes les facilités possibles. Sarr, Diaw et Barry ont aussi été d'un apport certain.

Merci à. Dr M. Sène, Dr M. Khouma, Dr Mb. Diop et P.O. Dièye de l'ISRA pour les documents, matériels et conseils qui m'ont été très utiles. Je remercie mon collègue et ami Tanor Ndao avec qui j'ai séjourné en Belgique et qui m'a apporté un appui appréciable. Merci à Dramé, Souleymane, Matar, Franciane et Zarina.

Mes profonds remerciements à mon ami Solly et sa famille à Bruxelles, chez qui j'allais souvent pour décompresser et apprécier de bons plats et merci aussi à Diallo et Goudiaby. Merci aux ressortissants sénégalais de

Louvain la Neuve, pour les réunions amicales et les repas partagés ensemble. Merci à mes amis, collègues et alliés qui, à Saint Louis, Nioro, Ziguinchor et Dakar se sont souvent occupés de mes affaires personnelles. A la mémoire de mon père. Merci à ma mère ainsi qu'à mes frères et soeurs pour s'être occupés de ma famille durant mes absences.

Merci à ma chère petite famille, à mon épouse Aminata.

Table des matières

Remerciements	i
Table des matières	iii
Table des Figures	ix
Liste des Tables	xv
1 Introduction	1
1.1 Contexte et problématique	1
1.1.1 Enjeux et problèmes liés à la gestion du risque de pollution de la nappe phréatique dans la zone des Niayes	2
1.2 Hypothèses de travail	4
1.3 Objectifs de l'étude	4
1.4 Démarche	5
2 Revue de la littérature	7
2.1 Causes de la pollution	7
2.1.1 La perte d'azote dans la zone racinaire des cultures	7
2.1.2 Importance des caractéristiques de la nappe et des ouvrages de captage sur la pollution	18
2.2 Impacts de la pollution des nappes aquifères par le nitrate	19
2.3 Devenir du nitrate dans la nappe aquifère	20
2.3.1 Résidence du nitrate dans la nappe	20
2.3.2 Variabilité spatiale et temporelle	21
2.4 Restauration des nappes polluées	22
2.4.1 Limitation des sources azotées	22
2.4.2 Traitement in situ de l'eau de la nappe polluée . .	22
2.5 Méthodes d'étude du transfert de nitrate dans le système sol-nappe	24
2.5.1 Approche expérimentale	24
2.5.2 Méthodes utilisant la modélisation	32
2.5.3 Apport des techniques hydrogéophysiques	45

2.5.4	Apport des techniques de traçage	49
2.5.5	Apport des systèmes d'information géographique (SIG), de la cartographie et de l'imagerie satellitaire	51
2.6	Contexte des régions tropicales	52
2.6.1	Aspects liés aux conditions naturelles	52
2.6.2	Aspects liés au niveau d'utilisation des engrais azotés	52
2.6.3	Aspects liés à l'accès à l'eau potable et l'assainissement	54
2.6.4	Aspects liés à la gestion des ressources en eau	54
2.7	Contexte particulier du Sénégal	54
2.7.1	L'utilisation d'engrais azotés	54
2.7.2	L'accès à l'eau potable et l'assainissement	55
2.7.3	Gestion des ressources en eau	56
3	La zone d'étude	57
3.1	Contexte physique	57
3.1.1	Contexte géographique	57
3.1.2	Éléments du climat	57
3.1.3	Contexte géomorphologique	62
3.1.4	Contexte hydrogéologique	68
3.1.5	Contexte hydrologique	69
3.1.6	Contexte pédologique	70
3.1.7	Végétation et faune	72
3.2	Contexte socio-économique	74
3.2.1	Population et urbanisation	74
3.2.2	Activités économiques	74
3.3	Contraintes sur le milieu	76
3.3.1	Éléments de la dégradation du milieu physique	76
3.3.2	Impacts du contexte socio-économique sur l'écosystème et l'environnement	78
4	Aperçu de la pollution de l'eau des puits par le nitrate	81
4.1	Introduction	81
4.2	Matériels et méthodes	81
4.2.1	Zone d'étude	81
4.2.2	Campagne de terrain	82
4.2.3	Analyse d'eau de puits	82
4.2.4	Analyse de sols	83
4.2.5	Analyses statistiques	85
4.3	Résultats et discussions	88
4.3.1	Les pratiques agricoles dans la zone des Niayes	88
4.3.2	Résultats d'analyse de sols	93

4.3.3	La qualité et l'utilisation de l'eau des puits	94
4.3.4	Typologie simplifiée des eaux de puits	95
4.3.5	Modélisation de la pollution de l'eau des puits par le nitrate	97
4.4	Limites de la recherche	101
4.5	Conclusion	102
5	Etude expérimentale du bilan d'eau et d'azote	103
5.1	Introduction	103
5.2	Matériels et méthodes	103
5.2.1	Terrain expérimental	103
5.2.2	Mise en place, suivi et entretien de la culture	108
5.2.3	Calcul de l'évapotranspiration	111
5.2.4	Prélèvement de la solution du sol	112
5.2.5	Analyse de l'eau d'irrigation et de la solution du sol	113
5.2.6	Suivi de l'humidité du sol et du niveau de la nappe	114
5.2.7	Détermination des paramètres hydrauliques du sol	114
5.3	Résultats et discussions	124
5.3.1	Résultats d'analyse de sol	124
5.3.2	Observations sur la culture	125
5.3.3	Evolution de l'évapotranspiration	125
5.3.4	Paramètres de rétention d'eau du sol	126
5.3.5	Conductivité hydraulique du sol	130
5.3.6	Evolution des conditions hydriques du sol	134
5.3.7	Evolution de la concentration en nitrate de l'eau d'irrigation et de la solution du sol	145
5.3.8	Bilan d'eau et d'azote à la profondeur racinaire	147
5.4	Conclusion	148
6	Développement du modèle <i>Wave_Mat</i>	151
6.1	Introduction	151
6.2	Description du modèle <i>WAVE</i>	151
6.2.1	Le module d'écoulement d'eau	153
6.2.2	Le module de transport de soluté	155
6.2.3	Le module de transport de chaleur	155
6.2.4	Le module de croissance de la culture	156
6.2.5	Le module de transformation et de prélèvement de l'azote	156
6.3	Développement du modèle <i>Wave_Mat</i>	161
6.3.1	Présentation du modèle	161
6.3.2	Différences par rapport à la version originale	162
6.4	Vérification du modèle	165

6.4.1	Simulation de l'écoulement d'eau	167
6.4.2	Simulation du transport de soluté en régime d'écoulement permanent	174
6.4.3	Simulation du transport d'un soluté inerte en régime d'écoulement non permanent	194
6.4.4	Simulation du transport d'un soluté inerte en conditions climatiques	197
6.4.5	Simulation de l'azote en régime transitoire sans adsorption de l'ammonium	212
6.4.6	Simulation de l'azote en régime transitoire avec adsorption de l'ammonium	216
6.5	Conclusion	220
7	Modélisation du bilan d'eau et d'azote	221
7.1	Introduction	221
7.2	Définition du profil de sol	221
7.3	Simulation de l'écoulement d'eau	222
7.3.1	Paramètres hydrauliques du sol	222
7.3.2	Paramètres relatifs au prélèvement d'eau par la culture	222
7.3.3	Conditions initiales et aux limites	223
7.3.4	Pressions matricielles simulées	223
7.3.5	Bilan d'eau	228
7.4	Simulation de l'azote	230
7.4.1	Conditions initiales et aux limites	230
7.4.2	Paramètres de minéralisation de la matière organique	230
7.4.3	Autres paramètres de transformation de l'azote du sol	230
7.4.4	Paramètres de transport du soluté	231
7.4.5	Paramètres de prélèvement d'azote par la culture .	231
7.4.6	Concentrations d'azote minéral simulées	232
7.4.7	Bilan d'azote	234
7.5	Tests de sensibilité des paramètres	237
7.6	Evaluation de scénarios	239
7.6.1	Cas 1 et 2	239
7.6.2	Cas 3 et 4	239
7.6.3	Cas 5 et 6	243
7.6.4	Cas 7 et 8	243
7.7	Conclusion	247

8 Conclusion	249
8.1 Synthèse des résultats	250
8.2 Recommandations et perspectives	252
 Annexes	 255
A Résultats d'analyse des échantillons d'eau de puits	257
B Résultats d'analyse des échantillons de sols	267
C Conditions climatiques du scénario c	271
D Conditions climatiques des scénarios d et e	275
E Conditions climatiques des scénarios 15, 16, 17, 21, 22 et 23	283
F Conditions climatiques des scénarios 18, 19 et 20	285
G Constantes de transformation pour les scénarios 24, 25 et 26	287
H Matière organique initiale dans le profil pour les scénarios 24, 25 et 26	289
 Titres récents de la collection	 315

Table des figures

1.1	Schéma simplifié du cycle de l'azote dans la zone non saturée du sol	3
2.1	Bilan hydrique à l'échelle de la parcelle, dans un profil compris entre la surface du sol et une côte z située au dessus de la nappe phréatique	25
2.2	Echantillonnage du milieu poreux avec différentes tailles de la fenêtre d'échantillonnage pour la détermination de la porosité	34
2.3	Conceptualisation du système sol	35
2.4	Evolution de la consommation d'azote (engrais) dans les pays en développement et dans les pays développés. (Source : Singh et al., 1995)	53
3.1	Situation de la zone des Niayes au Sénégal	59
3.2	Moyenne des pluies mensuelles entre 1921 et 1988. (Source des données : Météorologie nationale, tirée de Tandia et al. 2003)	60
3.3	Hauteur moyenne de pluie annuelle à Dakar et Saint-Louis pour des périodes comprises entre 1951 et 2000. (Source des données : Météorologie nationale)	60
3.4	Variation des hauteurs annuelles de pluie à Dakar entre 1970 et 2003. (Source des données : Météorologie nationale)	61
3.5	Schéma du contexte géologique de la zone des Niayes. (Source : Mbaye Diop, Laboratoire d'Etude et de Recherches en Géomatique)	65
3.6	Schéma du contexte géomorphologique de la zone des Niayes. (Source : Pezeril et al. (1986), tirée de Khouma et al., (2004))	66
3.7	Coupes géologiques synthétiques de la zone des Niayes. (Source : BDPA, Tirée de Seck, 1990)	67
3.8	Sols de la région des Niayes. (Source : Maignien carte 1/1 000 000 adaptée)	71

4.1	Teneur en nitrate des puits échantillonnés dans la zone des Niayes entre Mai et Juillet 2007.	84
4.2	Analyse en composante principale (ACP) des variables : fertilisant minéral (FM) ; fumier (Fum) ; surface cultivée (SC) et teneur en nitrate (NO_3^-).	90
4.3	Analyse en composante principale (ACP) des résultats d'analyse granulométrique et chimique du sol.	95
4.4	Analyse de correspondance entre les types de puits et leurs utilisations.	97
4.5	Représentation des différents puits à travers l'espace des 4 variables définissant la typologie des eaux de puits. . . .	98
4.6	Analyse en composante principale (ACP) des variables : profondeur de la nappe phréatique (Pnap) ; teneur en nitrate ($[NO_3^-]$; pH (pH_puits) et conductivité électrique (CE_puits) des eaux de puits échantillonnés dans la zone des Niayes entre mai et juillet 2007.	99
4.7	Analyse de correspondance entre les variables : Environnement du puits et Teneur en nitrate ($[NO_3^-] > 50 \text{ mg l}^{-1}$).	100
4.8	Analyse de correspondance entre cultures pratiquées (c : cultivé, nc : non cultivé) et $[NO_3^-] > 50 \text{ mg l}^{-1}$	101
5.1	Localisation et vues de la parcelle expérimentale	104
5.2	Images du site et de la parcelle expérimentale dans la région de Dakar (Source : Google Earth)	105
5.3	Schéma du dispositif de la parcelle expérimentale	106
5.4	Illustration de la partie supérieure du profil de sol observé entre 0 et 130 cm	108
5.5	Représentation de la courbe de rétention d'échantillons de sol de la parcelle expérimentale à 10 cm (-o-), 30 cm (-x-) et 70 cm (-+-) et d'un ensemble d'échantillons prélevés à plusieurs endroits de la zone des Niayes (traits simples continus).	115
5.6	Ajustement du modèle de van Genuchten (équation 2.12) pour la détermination des paramètres de la courbe rétention du sol de la parcelle.	116
5.7	Ajustement de l'équation 5.8. à la distribution cumulative de la taille des particules pour la détermination des paramètres M et N.	118
5.8	Réalisation d'un essai d'infiltration à charge nulle (Beerkan).122	
5.9	Réalisation d'un essai d'infiltration à charge.	124

5.10	Evolution de l'évapotranspiration potentielle de référence (ET_0), de l'évapotranspiration maximale (ETM) et de l'évapotranspiration réelle (ETR) de la culture.	127
5.11	Courbes de conductivité hydraulique obtenues avec les paramètres tirés de la méthode Beerkan. Le modèle de Brooks et Corey (équation 5.6) est utilisé avec $m=1-2/n$	132
5.12	Courbes de conductivité hydraulique obtenues avec les paramètres tirés de la méthode d'extraction d'eau (bac à sable et cellule à pression) et de la méthode d'infiltrométrie à charge. Le modèle de Brooks et Corey (équation 5.6) est utilisé avec $m=1-2/n$	133
5.13	Evolution de la profondeur de la nappe phréatique dans les 3 répétitions durant le cycle cultural.	134
5.14	Evolution du profil de charge hydraulique mesurée à 17 h durant le cycle cultural : Répétition 1.	136
5.15	Evolution du profil de charge hydraulique mesurée à 17 h durant le cycle cultural : Répétition 2.	137
5.16	Evolution du profil de charge hydraulique mesurée à 17 h durant le cycle cultural : Répétition 3.	138
5.17	Irrigation et évolution de la charge hydraulique à différentes profondeurs : Répétition 1.	140
5.18	Irrigation et évolution de la charge hydraulique à différentes profondeurs : Répétition 2.	141
5.19	Irrigation et évolution de la charge hydraulique à différentes profondeurs : Répétition 3.	142
5.20	Irrigation et évolution de la teneur en eau à 40 cm de profondeur sur les 3 répétitions.	144
5.21	Irrigation et évolution de la concentration en nitrate de l'eau d'irrigation et de la solution du sol à la profondeur de 60 cm	146
6.1	Présentation schématique des modules dans <i>WAVE</i>	152
6.2	Concepts utilisés pour le recyclage de la matière organique	157
6.3	Illustration de l'évolution du prélèvement d'azote par la plante	160
6.4	Scénario a, résultats de simulation de l'écoulement d'eau.	169
6.5	Scénario b, résultats de simulation de l'écoulement d'eau.	170
6.6	Scénario c, résultats de simulation de l'écoulement d'eau.	171
6.7	Scénario d, résultats de simulation de l'écoulement d'eau sans plante	172
6.8	Scénario e, résultats de simulation de l'écoulement d'eau avec plante	173

6.9	Scénario 1, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté sans adsorption et sans dégradation dans un sol argileux	176
6.10	Scénario 2, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté sans adsorption et sans dégradation dans un sol limoneux	177
6.11	Scénario 3, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté sans adsorption et sans dégradation dans un sol sableux	178
6.12	Scénario 4, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec adsorption dans un sol argileux	181
6.13	Scénario 5, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec adsorption dans un sol limoneux	182
6.14	Scénario 6, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec adsorption dans un sol sableux	183
6.15	Scénario 7, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec dégradation dans un sol argileux	186
6.16	Scénario 8, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec dégradation dans un sol limoneux	187
6.17	Scénario 9, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec dégradation dans un sol sableux	188
6.18	Scénario 10, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec existence d'eau immobile dans un sol argileux	191
6.19	Scénario 11, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec existence d'eau immobile dans un sol limoneux	192
6.20	Scénario 12, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec existence d'eau immobile dans un sol sableux	193
6.21	Scénario 13, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en régime non permanent dans un sol limoneux	195
6.22	Scénario 14, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en régime non permanent dans un sol sableux	196
6.23	Scénario 15, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période sèche suivie de période humide) dans un sol argileux	199
6.24	Scénario 16, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période sèche suivie de période humide) dans un sol limoneux	200

6.25	Scénario 17, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période sèche suivie de période humide) dans un sol sableux	201
6.26	Scénario 18, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période humide uniquement) dans un sol argileux	204
6.27	Scénario 19, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période humide uniquement) dans un sol limoneux	205
6.28	Scénario 20, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période humide uniquement) dans un sol sableux	206
6.29	Scénario 21, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période sèche suivie d'une période humide) dans un sol argileux avec une concentration initiale	209
6.30	Scénario 22, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période sèche suivie d'une période humide) dans un sol limoneux avec une concentration initiale	210
6.31	Scénario 23, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période sèche suivie d'une période humide) dans un sol sableux avec une concentration initiale	211
6.32	Scénario 24 : Résultats de simulation du transport de l'azote pour le sol argileux sans adsorption de l'ammonium.	213
6.33	Scénario 25 : Résultats de simulation du transport de l'azote pour le sol limoneux sans adsorption de l'ammonium.	214
6.34	Scénario 26 : Résultats de simulation du transport de l'azote pour le sol sableux sans adsorption de l'ammonium.	215
6.35	Scénario 27 : Résultats de simulation du transport de l'azote pour le sol argileux avec adsorption de l'ammonium..	217
6.36	Scénario 28 : Résultats de simulation du transport de l'azote pour le sol limoneux avec adsorption de l'ammonium.	218
6.37	Scénario 29 : Résultats de simulation du transport de l'azote pour le sol sableux avec adsorption de l'ammonium.	219
7.1	Pressions mesurées et observées à différentes profondeurs sur la répétition 1	225
7.2	Pressions mesurées et observées à différentes profondeurs sur la répétition 2	226

7.3	Pressions mesurées et observées à différentes profondeurs sur la répétition 3	227
7.4	Drainage à 40 cm, évaporation et transpiration cumulés sur les 3 répétitions	229
7.5	Concentrations de NO_3^- et NH_4^+ simulées à différentes profondeurs.	233
7.6	Concentrations de NO_3^- mesurées et simulées à 60 cm de profondeur.	234
7.7	Lixiviation cumulée de NO_3^- -N sur les 3 répétitions	236
7.8	Analyse de sensibilité des paramètres pour le drainage . .	238
7.9	Analyse de sensibilité des paramètres pour la lixiviation .	238
7.10	Scénarios des cas 1 et 2 : Drainage à 100 cm, lixiviation de NO_3^- à 100 cm, transpiration et évaporation cumulées	241
7.11	Scénarios des cas 3 et 4 : Drainage à 100 cm, lixiviation de NO_3^- à 100 cm, transpiration et évaporation cumulées	242
7.12	Scénarios des cas 5 et 6 : Drainage à 100 cm, lixiviation de NO_3^- à 100 cm, transpiration et évaporation cumulées	245
7.13	Scénarios des cas 7 et 8 : Drainage à 100 cm, lixiviation de NO_3^- à 100 cm, transpiration et évaporation cumulées	246

Liste des tableaux

2.1	Exemples de types de modélisation utilisés dans l'étude de la pollution par le nitrate	33
2.2	Quelques recommandations de fertilisation azotée tirées des fiches techniques du CDH (fertilisation pour une culture)	55
4.1	Utilisation de fertilisants dans 78 exploitations observées dans la région des Niayes.	89
4.2	Quelques paramètres physico-chimiques de certains produits phytosanitaires utilisés dans la zone des Niayes. . . .	91
4.3	Méthodes d'irrigation sur 78 exploitations observées dans la région des Niayes.	92
4.4	Estimation des besoins en eau minimum et maximum de quelques plantes cultivées dans la région des Niayes. . . .	93
4.5	Analyse granulométrique pour 51 échantillons de sol en surface dans la région des Niayes.	94
4.6	Statistiques sur la profondeur de la nappe (P_{nap}) (m), la teneur en nitrate ($[NO_3^-]$) ($mg\ l^{-1}$), l'acidité (pH_{puits}) (-), et la conductivité électrique (CE_{puits}) ($dS\ m^{-1}$) pour 131 puits observés dans la région des Niayes.	96
4.7	Barycentres des 3 groupes obtenus avec l'algorithme Kmeans.	96
4.8	Distribution géographique des groupes (clusters) d'eau de puits à travers la région des Niayes.	98
5.1	Données météorologiques relevées durant l'expérience (Mars - Juin 2008).	109
5.2	Facteurs cultureux durant l'expérience (Mars - Juin 2008).	112
5.3	Résultats d'analyse de sol de la parcelle.	125
5.4	Observations effectuées sur la culture.	126
5.5	Paramètres du modèle de van Genuchten de la courbe de rétention obtenus avec la méthode Beerkan.	129

5.6	Paramètres du modèle de van Genuchten de la courbe de rétention obtenus par extraction d'eau (bac à sable et cellule à pression).	129
5.7	Conductivité à saturation K_{sat} (10^{-3} m s $^{-1}$) mesurée avec les différentes méthodes.	130
5.8	Termes du bilan d'eau à la profondeur des racines (40 cm) en utilisant les différentes méthodes de détermination. . .	147
5.9	Termes du bilan d'azote à la profondeur des racines (40 cm) en utilisant les différentes méthodes de détermination.	148
6.1	Scripts du modèle	163
6.2	Paramètres des fonctions hydrauliques (van Genuchten) pour les différents types de sol	165
6.3	Scénarios considérés pour la vérification	165
6.4	Conditions des scénarios a, b, c, d et e	167
6.5	Conditions des scénarios 1, 2 et 3	175
6.6	Conditions des scénarios 4, 5 et 6	180
6.7	Conditions des scénarios 7, 8 et 9	185
6.8	Conditions des scénarios 10, 11 et 12	190
6.9	Conditions des scénarios 13 et 14	194
6.10	Conditions des scénarios 15, 16 et 17	198
6.11	Conditions des scénarios 18, 19 et 20	203
6.12	Conditions des scénarios 21, 22 et 23	208
6.13	Conditions des scénarios 24, 25 et 26	212
6.14	Conditions des scénarios 27, 28 et 29	216
7.1	Paramètres ajustés de la courbe de conductivité pour le modèle de Mualem - van Genuchten.	222
7.2	Paramètres de croissance de la culture	223
7.3	Taux d'extraction maximale d'eau S_{max} (-)	223
7.4	Termes du bilan d'eau	228
7.5	Constantes de transformation de l'azote et de la matière organique	231
7.6	Bilan d'azote et de carbone sur les 3 répétitions.	235
A.1	Résultats d'analyse des échantillons d'eau de puits	258
B.1	Résultats d'analyse des échantillons de sols	268
C.1	Conditions climatiques du scénario c	271
D.1	Conditions climatiques des scénarios d et e	275

E.1	Conditions climatiques des scénarios 15, 16, 17, 21, 22 et 23	283
F.1	Conditions climatiques des scénarios 18, 19 et 20	285
G.1	Constantes de transformation pour les scénarios 24, 25 et 26	287
H.1	Matière organique initiale dans le profil pour les scénarios 24, 25 et 26	289

Chapitre 1

Introduction

1.1 Contexte et problématique

Les eaux souterraines constituent plus de 22% de l'ensemble des eaux douces dans le monde contre moins de 1% pour les eaux de surface directement disponibles (lacs et rivières), et sont utilisées pour environ 20% des besoins humains, tous secteurs confondus (Zektser et Everett, 2004). D'après ces auteurs, l'utilisation de cette ressource couvre environ 50% des besoins en eau potable, 20% des besoins pour l'irrigation et 40% des besoins pour l'industrie. Ces proportions sont cependant très variables d'un pays à l'autre suivant les contextes hydrologiques, climatiques et socio-économiques. Dans beaucoup de régions du monde et surtout en milieu rural, l'eau souterraine est la ressource la plus utilisée pour l'eau potable car elle est généralement moins polluée que l'eau de surface. Actuellement, des pressions importantes mettant en cause des facteurs naturels et surtout anthropiques menacent la pérennité de cette ressource. Ces pressions occupent une place importante dans des scénarios qui pourraient aboutir à une crise généralisée de l'eau ou à des conflits liés à l'eau, surtout dans les pays en développement (Gallopín et Rijsberman, 2000). Parmi ces facteurs, il y a notamment les changements climatiques, la surexploitation de la ressource et la dégradation de sa qualité. La dégradation de la qualité des nappes aquifères est essentiellement liée aux activités humaines et limite les quantités disponibles pour l'eau potable. Depuis quelques décennies, plusieurs études ont montré que la pollution des nappes phréatiques peu profondes devient préoccupante et cette dégradation continue malgré les efforts considérables entrepris dans les pays du nord par rapport à cette problématique. Parmi les polluants, le nitrate qui est une des formes prises par l'azote au cours de son cycle biogéochimique (Fig.1.1) constitue un élément important car il

est généré, entre autres, par les activités humaines de base (agriculture, activités domestiques, industrie...). Une concentration élevée de nitrate dans l'eau de boisson peut être source de pathologies chez l'homme et l'animal (Kross et al., 1992) et d'après l'Organisation Mondiale de la Santé des Nations Unies (OMS, 1993), cette concentration ne doit pas dépasser le seuil de 50 mg l^{-1} . Des taux de nitrate dépassant ou avoisinant ce seuil de potabilité ont déjà été notés dans plusieurs parties du monde amenant quelques fois la législation à prendre des mesures conservatoires. En Europe, la directive "nitrates" 91/676 /CEE du 31 décembre 1991 préconise la limitation des sources azotées et l'adoption d'un code de bonnes pratiques agricoles pour la protection des eaux de surface et souterraines. Par contre, dans certains pays en développement, les réglementations sont généralement moins strictes dans ce domaine et les populations consomment souvent de l'eau souterraine dont la qualité n'est pas établie et sans traitement préalable. C'est notamment le cas au Sénégal de la zone des Niayes qui fait l'objet de ce travail.

1.1.1 Enjeux et problèmes liés à la gestion du risque de pollution de la nappe phréatique dans la zone des Niayes

La zone d'étude qui se trouve sur le littoral Nord du Sénégal est décrite au chapitre 3 . Grâce à sa situation géographique et les conditions biophysique et économique favorables, cette région naturelle est l'une des plus peuplées du Sénégal et abrite d'importantes activités agricoles et industrielles. Elle est aussi caractérisée par une faible profondeur de la nappe phréatique et la prédominance de sols perméables. Cette nappe est une ressource importante pour l'irrigation des cultures horticoles, pour l'industrie et pour l'approvisionnement en eau potable. Elle subit d'importantes pressions liées à l'exploitation et à la pollution par des produits d'origine anthropique dont le nitrate.

Des problèmes d'ordre méthodologique et scientifique constituent une contrainte pour l'amélioration de la gestion du risque de pollution de la nappe phréatique par le nitrate. Parmi ces problèmes, il y a le manque de diagnostic et de connaissances de l'impact de la gestion des intrants sur leur devenir dans le système agro-environnemental. Peu d'études sont orientées sur la compréhension des processus impliqués dans la pollution en se basant sur l'approche de la modélisation. Peu de tentatives d'optimisation des quantités et du timing des intrants en fonction des conditions environnementales (type de sol, climat etc.) sont effectuées.

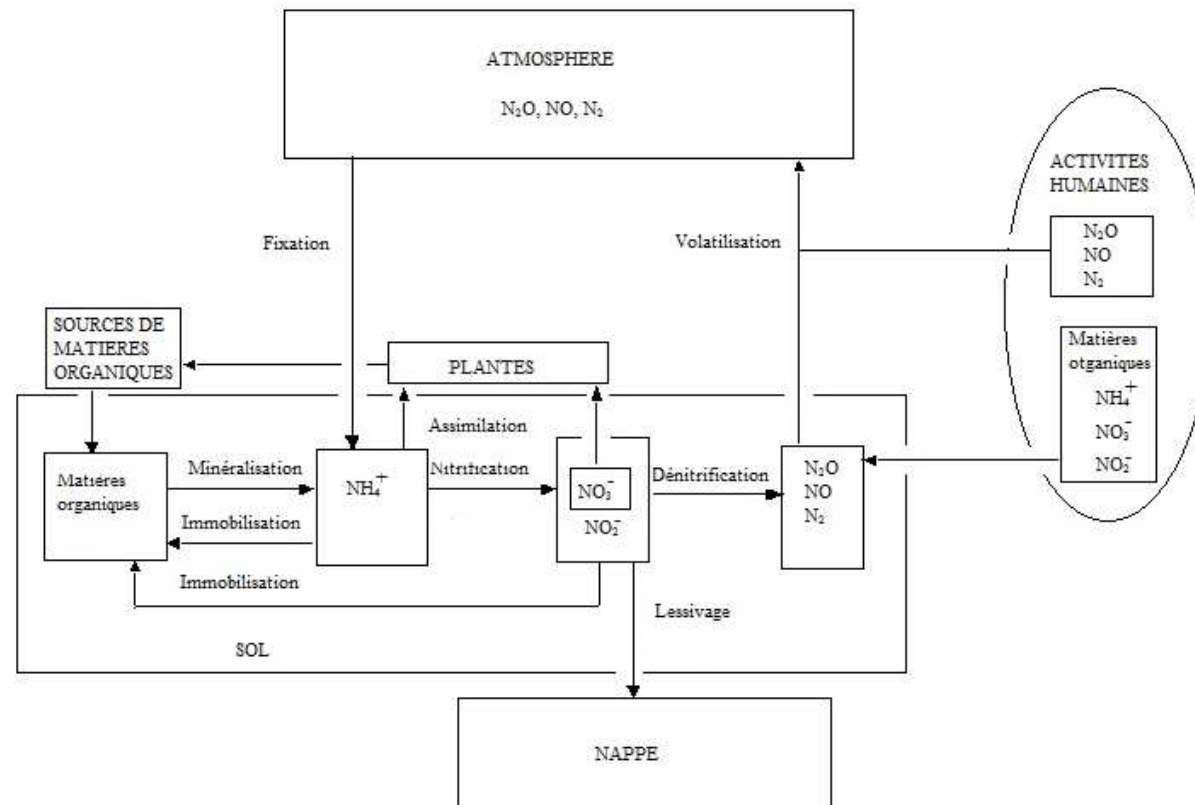


Fig. 1.1: Schéma simplifié du cycle de l'azote dans la zone non saturée du sol

1.2 Hypothèses de travail

Les hypothèses sur lesquelles se fonde ce travail sont :

1. La problématique de la pollution des puits par le nitrate dans la zone des Niayes peut être appréhendée de manière globale grâce à des méthodes de diagnostic relativement simples.
2. Des relations existent entre la pollution et des facteurs anthropiques ou naturels.
3. L'apport de la modélisation permettrait de simuler de manière acceptable les flux de nitrate vers la nappe dans des conditions de culture au champ, en termes de facteurs anthropiques et naturels.
4. Des méthodes alternatives de gestion de la ressource, évaluées en utilisant des modèles calibrés et validés, pourraient contribuer à lutter contre l'accentuation de la pollution de la nappe phréatique par le nitrate.

1.3 Objectifs de l'étude

Cette étude est une contribution à la gestion durable du système agro-environnemental de la région des Niayes. L'objectif global est de caractériser et modéliser le transfert de nitrate d'origine agricole vers la nappe phréatique de la zone des Niayes, en termes de conditions naturelles et facteurs anthropiques liés à la gestion, afin de proposer un modèle de simulation du devenir du nitrate dans ce système agro-environnemental, outil indispensable pour la gestion durable. Pour atteindre cet objectif général, les objectifs spécifiques suivants sont poursuivis :

1. Réaliser une étude bibliographique détaillée sur la problématique étudiée.
2. Estimer le niveau actuel de pollution des eaux de puits par le nitrate dans l'ensemble de la zone des Niayes et faire une typologie simplifiée des puits.
3. Réaliser une étude expérimentale du bilan d'eau et de nitrate dans une parcelle cultivée.
4. Réaliser une étude de modélisation du bilan d'eau et de nitrate pour les conditions de la parcelle expérimentale cultivée. Cette étape consiste à sélectionner/concevoir un modèle mécanistique déterministique adapté à la zone d'étude, à calibrer et à valider le modèle.
5. Analyser des scénarios de gestion des entrants, et proposer ainsi, grâce au modèle de simulation, certaines stratégies qui permettent de réduire les pressions sur la nappe.

1.4 Démarche

Après l'introduction qui constitue le premier chapitre, le deuxième chapitre est une étude bibliographique sur la problématique de la pollution des nappes phréatiques par le nitrate. Il traite d'abord des facteurs influençant cette pollution et de ses conséquences sur l'environnement biophysique. Il aborde ensuite, l'état de l'art sur les méthodes habituellement utilisées pour étudier cette pollution. Un aperçu de la situation dans les régions tropicales et notamment au Sénégal y est aussi présenté. Le troisième chapitre est une description du contexte physique et socio-économique de la zone d'étude.

A la suite de cette description du milieu, le quatrième chapitre présente une étude exploratoire de la pollution des eaux de puits dans la zone des Niayes. Cette étude permet d'avoir une vision globale sur les systèmes d'exploitation horticole de la région ainsi que sur les niveaux et l'extension de la pollution des puits. Une analyse statistique est effectuée pour trouver des relations éventuelles entre la pollution, les caractéristiques des puits, leur environnement, leur utilisation et les pratiques horticoles dans leur voisinage.

Le cinquième chapitre présente une approche expérimentale de l'étude du bilan hydrique et d'azote sur une parcelle cultivée. Les informations obtenues sur les systèmes d'exploitation horticole de la région sont utilisées pour réaliser cette expérience, dans des conditions assez représentatives de la zone d'étude. Les méthodes utilisées pour l'obtention des données ainsi que les résultats obtenus y sont présentés.

Le chapitre 6 présente le modèle *Wave_Mat*. Il s'agit d'une transposition du modèle mécanistique, déterministique *WAVE* (Water and Agrochemicals in Soil, crop and Vadoze Environment, (Vanclooster et al., 1995)) dans l'environnement *MATLABTM*. Ce nouveau code a été développé dans le cadre de cette étude et est utilisé pour simuler le transfert d'eau et de nitrate à travers la zone non saturée du sol vers la nappe phréatique. L'historique, le développement et la méthodologie utilisée pour évaluer la cohérence du code numérique (i.e. le benchmarking) y sont présentés.

Au niveau du chapitre 7, une étude du bilan hydrique et d'azote est effectuée sous l'approche de la modélisation. Le modèle *Wave_Mat* est utilisé pour simuler les flux d'eau et d'azote vers la nappe phréatique et tester l'impact de scénarios possibles d'utilisation du sol sur la qualité de la nappe. Les données obtenues dans l'étude expérimentale sont utilisées pour calibrer/valider le modèle.

En conclusion générale, une synthèse des résultats obtenus ainsi que des

discussions générales sont effectuées et permettent de dégager des perspectives.

Chapitre 2

Revue de la littérature

2.1 Causes de la pollution

La pollution des nappes phréatiques est fortement liée à l'occupation du sol (agriculture, élevage, zone d'habitation...). Les zones peu anthropisées présentent en général les concentrations de nitrate les plus faibles. Pour expliquer cette pollution, plusieurs études (Benson et al., 2007; Babiker et al., 2004) mettent en cause la pratique intensive de l'agriculture et de l'élevage qui favorise la pollution diffuse. D'autre part, de nombreux cas d'études (Tandia et al., 1999; Umezawa et al., 2008; Mattern et al., 2009) montrent aussi que le défaut d'assainissement dans les zones urbanisées peut être une cause importante de pollution. En condition de champ, le lessivage de l'azote correspond à sa mobilisation en dessous de la zone racinaire des plantes, permettant ainsi son transfert vers la nappe aquifère.

2.1.1 La perte d'azote dans la zone racinaire des cultures

L'azote est un élément nutritif essentiel pour les cultures et provient de sources minérales (air, précipitations, dépôts secs, minerais etc.) ou de la décomposition de la matière organique. Dans la nature, les activités humaines sont souvent la cause d'un surplus d'azote, dont le nitrate constitue une des formes minérales. Parmi les activités humaines qui contribuent aux sources d'azote dans les sols, il y a la fertilisation des sols, l'élevage, l'apport et la valorisation des déchets organiques domestiques et industriels.

L'azote dans le sol entre dans un cycle biogéochimique complexe, et le devenir des substances azotées sera largement déterminé par la forme physico-chimique de la substance, ainsi que les paramètres environnementaux. Dans plusieurs cas, les équilibres ne sont pas maintenus et des

pertes d'azote vers les milieux souterrains peuvent se présenter. L'importance de ces pertes, et donc les pressions sur les eaux souterraines par les substances azotées dépendent fortement du statut biochimique de l'azote du sol et de tous les paramètres environnementaux tels que les propriétés hydrauliques du sol, les conditions de surface, l'occupation du sol ainsi que le niveau de la nappe aquifère (Cameron et al., 1979; Sheperd, 1996).

2.1.1.1 Le cycle d'azote dans la zone racinaire des plantes

L'azote dans le sol se présente sous différentes formes, à la fois organiques et minérales. Des processus physiques et biogéochimiques ont pour résultat un recyclage continu des différentes substances, qui génère une variation temporelle importante de ces substances dans le sol. La plus grande partie de l'azote du sol se situe dans la fraction organique. Cette fraction est très hétérogène au niveau de sa composition, et la plus grande partie est relativement stable et inerte. Pour décrire le recyclage d'azote dans la matière organique, on considère souvent plusieurs fractions, dont chacune est caractérisée par des propriétés physico-chimiques et vitesses de dégradation (et donc une stabilité) spécifiques. Johnson et al. (1987), par exemple, considèrent trois réservoirs pour décrire le recyclage de la matière organique. Suivant cette approche, les fractions correspondent à :

- un réservoir de décomposition rapide, constitué par un complexe de matière organique/biomasse qui reçoit de la matière organique fraîche ;
- un réservoir intermédiaire, dont le comportement dépendra des propriétés des fertilisants organiques apportés ; et
- un réservoir humus, constitué par des produits stables, provenant de la décomposition des deux premiers réservoirs (humification).

Le sort de l'azote est intimement lié à celui du carbone car les micro-organismes responsables de la décomposition de la matière organique ont besoin de ces deux éléments dans une proportion (C/N) bien définie et variables suivant les espèces (Högberg et al., 2007; Engelkes et al., 1997; Cleveland et Liptzin, 2007). Lorsque le rapport C/N des réservoirs de la matière organique est inférieur à un seuil critique, la dégradation de la matière organique libérera de l'azote sous forme ammoniacale (minéralisation). Par contre, lorsque le rapport de C/N dépasse ce seuil, la maintenance et le développement de la biomasse nécessitent l'incorporation de l'azote minérale dans la biomasse, ce qui résulte dans une immobilisation. Une autre partie d'azote dans le sol se trouve sous forme

minérale (N_2 , N_2O , NO , NH_4^+ , NH_3 , NO_2^- et NO_3^-) et est soumise à plusieurs réactions biogéochimiques de transformation.

Minéralisation biologique de l'azote organique (ammonisation)

La minéralisation correspond au passage de l'azote organique à l'azote minéral et consiste à l'oxydation de la matière organique et la libération d'ammonium (NH_4^+). Cette transformation qui est réalisée par des micro-organismes hétérotrophes (bactéries et champignons) en condition aérobie (Whitford et Parker, 1989) est très importante dans le cycle de l'azote, vu les grandes quantités d'azote organique souvent disponibles dans le sol, et la nitrification rapide qui transforme l'ammonium produit lors de l'ammonisation en nitrate lessivable. Dans certaines conditions, le processus inverse de la minéralisation est réalisé (immobilisation) conduisant à la production d'azote organique à partir d'ammonium ou de nitrate (Sørensen, 2004). La différence entre la minéralisation totale et l'immobilisation constitue la minéralisation nette. De nombreuses études ont montré que la minéralisation dépend du type et de la quantité de la matière organique, du type de sol, et des conditions physico-chimiques du sol (par exemple l'humidité, la température, le pH etc.)

Facteurs affectant la minéralisation : En étudiant par incubation l'effet des résidus de différentes plantes sur la minéralisation de N dans des conditions non limitantes d'azote, Trinsoutrot et al. (2000) trouvent que la dynamique de l'azote organique est surtout liée à la teneur en azote et au rapport C/N des résidus. Un rapport C/N faible de la matière organique peut favoriser une minéralisation plus importante de l'azote (Silva et al., 2005). Les sols tourbeux du fait d'un excès d'humidité ou d'un rapport C/N élevé présentent souvent un taux faible de minéralisation de l'azote (Gotkiewicz, 1991). Les sols sableux peuvent présenter une minéralisation de l'azote organique plus importante comparés à des sols limoneux ou argileux car la matière organique y est moins protégée (Hassink et al., 1993). Selon Lützow et al. (2006), l'hydrophobicité, en influençant l'humidité du sol, peut aussi affecter la minéralisation ; le manque d'humidité pouvant rendre la matière organique moins disponible. L'humidité du sol peut affecter variablement la minéralisation de l'azote. Sihag et Singh (1999), qui ont étudié l'effet de l'humidité d'un sol argilo-limoneux sur la minéralisation de l'azote d'un engrais vert (*Sesbania aculeata*), trouvent que le maximum de minéralisation était obtenu à 50% de la capacité au champ ; la minéralisation à 75% de la capacité au champ était aussi plus élevée qu'à 25% de la capacité au champ. Le rythme de succession des périodes d'assèchement

et d'humidification du sol peut aussi avoir un effet sur la biomasse microbienne et la minéralisation (Kerstin et al., 2007; Cabrera, 1993). Durant les périodes de sécheresse, l'altération de la biomasse microbienne peut être une cause de la réduction de la minéralisation dans les sols (Borken et Matzner, 2009). De Neve et al. (2003) ont trouvé dans leur étude au laboratoire, sur un sol sablo-limoneux, que dans les mêmes conditions d'humidité, le taux d'ordre zéro de minéralisation de l'azote organique augmentait avec la température entre 5.5 et 30 °C. Sur des sols sableux incubés à des températures de 30, 40, 50 et 60 °C, Luxhoi et al. (2008) ont aussi trouvé que la minéralisation augmentait avec la température. Une interaction de l'effet de la température et de l'humidité sur la minéralisation est aussi notée par Quemada et Cabrera (1997). La revue de la littérature effectuée par Curtin et al. (1998) montre que le pH affecte la minéralisation mais affirme que cet effet du pH n'est pas toujours clairement explicité. Kusum et Arunachalam (2000), dans une étude en laboratoire, trouvent sur des sols de forêt subtropicale, une faible et positive corrélation entre le pH et la minéralisation nette de l'azote.

Nitrification

La nitrification correspond à la formation de nitrate qui a le degré d'oxydation le plus élevé de l'azote et est réalisée par des micro-organismes autotrophes ou hétérotrophes. A partir de l'ammonium, la nitrification autotrophe se produit en condition aérobie en deux étapes :

- La nitrosation (ou nitritation) avec l'oxydation de l'ammonium en nitrite par des bactéries telles que *Nitrosomonas* ;
- La nitratisation avec l'oxydation du nitrite en nitrate par des bactéries telles que *Nitrobacter*.

La nitrification hétérotrophe est généralement considérée comme moins importante que la nitrification autotrophe, mais elle peut être non négligeable dans des systèmes ayant un taux important de matière organique ou une faible oxygénation (Mevel et Chamroux, 2004). Des micro-organismes tels que *Alcaligenes faecalis* qui ont la capacité de réaliser la nitrification hétérotrophe peuvent être utilisés par exemple dans le traitement des eaux usées (Hung-Soo et al., 2005). La nitrification autotrophe dont il est question dans la suite est généralement considérée comme un processus important dans le lessivage de l'azote car la grande mobilité du nitrate favorise son transfert dans la nappe. Le nitrate constitue la forme d'azote la plus concernée par le lessivage car l'azote NO_3^- est plus stable que l'azote NO_2^- et il est généralement plus mobilisé que l'ammonium. Alva (2006), par exemple, a trouvé en laboratoire sur un sol sableux que le nitrate était plus lessivé que l'ammonium. Ce lessivage

et la formation d'azote gazeux, (N_2 , N_2O) à partir du nitrate ont aussi comme conséquence une perte d'azote du sol et donc une faible efficacité de son utilisation par la plante (Subbarao et al., 2006). C'est pourquoi, ces auteurs avancent que la suppression de la nitrification dans les systèmes agricoles pourrait constituer une étape nécessaire pour promouvoir l'efficacité de l'utilisation de l'azote, tout en maintenant la qualité de l'environnement. Cependant, dans certaines conditions la présence de la forme nitrrique peut avantager une meilleure utilisation de l'azote par les plantes (Saravitz et al., 1994). Ces auteurs trouvent, sur une culture de soja sans nodules, qu'après une carence azotée, le nitrate exerce un effet positif sur l'absorption de l'ammonium.

Facteurs affectant la nitrification : Les études effectuées sur la nitrification considèrent qu'elle est favorisée par un pH compris entre 6 et 8.5 (Simek et Cooper, 2002) et qu'elle est défavorisée par des valeurs de pH faibles ou très élevées. La nitrification a tendance à rendre le milieu acide (Hayatsu et Kosuge, 1989) ce qui réduit par la suite l'efficacité des organismes responsables de la nitrification (XuLiang et al., 2005).

Il est aussi admis que la nitrification est favorisée par la disponibilité de l'ammonium et par de bonnes conditions d'humidité (Robertson, 1982). Dans cette dernière étude, l'auteur trouve en serre une augmentation de la nitrification lorsque l'humidité du sol variait entre 10% et 70% de la capacité au champ du sol et que la température était comprise entre 20 et 30 °C. La nitrification est aussi favorisée par une bonne aération (Sahrawat, 2008) et est affectée de manière variable par les conditions de température. Breuer et al. (2002) ont trouvé dans une étude sur différents sols tropicaux que la nitrification était positivement corrélée avec la température du sol. Dans cette étude, le taux de nitrification le plus élevé était noté dans un sol minéral caractérisé par un C/N faible et une teneur en carbone total élevée. Dans l'étude de Luxhoi et al. (2008), le processus de nitrification était complètement supprimé à des températures supérieures à 40 °C, probablement à cause de la dénaturation des enzymes qui interviennent dans la nitrification par la chaleur. Pour contrôler la nitrification, certains molécules organiques (*benzotriazole*, *o* – *Nitrophenol*, *m* – *Nitroaniline*) ont un pouvoir d'inhibition de la nitrification. Toutefois ces substances sont aussi sensibles aux conditions de température, d'humidité et de pH (Puttanna et al., 1999).

Dénitrification

La dénitrification correspond à la réduction de nitrate et de nitrite et aboutit à la formation de NO , N_2O et N_2 . Elle est réalisée en condi-

tion d'anaérobiose et permet de réduire la quantité de nitrate dans le sol, amoindissant ainsi le potentiel de son transfert vers la nappe. Les conditions d'anaérobiose du sol peuvent être dues à une humidité proche de la saturation, mais aussi à un compactage du sol. Cette dénitrification est généralement réalisée par des micro-organismes hétérotrophes tels que *Pseudomonas* qui utilisent le carbone comme source d'énergie (donneur d'électrons) (Parvanova-Mancheva et Beschkov, 2009). La dénitrification autotrophe qui est réalisée par des micro-organismes comme *Thiobacillus denitrificans* est en général moins importante que la dénitrification hétérotrophe. Mais elle peut être réalisée dans certaines conditions car elle utilise comme source d'énergie des substances inorganiques comme les sulfures ou l'hydrogène (Trouve et Chazal, 1999). Dans les conditions de champ, la dénitrification hétérotrophe dont il est question dans la suite est affectée par les facteurs comme, l'humidité, le pH, la température, le type de sol, et la disponibilité de carbone organique.

Facteurs affectant la dénitrification : Il est généralement admis que la dénitrification est favorisée à un pH compris entre 7 et 8 et qu'elle est négativement affectée par un faible pH (Simek et Cooper, 2002). Dans le sol, l'humidité qui conditionne l'état d'aération est généralement considérée comme l'un des facteurs qui affecte le plus la dénitrification hétérotrophe. De Klein et van Logtestijn (1996) qui ont étudié au Pays-Bas l'effet de l'irrigation, de la température et du taux d'application de l'azote sur la dénitrification dans un sol sableux de prairie ont trouvé que i) la dénitrification était plus affectée par les conditions d'humidité; ii) la température avait peu d'effet pour des parcelles non irriguées; iii) le taux d'application de l'azote n'avait pas d'effet car le nitrate n'était pas limitant. En étudiant au laboratoire l'effet de l'humidité sur la dénitrification dans des sols sableux, limoneux et tourbeux, ces auteurs ont trouvé que la dénitrification était très réduite en dessous de la capacité au champ ($pF=2$). Dans leur étude, Aulakh et al. (1991) concluent que la disponibilité de carbone organique et de nitrate favorise la dénitrification et que la texture en affectant la capacité de rétention d'eau du sol a aussi une influence sur la dénitrification. Elefsiniotis et Li (2006) ont réalisé une étude en incubation entre 10 et 30 °C avec deux sources différentes de carbone ayant des rapports C/N de 2/1 et 4/1. Ils ont trouvé que la dénitrification était possible dans toutes ces conditions. Cette dénitrification était meilleure entre 10 et 20 °C et un rapport C/N de 2/1 suffisait à sa réalisation complète.

Volatilisation de l'azote

Les formes d'azote NH_3 , NO , N_2O et N_2 sont volatiles et peuvent donc être émis vers l'atmosphère permettant de diminuer le stock d'azote dans le sol. Hynst et al. (2007) soulignent le rôle important joué par la dénitrification hétérotrophe dans l'extraction de l'azote du sol et donc dans la réduction du lessivage de nitrate. Ils soulignent aussi que l'azote gazeux produit sous forme de N_2O contribue à l'effet de serre et à la destruction de la couche d'ozone. Les résultats de leur étude dans une aire d'élevage, montrent que des émissions de N_2O peuvent dépasser $2,5 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Ils confirment ainsi l'importance de la volatilisation et illustrent la dépendance de celle-ci à différents facteurs environnementaux du sol.

Facteurs affectant la volatilisation : Les facteurs qui influencent la dénitrification affectent aussi la volatilisation. Certaines études ont montré que le rapport N_2O/NO augmente quand le pH diminue (Simek et Cooper, 2002) tandis que la formation d'azote NH_3 à partir d'azote NH_4^+ et sa volatilisation sont favorisés par un pH élevé (Sommer et al., 1991) et un gradient de pression partielle important entre l'azote NH_3 du sol et l'azote NH_3 de l'atmosphère.

Prélèvement par les plantes et fixation biologique de l'azote

Les plantes prélèvent l'azote du sol sous des formes assimilables NH_4^+ et NO_3^- pour la production des protéines nécessaires à leur croissance (Morot-Gaudry, 1998). Les plantes auraient besoin à la fois de ces deux formes azotées, la forme réduite NH_4^+ est plus rapidement assimilée alors que la forme NO_3^- est plus facilement transportée (Morot-Gaudry, 1998). Volk et al. (1992) trouvent, sur une culture de haricot végétatif (*Phaseolus vulgaris*L.), qu'une nutrition mixte (NH_4^+ , NO_3^-) permet une production de matière sèche plus élevée (et donc une meilleure croissance) qu'une nutrition avec l'un ou l'autre des deux ions, apporté séparément. La proportion de nitrate et d'ammonium absorbée dépend de la nature de la plante et de son environnement, mais généralement la forme nitrrique est la plus utilisée (Morot-Gaudry, 1998). Par exemple, les solutions nutritives courantes apportent l'azote sous forme mixte 4/5 nitrate et 1/5 ammonium. L'absorption de l'ammonium s'accompagne d'une exsorption d'ion H^+ , qui dans certaines conditions (pouvoir tampon faible du sol), peut provoquer une acidification de la rizhosphère (Volk et al., 1992). Cette acidification peut défavoriser le développement de la plante lorsque celle-ci n'est pas tolérante à cette acidité. Le transport des ions de la solution du sol vers les sites d'absorption situés au

niveau des racines se fait par convection et diffusion et une partie seulement des racines participe effectivement au prélèvement des fertilisants azotés (Morot-Gaudry, 1998). Les plantes jouent donc un rôle de puits d'azote en réduisant les quantités de nitrate potentiellement lessivables.

Certaines bactéries aérobies ou anaérobies, libres ou vivant en symbiose avec d'autres micro-organismes ou avec des plantes, ont la possibilité de réduire l'azote N_2 de l'air en ammoniac, base conjuguée de l'ammonium (Hill, 1978; Herridge et al., 2008) et contribuer ainsi à enrichir le sol en azote. Le cas du rhizobium qui vit en symbiose avec les légumineuses dans leurs nodosités est un des plus connus.

Plusieurs études (Valverde et al., 2006; Gu et al., 2008) ont identifié des bactéries de cette famille, et ces bactéries peuvent fixer jusqu'à plus de 50% des besoins de la culture en azote (Salvagiotti et al., 2009).

Facteurs affectant le prélèvement d'azote par la plante et la fixation d'azote : le prélèvement d'azote du sol par la plante dépend de nombreux facteurs dont, les besoins de la plante, les conditions environnantes de la plante telles que la disponibilité de l'azote etc. (Morot-Gaudry, 1998). Les facteurs environnants ont une influence très variable suivant les plantes. Le prélèvement peut augmenter avec la concentration du substrat en azote mais cette augmentation ne se fait pas continuellement car la plante n'est pas un puits infini d'azote. Le prélèvement est limité par la capacité d'absorption de la plante. Par exemple, Warncke et Barber (1973) trouvent avec du maïs (*Zea mays L.*) placé dans des solutions de différentes concentrations que le prélèvement était maximum lorsque la concentration du substrat est de $303 \mu M$ N avec une proportion de NH_4^+/NO_3^- égal à 2.46. Ces auteurs ont aussi constaté que la concentration du substrat en azote avait un effet sur la distribution de la matière sèche au niveau des différentes parties de la plante. En plaçant des racines de quelques types de plantes dans des solutions équimolaires en différentes formes d'azote, Warren (2009) trouvent que la concentration du substrat a une influence sur la forme d'azote qui est majoritairement prélevée. Le pH du substrat a aussi des effets, par exemple Vessey et al. (1990) trouvent sur une culture de Soja (*Glycine max [L.] Merr. cv Ransom*) alimentée avec différentes sources d'azote que la diminution du pH provoque la diminution du ratio NH_4^+/NO_3^- prélevé par la plante. La nature de la plante, son état végétatif (développement, feuillage...), la densité de la végétation etc., influencent l'exportation de l'azote du sol. Un système racinaire profond et bien développé, un cycle long et un bon état phytosanitaire permettent, par exemple, à la plante

d'être plus efficace dans l'exportation de l'azote du sol (Kristensen et Thorup-Kristensen, 2004). L'insuffisance de lumière qui affecte négativement la photosynthèse, provoque une baisse du prélèvement d'azote (Clement et al. , 1978 b) et il en est de même pour la disponibilité de CO_2 .

Le rythme de minéralisation de la matière organique peut influencer le prélèvement de l'azote. Par exemple Cameron et al. (2002) ont observé un taux élevé d'assimilation de l'azote sur un pâturage après avoir apporté un fertilisant riche en carbone organique soluble

L'activité fixatrice symbiotique d'azote chez certaines légumineuses est sensible aux conditions du sol. Elle peut être réduite par le stress hydrique ou l'excès d'eau et peut aussi être affectée par le nitrate, la disponibilité de l'oxygène etc. (Morot-Gaudry, 1998).

2.1.1.2 Influence des caractéristiques du sol

Texture, structure et autres caractéristiques physiques du sol

La texture et la structure sont des paramètres qui jouent un rôle important sur les propriétés hydrodynamiques du sol. Feyen et al. (1998) affirment que la caractérisation de l'écoulement et la conceptualisation du transfert de soluté, et donc aussi de nitrate, sont largement déterminées par la structure du sol. Lorsque la structure présente une macroporosité, les écoulements préférentiels permettent un écoulement accéléré et un transport accru de nitrate. L'état de la surface du sol (relief, existence de croûte de battance etc.) joue également un rôle important. Mbalame et al. (1998) trouvent des taux de lessivage plus importants sur des sols labourés comparés à des sols non labourés. D'une manière générale, le transfert de nitrate est facilité sur les sols de texture grossière (sables, graviers) à cause de leur perméabilité relativement importante et de leur capacité de rétention d'eau qui est généralement faible. Dans une étude du lessivage de nitrate et de phosphore sur trois types de sol (sable, limon sableux et vase limoneuse), Petrovic (2004) a trouvé que les quantités de nitrate lessivées étaient plus élevées pour le sable (9.1% de la quantité appliquée) suivi de la vase limoneuse (3.5%) puis du limon sableux (1.5%). Le volume des lixiviats pour le sable était plus important de 22% que pour les autres sols. Le transport d'un soluté peut être influencé par le phénomène d'adsorption qui dépend fortement de la minéralogie du sol et de sa texture. Certains sols seulement (Andosols, Ferralsols etc.) ont une capacité d'échange anionique non négligeable (Sposito , 1989) et c'est uniquement dans ces sols que le transport de nitrate est retardé par le phénomène d'adsorption (Wong et al., 1990). Par contre, tous les sols ont des charges négatives qui constituent la CEC et par conséquent, le

transport de l'ammonium est généralement retardé. Ce retardement du transport de l'ammonium est d'autant plus important que la CEC est élevée. Par exemple, en étudiant l'adsorption et la désorption d'ammonium appliqué à différentes concentrations sur des sols sableux, Wang et Alva (2000) trouvent un taux important d'adsorption et de désorption sur des horizons présentant un taux élevé de CEC.

Hydrophobicité du sol

Dans un sol hydrophobe, les écoulements préférentiels sont favorisés par rapport à l'écoulement équilibré dans la matrice poreuse totale. Mohammadi et Vanclooster (2009) constatent que dans un sol sec, l'écoulement préférentiel peut être favorisé par l'hydrophobicité et la présence de fissures sur la surface du sol. C'est souvent le cas par exemple pour un sol sableux qui, lorsqu'il est loin de la saturation peut présenter un caractère hydrophobe. Cette hydrophobicité s'explique par la répartition de la matière organique dans le sol.

Humidité du sol

Outre son influence sur les transformations de l'azote, l'humidité affecte aussi les propriétés hydrauliques du sol. La conductivité hydraulique du sol est une fonction croissante de l'humidité du sol et atteint un maximum à la saturation. La rétention d'eau est, quant à elle, une fonction décroissante de l'humidité. Les conditions de saturation jouent donc un rôle important dans le transfert de nitrate. Dans une étude sur les processus physiques et chimiques affectant le transport de brillant blue, Javaux (2004) affirme qu'en écoulement non saturé, les sites d'adsorption sont moins accessibles, ce qui réduit le taux d'adsorption. De nombreuses études ont essayé d'estimer l'effet de l'humidité initiale sur l'écoulement préférentiel avec des conclusions contrastées (Merdun, 2004). Certaines études relatent une moindre importance de l'écoulement macroporal dans un sol humide (Coles et Trudgill, 1985) alors que d'autres concluent qu'une importante humidité initiale permet une pénétration plus profonde de l'eau dans les macropores car l'écoulement latéral est réduit (Quisenberry et Phillips, 1976). L'activation des écoulements rapides n'est pas seulement déterminée par l'humidité mais aussi par les conditions hydrodynamiques imposées à la surface de sol (p.ex. l'intensité de la pluie).

Température, pH et salinité du sol

La température et le pH du sol, par leur influence sur les phénomènes de transformation de l'azote (section 2.1.1.1) affectent le lessivage de ni-

trate.

En plus de son effet sur le prélèvement d'azote par les plantes, la salinité, en affectant la structure du sol et notamment les phénomènes de gonflement et de dispersion de certains sols, peut influencer ses propriétés hydrauliques (Sameni et Morshedi, 2000). Il ressort de l'étude de Moutier (1986) que les propriétés hydrodynamiques du sol non saturé induisant la dispersion, la migration et la réorganisation de l'argile sont affectées par la qualité de l'eau. Levy et al. (2005) soulignent la complexité de l'effet combiné de la salinité, de la sodicité et de l'humidité sur la conductivité hydraulique et concluent que ces paramètres doivent être considérés simultanément dans l'estimation de la conductivité hydraulique.

Matière organique et capacité d'échange cationique (CEC)

La microfaune par son rôle sur la structure du sol (formation de macropores) peut affecter le régime d'écoulement en favorisant l'écoulement préférentiel à travers des macropores. La biodégradation qui s'accompagne d'une accumulation de la biomasse affecte aussi les propriétés hydrauliques du sol (Thullner et al., 2002). Ce phénomène justifie d'ailleurs le lavage régulier du filtre à sable dans les systèmes de production d'eau potable utilisant ce procédé, pour éviter son colmatage. L'amendement en matière organique peut être utilisé dans un sol sableux pour améliorer sa capacité de rétention en eau et amoindrir le risque de transfert de nitrate. Dans un sol ayant une CEC élevée (par exemple les sols organiques), l'adsorption de l'ammonium peut réduire les risques de transfert de nitrate vers la nappe. Par contre, les sols minéraux avec une CEC faible ont moins de sites d'adsorption. Ceci peut favoriser le transfert de nitrate surtout lorsque le sol est riche en bases échangeables.

2.1.1.3 Influence de quelques pratiques culturales et de la pluviométrie

Dans un sol agricole fertilisé, la richesse en nitrate potentiellement lessivable est très influencée par la nature et le rythme d'application du fertilisant. Dans une étude réalisée en Italie, Mantovi et al. (2006) montrent que l'application de lisier en quantités très supérieures à la capacité de prélèvement par les plantes conduit à une accumulation de nitrate dans le sol, spécialement pendant les périodes chaudes. Dans une étude sur des sols tropicaux d'origines différentes, Stumpe et Vlek (1991) trouvent que l'utilisation non raisonnable d'azote peut conduire à une acidification et une dégradation de ces sols fragiles et favoriser ainsi le lessivage. La solution qui permet de minimiser le lessivage de nitrate consiste à adapter la fourniture d'azote à la demande de la plante (en

termes de quantité et de timing), et cette adaptation est réalisée plus facilement avec un fractionnement de la fertilisation. Avec des sources organiques d'azote (fumier, résidus), le rythme de minéralisation n'est pas contrôlé et donc l'adaptation de la fourniture d'azote à la demande de la plante ne peut être effectuée. Shaddox et Sartain (2001) trouvent que le lessivage de nitrate peut être réduit en utilisant un fertilisant qui relâche lentement de l'azote directement assimilable par la plante et avec un rythme d'application progressif. Pour les cultures de légumineuses, les quantités de fertilisants azotés à apporter en complément sont amoindries et donc aussi le risque de lessivage de nitrate. Mais l'enfouissement des résidus de ces plantes qui sont généralement riches en azote peut enrichir le sol en azote. Pour éliminer l'azote résiduel du sol, des CIPAN (Cultures Intermédiaires Pièges A Nitrates) sont quelques fois utilisées permettant ainsi de réduire le risque de lessivage de nitrate (Thomsen, 2005). Une rotation appropriée des cultures peut aussi être utilisée tout en évitant la jachère nue qui peut favoriser ce lessivage (Campbell et al., 1994). Les conditions à la limite supérieure, telles que l'intensité, la quantité et la répartition de la pluie sur la surface du sol affectent le régime de l'écoulement dans les sols (Vanderborght et al., 1997). L'apport de l'eau à travers la pluviométrie joue donc un rôle primordial dans le processus de transfert de nitrate car ce transfert est effectué grâce à l'écoulement de l'eau. De fortes intensités de pluie peuvent conduire à un lessivage important en favorisant l'écoulement à travers les macropores (Mbalame et al., 1998). Les sols soumis à une pluviométrie importante sont donc plus susceptibles au lessivage de nitrate que les sols arides non irrigués. L'importance des flux d'eau et de nitrate en dessous de la zone racinaire est susceptible de subir des variations en fonction des saisons climatiques ou du calendrier cultural dans les zones irriguées.

2.1.2 Importance des caractéristiques de la nappe et des ouvrages de captage sur la pollution

Les conditions à la limite inférieure telles que les conditions de drainage ont un impact sur l'écoulement. Le temps nécessaire pour que le nitrate lessivé atteigne la nappe dépend largement de la profondeur de cette dernière (Banton et al., 1992). Les nappes phréatiques peu profondes sont plus vulnérables à la pollution par le nitrate que les nappes très profondes ou les nappes captives surmontées de couches peu perméables. Dans une étude sur la pollution des nappes en Virginie, Bruggeman et al. (1995) trouvent que la profondeur joue un rôle plus important que les autres caractéristiques des sites. Ce résultat a aussi été trouvé par Mattern et al. (2009) en Belgique dans l'étude de la pollution de la nappe du Bruxel-

lien par le nitrate. Les relations entre les nappes alluviales et les eaux de surface sont aussi mises en cause dans la dynamique de la pollution. En effet les variations possibles du sens de l'écoulement qui peut être dirigé dans le sens de la nappe vers le cours d'eau (périodes d'étiage) ou dans le sens contraire (périodes de crues) sont susceptibles d'influencer la distribution spatiale et temporelle de la pollution (Peeters et al., 2007). Les ouvrages de captages sont quant à eux des endroits susceptibles de favoriser la pollution ponctuelle lorsque leur conception n'est pas adéquate (problème d'étanchéité) ou lorsque leur environnement n'est pas suffisamment protégé (absence d'aire de protection). C'est notamment le cas pour des puits de grand diamètre fréquentés par la population et non isolés des sources de pollution comme les dépôts d'ordure, la proximité des animaux etc. (Sall et Vanclooster, 2009).

2.2 Impacts de la pollution des nappes aquifères par le nitrate

La lixiviation de nitrate a pour principale conséquence la pollution des eaux souterraines. Cette pollution constitue un risque pour la santé humaine et animale et limite la disponibilité d'eau potable. Le transfert de nitrate vers la nappe a aussi un impact sur les activités agricoles et sur l'utilisation de l'eau à des fins industrielles (p.ex. industries alimentaires).

2.2.0.1 Impacts sur la santé humaine et animale

Il est généralement admis qu'un taux élevé de nitrate dans l'eau de boisson peut être à l'origine de diverses pathologies. Dans l'organisme, le nitrate peut se transformer en nitrite responsable de la méthémoglobinémie. De nombreux cas d'études permettent d'associer le nitrate de l'eau de boisson à cette pathologie qui affecte surtout les nourrissons (Kross et al., 1992). L'ingestion de taux élevés de nitrate/nitrite est aussi mise en cause dans d'autres pathologies chez l'homme et l'animal (Super et al., 1981). Cependant, d'après Fan et Steinberg (1996), il subsiste toujours une ambiguïté sur le taux limite de nitrate dans l'eau de boisson pouvant conduire à une toxicité. En effet, il existe quelques fois dans certaines études des biais qui ne permettent pas de définir des relations statistiques évidentes de cause à effet. Les biais constatés dans ces études relèvent souvent des différences de mode de vie des populations concernées, de la difficulté d'attribuer ces pathologies exclusivement au nitrate, de l'existence de différentes sources d'ingestion de nitrate, etc. Ces auteurs concluent que même si de plus amples études sont nécessaires pour

définir un seuil adéquat pour l'eau potable, la norme actuelle de $45 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3^-$ (à peu près équivalent à $10 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$) observée aux USA semble protectrice par rapport à la méthémoglobinémie. Cette valeur est comparable à la norme de $50 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3^-$ de l'OMS qui est soutenue par de nombreuses données épidémiologiques (OMS, 1993).

Toutefois, la toxicité du nitrate n'est pas reconnue par tous et certains auteurs estiment que la limitation de la concentration de nitrate dans l'eau de boisson ne se justifie pas sur le plan sanitaire. Par exemple, Buisson (1999) évoque le fait que le nitrate est présent à des concentrations élevées dans certains légumes qui sont consommés de façon importante et qui sont reconnus bénéfiques pour la santé.

2.2.0.2 Impact sur les activités économiques

Sur le plan agronomique, le lessivage de nitrate prive les cultures d'azote et réduit l'efficacité de la fertilisation azotée. Il affecte la qualité du sol en favorisant une perte en bases échangeables provoquant ainsi une acidification et une mobilisation de l'aluminium Al_3^+ toxique (Vieira et al., 2008). La pollution par le nitrate peut affecter les entreprises de distribution ou consommatrices d'eau potable en accroissant les coûts liés au traitement de l'eau polluée ou à la recherche de ressources alternatives. Par exemple, des données de l'Agence de l'eau Adour-Garonne (2003) en France sur les surcoûts des traitements complémentaires liés au nitrate et aux pesticides montrent des surcoûts de l'ordre de 0.33 euros par mètre cube facturé (pour le nitrate) et 0.067 euros par mètre cube facturé (pour les pesticides).

2.3 Devenir du nitrate dans la nappe aquifère

2.3.1 Résidence du nitrate dans la nappe

Le nitrate peut demeurer pendant longtemps dans la nappe polluée car les processus responsables de leur élimination y sont ralentis. En effet, l'assimilation de l'azote par les plantes est surtout présente sur les couches superficielles du sol alors que la dénitrification dans la nappe peut être limitée par le manque ou l'absence de substances donneurs d'électrons comme le carbone organique et les sulfures, surtout lorsque la nappe est profonde (Well et al., 2005). Néanmoins, dans les sites riches en pyrite (FeS_2), une dénitrification chimique (chémodénitrification) peut être réalisée par l'intermédiaire du fer (Fe) (Postma et al., 1991). La durée de présence du nitrate s'explique aussi par les durées de renouvellement des ressources en eaux souterraines qui sont très variables en

fonction des caractéristiques de l'aquifère (lithologie, profondeur, dimensions, taux de recharge etc.). Cette durée de renouvellement est la durée nécessaire pour que le volume cumulé de l'alimentation de l'aquifère soit égal à sa réserve totale moyenne (Castany, 1982). Elle peut varier de quelques jours par exemple pour certaines nappes karstiques superficielles à plusieurs dizaines ou milliers d'années pour certaines nappes profondes (Castany, 1982; Worthington, 2007).

2.3.2 Variabilité spatiale et temporelle

Lorsque le nitrate atteint la nappe, les couches supérieures sont les premières à être polluées avec une concentration tendant vers celle de la recharge, si cette dernière reste constante. La distribution spatiale du nitrate dans la nappe est liée à la variabilité des propriétés du milieu souterrain (Skonard et al., 1999), à la variabilité des flux aux limites de la nappe, et à la variabilité des processus de transformation au sein de la nappe. Les mouvements latéraux sont généralement lents et sont régis par les paramètres hydrodynamiques de la nappe. Ils sont accélérés lorsque la nappe est sollicitée par un pompage. Le sens de déplacement du nitrate dépend du gradient de charge hydraulique tandis qu'une perméabilité élevée de l'aquifère permettra un déplacement plus rapide du polluant dans la nappe (Bohlke et al., 2006). Dans une étude réalisée sur les aquifères de deux petits bassins versants, Martin et al. (2006), trouvent que la distribution verticale du nitrate dépend fortement des variations des concentrations dans la recharge. Ces auteurs expliquent la différence de la distribution verticale du nitrate dans deux sites proches par la différence d'historique des pratiques agricoles. La teneur en nitrate dans la nappe peut varier suivant les saisons climatiques ou culturelles. Par exemple, l'étude de Arowolo (2005) dans une région du Nigeria trouve une teneur en nitrate plus importante dans les puits durant la saison des pluies. Une importante recharge de la nappe peut aussi diluer la concentration en nitrate lorsqu'il n'y a pas d'apport supplémentaire d'azote. En région tempérée et pour une nappe non confinée dans la formation tertiaire des sables du Bruxellien, Mattern et al. (2008) illustrent que la dynamique temporelle des concentrations de nitrate est moins prononcée que la dynamique spatiale. Les relations entre nappes alluviales et cours d'eau sont aussi mises en cause dans la dynamique temporelle et spatiale du nitrate dans la nappe. Dans l'étude d'une nappe alluviale en Belgique, Peeters et al. (2004) montrent l'existence d'une corrélation entre le niveau du cours d'eau (Meuse) et les variations de concentration de nitrate dans la nappe. L'écoulement de cette nappe s'effectue vers le cours d'eau durant les périodes sèches et en sens contraire durant les périodes

humides et ces auteurs ont expliqué que l'existence de zones de fortes concentrations dont la position et l'extension varient dans le temps et dans l'espace pouvait s'expliquer par les variations du sens d'écoulement et par les activités extractives de l'eau de la nappe.

2.4 Restauration des nappes polluées

Les méthodes suivantes sont généralement utilisées pour restaurer et protéger les nappes aquifères contre la pollution azotée :

2.4.1 Limitation des sources azotées

La limitation des sources azotées, ajoutée aux processus naturels comme la dénitrification et la dilution permet la réduction de la charge polluante dans la nappe. Cette méthode est souvent contraignante pour la production agricole et son efficacité nécessite un long suivi dans le temps.

2.4.2 Traitement in situ de l'eau de la nappe polluée

Il existe des méthodes consistant à traiter l'eau polluée pour l'élimination du nitrate. Ces méthodes sont utilisées par exemple dans la production d'eau potable, mais quelques-unes d'entre elles seulement sont applicables in situ pour la restauration des nappes polluées. Parmi ces méthodes applicables in situ, l'installation d'une barrière réactive perméable (BRP) et l'injection de substance réactive dans la nappe sont les plus utilisées (Della Rocca et al., 2007; Robertson et al., 2008). Un autre avantage de ces deux méthodes réside dans le fait que des polluants autres que le nitrate peuvent éventuellement être traités simultanément. Mais ces méthodes émergentes sont actuellement surtout appliquées dans les pays développés.

Barrière réactive perméable

La BRP qui est constituée d'un matériau solide est installée en tenant compte du sens naturel de l'écoulement dans la nappe et permet à un flux d'eau polluée de passer à travers une barrière perméable comportant des éléments chimiques ou biologiques capables de réduire le taux de nitrate. D'après Della Rocca et al. (2007) qui font une revue sur les possibilités d'application de cette méthode, les processus impliqués dans la réduction du taux de nitrate reposent en général sur l'adsorption (par des substances développant une charge positive), la dénitrification biologique ou la réduction chimique. Lorsque l'adsorption est utilisée, l'efficacité de la

BRP dépend en grande partie de la surface spécifique du matériau utilisé car sa saturation limite la durabilité du système. Öztürk et Bektas (2004) ont trouvé une capacité d'adsorption intéressante en utilisant comme substances, le charbon actif et le sépiolite. La réduction chimique, quant à elle, fait généralement intervenir la réduction catalytique de nitrate et nécessite par la suite l'élimination de l'ammonium produit, limitant ainsi l'application de cette méthode. Enfin d'après Della Rocca et al. (2007), la dénitrification biologique qui utilise des bactéries naturellement présentes dans la nature apparaît comme le procédé le plus convenable du point de vue pratique, économique et environnemental. Cependant, la dénitrification biologique requiert l'utilisation d'une substance donneuse d'électrons et pose aussi un problème de contrôle de l'accroissement de la biomasse. L'accroissement de cette biomasse peut par exemple provoquer une diminution de la perméabilité de la barrière et un écoulement par by-pass surtout lorsque l'aquifère est constitué d'un matériau grossier (Schipper et al., 2004). La combinaison de la dénitrification biologique et de la réduction chimique utilisant le fer zéro valent (ZVI) permettrait d'améliorer l'efficacité de la méthode BRP (Della Rocca et al., 2007). Dans la pratique, la BRP est surtout applicable lorsqu'il s'agit de traiter un panache de pollution pour empêcher son transfert vers l'aval hydraulique de l'ouvrage RECORD (2004) et les réalisations à échelle réelle sont relativement récentes. L'étude de RECORD (2004) qui fait l'état de l'art et des réalisations sur cette technique mentionne que la BRP est plus fréquemment utilisée pour la dégradation des solvants chlorés par le fer zéro valent, mais qu'elle est aussi appliquée à des polluants comme le nitrate. Les réalisations qui ont été effectuées pour traiter divers types de polluants et surtout les solvants chlorés ont des longueurs qui varient de quelques dizaines à quelques centaines de mètres et le sont surtout aux USA et dans quelques pays européens (RECORD, 2004).

Injection de substance réactive

La méthode d'injection, quant à elle utilise comme substance réactive un liquide ou un gaz pour décontaminer une zone polluée à l'aide d'un système d'injection. Elle fait surtout appel au procédé de la dénitrification biologique et nécessite une bonne connaissance des propriétés hydrauliques de la nappe. Aussi la substance utilisée ne doit pas induire une pollution subséquente. La dénitrification hydrogénotrophique qui utilise l'hydrogène comme donneur d'électron pour une dénitrification autotrophe peut être utilisée avec un système d'injection approprié permettant de prendre en compte les risques d'explosion et autres considérations liées à la sécurité (Haugen et al., 2002). L'éthanol peut aussi

être utilisé comme source de carbone pour une dénitrification hétérotrophe (Tartakovsky et al., 2002).

2.5 Méthodes d'étude du transfert de nitrate dans le système sol-nappe

L'étude du transfert de nitrate dans le système sol-nappe permet de :

- comprendre les processus de transport du polluant à travers la zone non saturée du sol ;
- suivre l'évolution du polluant dans le milieu et de quantifier les flux de nitrate transférés du sol vers la nappe phréatique ;
- déterminer les origines et causes de la pollution, sa distribution spatiale, son évolution dans le temps et son impact sur l'environnement ;
- trouver les zones qui, de par leurs caractéristiques naturelles, sont plus affectées par le risque de pollution par le nitrate (zones vulnérables) ;
- proposer des méthodologies de conservation de la qualité de la ressource ou d'abattement de la pollution.

Selon les objectifs poursuivis, les méthodes utilisées font appel à l'approche expérimentale et (ou) à la modélisation.

2.5.1 Approche expérimentale

L'approche expérimentale est basée sur des mesures et observations sur le terrain ou au laboratoire et nécessite la mise en place d'un dispositif opérationnel conséquent. Elle peut être utilisée pour décrire le processus de transfert du polluant ou pour faire un bilan d'eau et d'azote. Elle constitue un préalable à la modélisation dont elle permet aussi la validation. Sa réalisation provoque quelque fois la perturbation du milieu ou des effets sur l'environnement. En outre elle n'est pas affranchie des erreurs de mesure et peut être limitée par les difficultés liées aux réalités du terrain, le coût de l'instrumentation et le coût du déroulement des activités. Le transport de soluté étant intimement lié à l'écoulement de l'eau, les méthodes utilisées pour la caractérisation de l'écoulement permettent généralement dans une certaine mesure de caractériser le transfert de nitrate. La méthode expérimentale utilisée dépend fortement de l'échelle d'étude.

2.5.1.1 Etude de bilan d'eau et d'azote à l'échelle de la parcelle

Bilan hydrique

A l'échelle de la parcelle, le bilan hydrique par surface unitaire dans un profil compris entre la surface du sol et une côte z située au dessus de la nappe phréatique (Fig. 2.1), durant une période considérée peut être obtenu par la relation :

$$\Delta S = P + I + R_c - R_u - ETR - D \quad (2.1)$$

où :

ΔS est la variation de stock sur la période considérée (m) ;

P est la pluie (m) ;

I est l'irrigation (m) ;

R_c est la remontée capillaire dans le profil (m) ;

R_u est le ruissellement (m) ;

ETR est l'évapotranspiration réelle(m) et

D est le drainage au niveau de la base du profil (m).

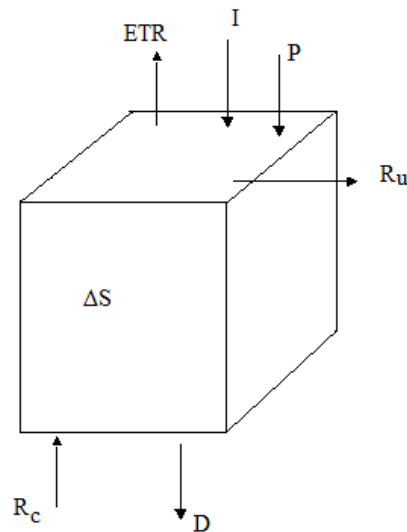


Fig. 2.1: Bilan hydrique à l'échelle de la parcelle, dans un profil compris entre la surface du sol et une côte z située au dessus de la nappe phréatique

L'écriture du bilan sous cette forme considère que les écoulements horizontaux sont inexistant à l'intérieur du profil. Si le sol est recouvert

de neige, la hauteur d'eau par unité de surface équivalente à cette neige doit être prise en compte dans le bilan. Les termes du bilan peuvent être obtenus grâce à un suivi sur le terrain (relevés météorologiques, suivi de l'état du sol etc.) ou avec la modélisation.

Détermination du stock d'eau : Le stock d'eau S (m) entre deux plans d'un profil de sol considéré peut être calculé en intégrant la teneur en eau entre les côtes z_1 et z_2 de ces deux plans :

$$S = \int_{z_1}^{z_2} \theta(z) dz \quad (2.2)$$

où θ est la teneur en eau volumétrique ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$), et z est la coordonnée spatiale entre les deux plans du profil (m).

Détermination de l'humidité du sol : La teneur en eau du sol peut être mesurée à l'aide de diverses méthodes (Dane et Topp, 2002). A l'échelle locale, la méthode de référence est la méthode gravimétrique. Cette méthode permet, par différence de poids après séchage à l'étuve, de déterminer la quantité d'eau contenue dans un échantillon de sol. A l'opposé de la méthode gravimétrique directe, des méthodes indirectes (par exemple humidimétrie par TDR ou sonde gamma-neutron) exploitent une relation entre un paramètre physique facilement mesurable et la teneur en eau. En utilisant la méthode tensiométrique par exemple, la teneur en eau θ est obtenue par mesure de la pression matricielle h du sol connaissant, la relation $\theta - h$.

Détermination du flux d'eau dans le sol : Dans un profil de sol, la densité du flux d'eau J_z (m s^{-1}) à la profondeur z peut être obtenue avec la relation de Darcy :

$$J_z = -K(h) \cdot \nabla H \quad (2.3)$$

où $K(h)$ est la fonction de conductivité hydraulique (m s^{-1}) et H est le potentiel total de l'eau dans le sol (m) qui est obtenu par la relation :

$$H = h + z + \Psi_p + \Psi_{os} + \Psi_g + \Psi_b \quad (2.4)$$

où

h est la charge du potentiel matriciel (m) ;

z est la charge du potentiel gravitationnel (m) ;

Ψ_p est le potentiel hydrostatique (m) ;

Ψ_{os} est le potentiel osmotique (m) ;

2.5. Méthodes d'étude du transfert de nitrate dans le système sol-nappe 27

Ψ_g est le potentiel géostatique (m) et
 Ψ_b est le potentiel barométrique (m).

Ainsi, la mesure des gradients de la charge du potentiel et de la conductivité hydraulique permet un calcul aisé du flux. Dans certaines conditions, le drainage (i.e. le flux d'eau à la base du profil) ou l'évapotranspiration (i.e. le flux d'eau à l'interface sol-atmosphère) durant une période Δt (s) plus ou moins longue peuvent être calculés à partir des variations du stock d'eau entre deux plans du profil de sol, si l'on s'assure que durant cette période le flux est nul à l'un de ces plans. Cette technique repose sur le principe de conservation de masse :

$$J_z = \int \frac{d\theta}{dt} dz \quad (2.5)$$

où

θ est la teneur en eau volumétrique ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$) ;

t est le temps (s) ;

z est la coordonnée spatiale entre les deux plans considérés (m)

L'analyse des profils tensiométriques du sol permet dans certains cas de trouver un plan de flux nul, ce qui facilite la détermination du drainage ou de l'évapotranspiration. A l'opposé de ces méthodes expérimentales, l'utilisation des modèles agro-hydrologiques permet de calculer les flux sur la base des relations hydrauliques, des relations du fonctionnement physiologique des plantes et de la caractérisation des flux aux interfaces du sol (interface sol-atmosphère par exemple).

Détermination de la courbe de conductivité : L'utilisation de l'équation de Darcy (2.3) repose sur la connaissance de la courbe de conductivité hydraulique. Habituellement, une relation est établie entre la conductivité hydraulique et la teneur en eau ou la pression matricielle avec des lois de type exponentiel (Gardner, 1958). La conductivité hydraulique non saturée est aussi souvent reliée à la conductivité hydraulique à saturation grâce à des paramètres physiques ou d'ajustement (Mualem, 1976; Brooks et Corey, 1964). La littérature propose de nombreuses méthodes pour la détermination expérimentale de la conductivité hydraulique (Chossat, 2005; Lassabatère et al., 2006). Par exemple la méthode Beerkan (Lassabatère et al., 2006) permet de déterminer la courbe de conductivité en utilisant un équipement relativement simple et peu coûteux. La fonction $K(h)$ peut aussi être déterminée sur une certaine gamme de valeurs de h en utilisant des méthodes qui permettent de

calculer les flux d'eau et les gradients de charges correspondant (méthode de drainage interne, recherche de plan de flux nul etc.).

Bilan d'azote

Comme pour le bilan d'eau, le bilan d'azote dans la parcelle, par surface unitaire et pour une période considérée peut s'écrire :

$$\Delta S_N = \sum Entres - \sum Sorties \quad (2.6)$$

où :

ΔS_N est la variation de stock d'azote du sol (kg m^{-2}) ;

Entres représente les apports d'azote (kg m^{-2}) (fertilisation, matière organique, irrigation, fixation, dépôt sec) ;

Sorties représente le prélèvement d'azote par les plantes et les pertes (kg m^{-2}) (drainage à la base des racines des plantes et volatilisation).

Détermination du flux d'azote à la base des racines

Connaissant le flux d'eau J_z (m s^{-1}) et la concentration résidentielle (kg m^{-3}) de la solution du sol en différentes formes de l'azote minérale ($C_{NO_3^-}$, $C_{NO_2^-}$, $C_{NH_4^+}$), le flux convectif massique d'azote J_N ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) par unité de surface à une profondeur z du sol peut être estimé avec la relation (2.7) si un écoulement uni dimensionnel et sans transport de matière organique dissoute est considéré :

$$J_N = J_z \left(\frac{14}{62} C_{NO_3^-} + \frac{14}{46} C_{NO_2^-} + \frac{14}{18} C_{NH_4^+} \right) \quad (2.7)$$

où les fractions 14/62, 14/46 et 14/18 représentent les rapports des masses molaires de N et respectivement de NO_3^- , NO_2^- et NH_4^+ .

La masse totale d'azote Q_N (kg m^{-2}) drainée à la profondeur z par unité de surface pendant un intervalle de temps $\Delta t = (t_2 - t_1)$ (s) est obtenue en intégrant les flux partiels :

$$Q_N = \int_{t_1}^{t_2} J_N dt \quad (2.8)$$

La masse de nitrate $Q_{NO_3^-}$ (kg m^{-2}) équivalente est égale à :

$$Q_{NO_3^-} = \frac{62}{14} Q_N \quad (2.9)$$

Le résultat sera d'autant plus représentatif que l'intervalle de temps considéré est petit et que, donc les mesures de J_N sont rapprochées dans le temps.

Analyse de la concentration de nitrate du sol : L'analyse de la concentration de nitrate dans le sol peut se faire directement sur des échantillons de sol (Hendrickx et Dekker, 2002) ou sur des échantillons de solution du sol (Corwin, 2002). La revue bibliographique effectuée par Weihermüller et al. (2007) sur les méthodes utilisées dans le prélèvement de la solution du sol montre que les capsules poreuses en céramique sont généralement considérées comme une méthode efficace lorsqu'il s'agit d'analyser le nitrate et l'ammonium. Des bougies en téflon (PTFE) peuvent également être utilisées sans changer les concentrations d'ammonium, de nitrite et de nitrate prélevées in situ (Zimmermann et al., 1978). Les résines échangeuses d'anions sont aussi un moyen utilisé de plus en plus pour recueillir le nitrate de la solution du sol (Pampolino et al., 2000). Ce sont des substances contenant initialement des ions tels que Cl^- et qui en présence de nitrate capturent ce dernier en libérant l'ion qui était initialement présent.

Brahy et al. (2002) décrivent une autre méthode qui consiste à utiliser des fibres capillaires (fibres de verre) insérées dans le sol pour recueillir la solution du sol dans un récipient avant de le remonter au sol. Dans certaines circonstances particulières, la composition de la solution du sol peut aussi être déterminée indirectement par l'utilisation de méthodes hydrogéophysiques (cf. section 2.5.3).

Détermination de l'azote exporté par les plantes : Dans les conditions d'une parcelle cultivée, l'azote exporté par la plante peut être déterminé à la récolte à partir du rendement en matière sèche de ses différentes parties (feuilles, tige, racines, fruits) et de l'analyse du taux d'azote dans ces différentes parties. L'azote exporté par la plante est alors égal à :

$$N_{exp} = \sum_1^n (Ms_i N_i) \quad (2.10)$$

où :

N_{exp} est l'azote exporté (kg N m^{-2}) ;

Ms_i est le rendement en matière sèche de la partie i de la plante (kg MS m^{-2}) ;

N_i est le taux d'azote dans la partie i de la plante (kg N/kg MS).

2.5.1.2 Méthodes d'investigation expérimentale à l'échelle régionale

Ces méthodes permettent d'estimer les niveaux et l'extension de la pollution dans la région étudiée. Elles permettent aussi de recueillir des

données biophysiques et socio-économiques pouvant avoir un lien avec le transfert de nitrate vers la nappe (section 2.1.). Elles peuvent aboutir à une cartographie des données obtenues pour la région.

Campagnes de terrain

Ce sont des méthodes actives de recherches qui nécessitent un déplacement physique dans plusieurs sites de la région étudiée. En milieu rural, des méthodes rapides et (ou) participatives de recherches (Crawford, 1997) sont souvent utilisées pour l'obtention de données environnementales, biophysiques et socio-économiques. Ces méthodes relativement peu coûteuses sont effectuées par une équipe multidisciplinaire et utilisent généralement comme outils de diagnostic, des enquêtes, des observations, des prélèvements d'échantillons et des mesures in situ.

Enquêtes et observations : Pour les enquêtes, les informations collectées portent généralement sur les pratiques culturelles et l'utilisation de l'eau. Suivant le contexte géographique et les objectifs de l'étude, la méthode d'échantillonnage peut varier mais les critères de couverture, de densité, de période et d'espacement de l'échantillonnage sont importants. Le mode d'administration du questionnaire peut avoir un effet important sur la qualité des données. D'après Bowling (2005) qui fait une revue de la littérature sur la question, la méthode de contact, le support du questionnaire ainsi que son administration peuvent être à l'origine de biais sur les réponses obtenues. Cet auteur trouve que l'effet du type de questionnaire (auto-administration ou interview) est plus important et qu'il peut être difficile de séparer l'influence de différents effets à différents niveaux. Le type et le contenu du questionnaire doivent aussi être adaptés aux réalités socio-économiques et culturelles de la région étudiée. Par exemple, dans les zones à fort taux d'illettrisme, l'administration orale du questionnaire peut s'imposer. Ces particularités culturelles et socio-économiques peuvent conduire à des données de moindre qualité lorsque des résultats d'une enquête locale sont généralisés à des régions très hétérogènes (Kuechler, 1998). Abernethy et al. (2001) décrivent une méthode qui permettrait de réduire le risque de biais du questionnaire avec notamment l'utilisation d'interviews courts permettant d'augmenter la taille de l'échantillon interrogé par jour. Pour contrôler la qualité du questionnaire un pré test est parfois effectué sur un groupe de la population ciblée pour adapter sa conception. L'utilisation de tests statistiques comme le calcul du coefficient *alpha* de Crombach permet dans certains cas d'évaluer la consistance du questionnaire (Crombach, 1951). Les observations quant à elles permettent de déterminer par exemple

l'occupation du sol et de décrire les caractéristiques des ouvrages de captage. L'utilisation d'appareils photographiques ou de caméra permet de conserver des images et faciliter l'analyse des données.

Prélèvements et mesures *in situ* : Les prélèvements concernent généralement des échantillons de sol, de solution du sol ou d'eau de la nappe. L'analyse de ces échantillons porte souvent sur des paramètres physiques (humidité, densité, granulométrie etc.) ou chimiques (concentration de nitrate, capacité d'échange cationique etc.) ayant un lien avec le transfert de nitrate vers la nappe. L'analyse du nitrate doit être effectuée rapidement pour éviter les biais induits par les transformations parfois rapides des produits azotés. A défaut, les échantillons sont conservés au réfrigérateur en attendant leur analyse. L'utilisation de kit portable permet de faire l'analyse de certains éléments chimiques *in situ*. Par exemple, pour le nitrate, des appareils de type réflectomètre permettent de faire des tests rapides. Toutefois, la rapidité de telles méthodes est souvent au détriment de la précision.

Les mesures effectuées sur place peuvent aussi concerner, les dimensions des ouvrages de captage, la profondeur de la nappe phréatique, des tests d'infiltration sur le sol etc.

Utilisation de réseau de surveillance

L'implantation d'un réseau de mesure est souvent utilisée comme système de surveillance de la qualité des eaux souterraines. A cause de certaines contraintes, la constitution de la base de données relative à la pollution ne suit pas toujours une logique systématique. Par exemple pour la conception des réseaux de surveillance environnementale, des considérations d'ordre politique, géographique et économique sont souvent mises en avant (Di Zio et al., 2004). Une bonne représentativité des données requiert une bonne définition de l'unité d'échantillonnage, et une répartition adéquate de l'échantillonnage dans l'espace et dans le temps. Par exemple certains programmes de surveillance de l'environnement utilisent comme méthode d'échantillonnage, le maillage de l'espace avec des grilles de taille et de forme définies. Le choix de la taille et de la forme de ces grilles est généralement fait de façon à minimiser la variance de l'erreur (mean square error) d'estimation de la variable étudiée en un point donné. Les mesures sont généralement effectuées avec des méthodes manuelles ou à l'aide de systèmes automatiques avec l'enregistrement en continu des données. En vue de l'analyse géostatistique des données collectées, certaines méthodes proposées dans la littérature permettent d'améliorer la conception des réseaux (cf. section 2.5.2.2).

2.5.2 Méthodes utilisant la modélisation

Pour protéger la qualité de l'eau souterraine contre une dégradation continue, il est nécessaire de développer des méthodologies d'évaluation, qui permettent d'estimer les risques potentiels sur la qualité de l'eau en termes de paramètres facilement mesurables et largement disponibles. Les modèles qui répondent à ces critères devraient jouer un rôle important dans des stratégies avancées et optimisées d'évaluation de risques et de scénarios. Les modèles sont donc des outils indispensables pour améliorer la gestion de la ressource. Ils devraient être fondées sur une bonne compréhension des processus qui contrôlent la pollution des eaux souterraines, en particulier l'origine, le sort et le comportement de la pollution dans l'environnement (Vanclooster et al., 2004). Ces modèles constituent aussi un complément d'informations pour les campagnes et mesures de terrain, qui souvent ne peuvent se faire qu'à des intervalles de temps relativement espacés et avec une résolution spatiale assez grossière. Les modèles peuvent être distingués selon plusieurs critères, par exemple les concepts et méthodes utilisés, les processus étudiés, les objectifs poursuivis, l'échelle d'étude, etc. Le tableau 2.1. présente quelques exemples de types de modélisation qui sont utilisés dans l'étude de la pollution par le nitrate.

2.5.2.1 Modélisation à l'échelle locale

Ce type de modélisation est généralement utilisé pour décrire avec des lois physiques et des relations paramétriques, les processus impliqués dans le transport de nitrate vers la nappe. Les modèles de type déterministe requièrent une connaissance approfondie des paramètres à l'échelle locale. La notion déterministe suggère que les processus sous-jacents peuvent être décrits avec des paramètres effectifs uniques et constants pour la parcelle sous étude. La variabilité à l'intérieur de la placette d'analyse est alors ignorée. Toutefois, ce type de modèle s'intègre facilement pour la description des variations à l'intérieur d'une parcelle hétérogène par une description stochastique des paramètres effectifs avec une modélisation par la méthode de Monte Carlo (par exemple, Mallants et al. (1996)). Une description des approches classiques utilisées dans la modélisation du transfert de soluté à l'échelle locale a été effectuée par Vanclooster (2006).

Conceptualisation du transport de l'azote dans le sol

Tableau 2.1: Exemples de types de modélisation utilisés dans l'étude de la pollution par le nitrate

Type de modélisation	Concepts et méthodes utilisées	Objectifs	Echelle d'étude	Résultats
Empirique/ Semi-empirique	Indexation de paramètres; Jugement expert; Relations qualitatives entre entrées et sorties	Etude d'impact et de vulnérabilité	Régionale	Qualitatifs; Subjectifs
Statistique/ Stochastique	Distribution aléatoire des paramètres; Interpolations; Etude des relations entre variables; Estimation de paramètres aléatoires	Etude d'impact et de vulnérabilité; Etude de la distribution spatiale et temporelle; Relations entre variables	Locale; régionale	Qualitatifs; quantitatifs
Déterministe	Lois physiques; Relations paramétriques entre variables	Etude du processus de transport du polluant; Etude d'impact et de vulnérabilité	Locale	Quantitatifs; Objectifs

Notion d'Elément de Volume Représentatif (EVR) : Pour tenir compte de la variabilité des propriétés du sol à différentes échelles, une approche classique est de considérer le sol comme un continuum (Vanclooster, 2006). Il existe un EVR au centre du quel sont définies les propriétés du sol. Les principes thermodynamiques relatifs à la conservation de la masse sont ensuite appliqués à cet EVR pour obtenir les équations qui régissent l'écoulement et le transport dans le sol. L'intégration de ces équations permet alors de décrire l'état et le transport du soluté à l'échelle macroscopique. D'après Vanclooster (2006), deux remarques peuvent être faites :

- d'abord, pour la plupart des modèles opérationnels de transport de substances chimiques dans le sol, cette échelle macroscopique (échelle locale) correspond à celle à partir de la quelle, la représentation d'une certaine propriété déterminant de l'écoulement et du transport (par exemple la conductivité hydraulique) en fonction de l'échelle, reste pratiquement constante. Ceci peut être illustré par une simple théorie expérimentale où la porosité du milieu poreux

est déterminée en échantillonnant des fenêtres de tailles différentes (Fig. 2.2). En pratique cette échelle correspond à la taille des techniques de caractérisation des propriétés du sol à l'échelle locale et concrètement à la taille des colonnes de laboratoire.

- ensuite l'intégration spatiale et temporelle ne peut être rigoureusement effectuée que lorsque la variabilité des propriétés macroscopiques effectives à travers le continuum est connue.

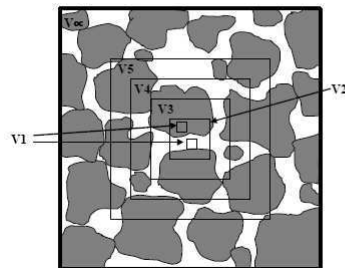
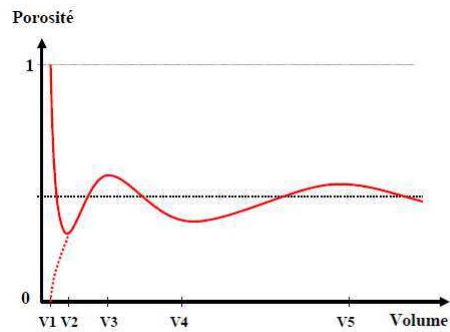


Fig. 2.2: Echantillonnage du milieu poreux avec différentes tailles de la fenêtre d'échantillonnage pour la détermination de la porosité

Représentation du système sol : Cette description tirée de Vanclooster et al. (1995) permet de conceptualiser le système sol lorsque le transfert de soluté est considéré. La figure 2.3 qui illustre cette conceptualisation montre qu'une distinction est faite entre le volume de sol occupé par l'air, la région d'eau mobile, la région d'eau immobile, la matrice statique du sol (complexe sol) avec des sites d'adsorption en contact

2.5. Méthodes d'étude du transfert de nitrate dans le système sol-nappe35

avec la région d'eau immobile et le complexe dynamique du sol avec des sites d'adsorption en contact avec la région d'eau mobile.

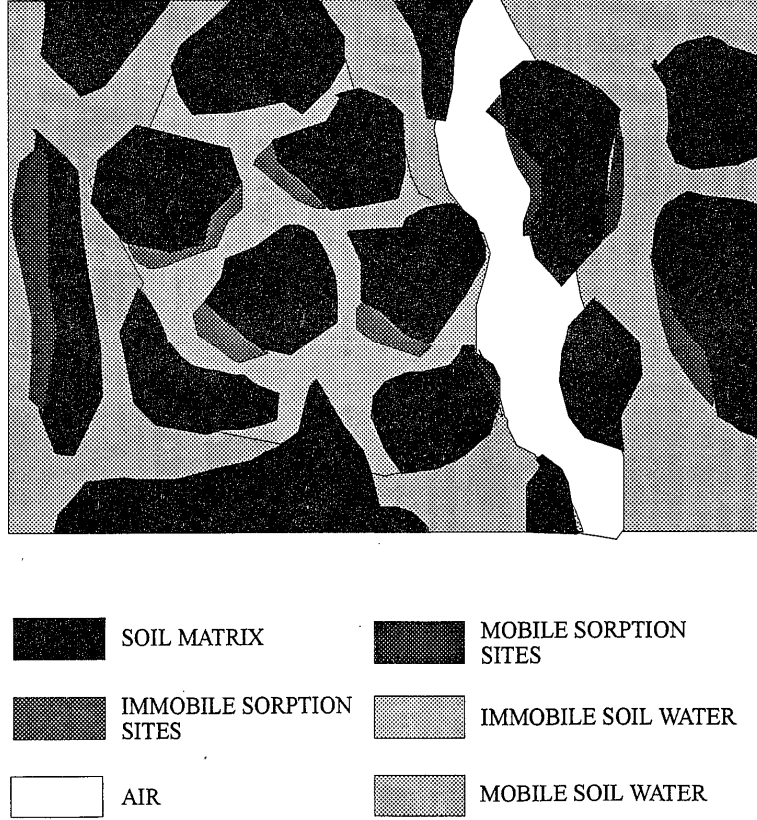


Fig. 2.3: Conceptualisation du système sol

(source : Van Genuchten et Wierenga, 1976. Tirée de Vanclooster et al., 1995)

L'équation d'écoulement d'eau : L'équation qui est généralement utilisée pour décrire l'écoulement multidimensionnel d'eau est celle de Richards (2.11) . Cette équation considère comme hypothèse un sol rigide, que les potentiels géostatique, osmotique et barométrique sont négligeables et que l'équation de Darcy est valable.

$$C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = -\text{div} [-K(h) \cdot \nabla H] - S_w \quad (2.11)$$

où :

H est la charge hydraulique totale (m) ;

h est la charge de la pression matricielle (m) ;

S_w est le terme puits-source d'eau (s^{-1}) ;

$K(h)$ est la fonction de conductivité hydraulique ($m\ s^{-1}$) ;

$C(h)$ est la capacité hydraulique (m^{-1}) et

t est le temps (s).

Pour caractériser la relation entre θ et h , la relation (2.12) (van Genuchten, 1980) est souvent utilisée :

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + (\alpha|h|)^n)^m} \quad (2.12)$$

où :

θ_s et θ_r sont respectivement les teneurs en eau volumétriques à saturation et résiduelle ($m^3\ m^{-3}$) ;

α (m^{-1}), m (-) et n (-) sont des paramètres de forme.

Une relation unique est souvent considérée entre m et n : $m = 1 - 1/n$.

Pour la courbe de conductivité, la relation 2.13, (Mualem, 1976; van Genuchten, 1980) est généralement considérée

$$K(S_e) = K_{sat} \cdot S_e^\lambda \left(1 - \left(1 - S_e^{1/m}\right)^m\right)^2 \quad (2.13)$$

où :

$K(S_e)$ est la fonction de conductivité hydraulique du sol ($m\ s^{-1}$) ;

K_{sat} est la conductivité hydraulique du sol à saturation ($m\ s^{-1}$) ;

λ est le facteur de tortuosité du sol (-) ;

m est le paramètre de forme préalablement défini ; S_e est le taux de saturation du sol (-), défini par :

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (2.14)$$

où

θ est la teneur en eau volumétrique ($m^3\ m^{-3}$) ;

θ_s et θ_r sont respectivement les teneurs en eau volumétriques à saturation et résiduelle ($m^3\ m^{-3}$).

L'équation de transport de soluté : Le transport unidimensionnel de soluté inerte dans un sol homogène est généralement décrit par

2.5. Méthodes d'étude du transfert de nitrate dans le système sol-nappe 37

l'équation de convection dispersion (2.15) (Warrick et al., 1971; Bresler, 1973)

$$\theta \frac{\partial C}{\partial t} = \bar{v} \frac{\partial C}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta \cdot D \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (2.15)$$

Dans un sol non homogène, le transport dans la région mobile du sol est déterminée par la diffusion moléculaire, la convection et la dispersion hydrodynamique.

Le terme diffusion fait référence à un mouvement du soluté qui est le résultat du mouvement brownien. L'énergie thermique provoque un mouvement aléatoire des particules dans la phase qui les contient. Pour le transport unidimensionnel de soluté inerte, le flux diffusif q_{ds} ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) dans la région mobile du sol est obtenu par la relation (2.16) en appliquant la première loi de Fick.

$$q_{ds} = -D_e \cdot \theta_m \frac{\partial C_m}{\partial z} \quad (2.16)$$

où :

θ_m est la teneur en eau volumétrique mobile ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$);

C_m est la concentration de soluté dans la région mobile du sol (kg m^{-3})

et

D_e est le coefficient de diffusion effective ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) donné par la relation :

$$D_e = - \frac{Dif \cdot a \cdot e^{b \cdot \theta_m}}{\theta_m} \quad (2.17)$$

où :

Dif est le coefficient de diffusion moléculaire dans l'eau pure ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$);

θ_m est la teneur en eau volumétrique mobile ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) et

a et b sont des coefficients empiriques dont les valeurs sont approximativement $a = 10$ et $0.005 < b < 0.01$ (Olsen et Kemper, 1968 cité par Vanclooster et al. (1995)).

Le terme convection se réfère à l'entraînement des substances dissoutes par le mouvement de l'eau. En considérant le transport unidimensionnel d'un soluté inerte dans la région mobile du sol, le flux convectif q_{cw} ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$), est égal à :

$$q_{cw} = \theta_m \cdot V_m \cdot C_m = q_w \cdot C_m \quad (2.18)$$

où :

q_{cw} est la densité de flux convectif de soluté ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$);

θ_m est la teneur en eau mobile ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$) ;
 C_m est la concentration de soluté dans la région mobile du sol (kg m^{-3}) ;
 V_m est la vitesse macroscopique moyenne de l'eau dans les pores (m s^{-1}) ;
 et
 q_w est le flux de Darcy ($\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$).

La vitesse microscopique porale est distribuée autour de la vitesse moyenne macroscopique d'une manière qui dépend de la forme et de la taille des pores. L'écoulement est plus rapide dans les pores de grande taille que dans les pores de petite taille et elle est aussi plus rapide au centre des pores que sur les extrémités. De ce fait la complexité du système de pores provoque un mélange le long de la direction de l'écoulement et ainsi la dispersion du soluté. Ce phénomène est désigné par la dispersion. En considérant une distribution aléatoire de la vitesse au niveau des pores, un coefficient de dispersion mécanique D_m ($\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$) est défini comme étant égal à :

$$D_m = \lambda V_m \quad (2.19)$$

où λ est la dispersivité du soluté (m) et V_m est la vitesse macroscopique moyenne de l'eau dans les pores (m s^{-1}).

Le flux dispersif q_{cs} ($\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) est donné par la relation 2.20.

$$q_{cs} = -D_m \cdot \theta_m \frac{\partial C_m}{\partial z} \quad (2.20)$$

où :

D_m est le coefficient de dispersion mécanique ($\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$) ;
 θ_m est la teneur en eau volumétrique mobile ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$) et
 C_m est la concentration de soluté dans la région mobile du sol (kg m^{-3}).

Communément, le flux convectif total q_{ct} dans la région mobile ($\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) est décrit par une équation qui est obtenue en additionnant le flux convectif dû à la vitesse moyenne porale (équation 2.18) et le flux dispersif (équation 2.20) :

$$q_{ct} = \lambda V_m \cdot \theta_m \frac{\partial C_m}{\partial z} + \theta_m \cdot V_m \cdot C_m \quad (2.21)$$

Pour le transport unidimensionnel d'un soluté inerte dans la région mobile, le flux total de soluté, q_{tm} ($\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) est obtenu par la relation (2.22) en sommant le flux diffusif et le flux convectif total :

$$q_{tm} = q_{ds} + q_{ct} = -\theta_m (D_e + D_m) \frac{\partial C_m}{\partial z} + \theta_m \cdot V_m \cdot C_m \quad (2.22)$$

Lorsque les phénomènes d'adsorption et de diffusion entre région mobile et immobile sont considérés, les équations (2.23) et (2.24) sont valables respectivement pour les régions mobiles et immobiles :

$$\frac{\partial(\theta_m \cdot C_m)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho \cdot k_d \cdot C_m)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta_m \cdot D_m^* \cdot \frac{\partial C_m}{\partial z} \right) - \frac{\partial(q_w \cdot C_m)}{\partial z} + \alpha^* (C_m - C_{im}) \quad (2.23)$$

$$\frac{\partial(\theta_{im} \cdot C_{im})}{\partial t} + (1 - f) \cdot \rho \cdot k_d \frac{\partial C_{im}}{\partial t} = -\alpha^* (C_m - C_{im}) \quad (2.24)$$

où :

$D_m^* = (D_m + D_e)$ est le coefficient de diffusion apparente ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) ;
 C_m est la concentration de soluté dans la région mobile du sol (kg m^{-3}) ;
 C_{im} est la concentration du soluté dans la région immobile du sol (kg m^{-3}) ;
 ρ est la densité apparente du sol (kg m^{-3}) ;
 k_d est la constante de distribution du soluté ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$) ;
 α^* est le coefficient de transfert de masse entre la région d'eau mobile et la région d'eau immobile(-) ;
 f est la fraction de sites d'adsorption dans la région mobile (-) et
 q_w est le flux d'eau (m s^{-1}).

Pour un soluté qui n'est pas inerte comme par exemple l'azote, un terme puits-source est ajouté à l'équation (2.23) pour tenir compte des transformations du soluté en différentes formes.

Simulation du transport de l'azote dans le sol

Les solutions analytiques des équations d'écoulement (2.11) et de transport (2.15) ne peuvent être obtenues que dans des cas simplifiés, représentatifs pour un système sol-plante homogène avec des conditions aux limites (dans le temps et l'espace) simples. Lorsque ces conditions simplifiées ne sont plus valables, la résolution numérique d'équations aux dérivées partielles avec la discrétisation du temps et du profil de sol s'impose. Elle permet ainsi de simuler l'évolution des flux d'eau et de concentration de soluté à une profondeur donnée du sol. Chaque méthode numérique

approxime la solution de l'équation différentielle et impose donc des erreurs numériques. Avant d'utiliser une solution, il est indispensable de vérifier sa qualité. Une méthode adéquate pour caractériser la qualité de la solution numérique consiste à comparer la solution numérique avec une référence. Par exemple, pour des conditions aux limites et une conceptualisation du système sol-plante simplifiées, la référence peut être une solution analytique. Cette opération dite *benchmarking*, permet de vérifier la stabilité et la précision de la solution numérique et de quantifier la dispersion numérique.

Calage des modèles

Les modèles sont en fait une approximation plus ou moins précise d'une réalité qui est plus complexe. Ils font généralement intervenir plusieurs paramètres souvent très variables avec les conditions du milieu. Ils sont donc conçus dans un contexte déterminé et la paramétrisation utilisée est souvent spécifique des conditions de simulation. L'utilisation des modèles dans des conditions spécifiques requiert donc l'identification des paramètres spécifiques. La calibration, le calage ou l'inversion du modèle sont tous des synonymes pour la procédure qui vise à identifier les paramètres spécifiques pour une situation donnée. Cette procédure consiste à optimiser les paramètres jusqu'à ce que le modèle permette de décrire correctement le système spécifique. Les paramètres à optimiser par le calage sont ceux qui ne sont pas connus avec une certitude suffisante et les valeurs obtenues doivent être réalistes. Cette étude de calage consiste à confronter les résultats expérimentaux avec les résultats de simulation en recherchant les paramètres qui permettent de minimiser les différences entre ces résultats. Concrètement, pour le calage d'un modèle permettant de simuler le transport de nitrate à travers la zone non saturée du sol, les observations de concentration de nitrate à différentes profondeurs du profil de sol, les observations de l'évolution du drainage cumulé et du lessivage cumulé à une côte z du profil, etc. sont confrontées aux valeurs simulées pour une même situation. Cette procédure peut être utilisée par exemple pour optimiser les paramètres hydrauliques du sol, les paramètres de prélèvement d'eau et d'azote par la culture, ainsi que les paramètres de transformation de l'azote. Le calage du modèle permet de démontrer comment le comportement du système peut être reconstitué par la combinaison "paramètre spécifique - modèle numérique". Il ne permet pas de démontrer que le modèle est capable de prédire. Ainsi après la calibration, la validation du modèle s'impose.

Validation des modèles

La validation d'un modèle consiste à estimer sa capacité à prédire les résultats observés dans un contexte réel, donc sa précision. Cette validation s'appuie sur des comparaisons entre les résultats de simulation du modèle et des données expérimentales qui n'ont pas servi dans le calage du modèle. Les paramètres optimisés qui ont été obtenus avec le calage du modèle sont utilisés. Les observations de concentration de nitrate à différentes profondeurs du profil de sol, les observations de l'évolution du drainage cumulé et du lessivage cumulé à une cote z du profil, etc. sont encore comparées aux résultats de simulation. Les critères de comparaison peuvent être quantitatifs ou basés sur des graphiques. Parmi les critères quantitatifs généralement utilisés pour évaluer la précision du modèle, il y a notamment la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (en anglais : Root Mean Square Error (RMSE)) et le coefficient de détermination R^2 . Plus le RMSE (équation 2.25) est proche de zéro ou que le R^2 (équation 2.26) est proche de 1, plus les prédictions du modèle sont précises.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (p_i - o_i)^2} \quad (2.25)$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (p_i - o_i)^2}{\sum_{i=1}^n (o_i)^2 - \frac{(\sum_{i=1}^n o_i)^2}{n}} \quad (2.26)$$

où :

n est le nombre d'observations ;

p_i est la valeur de rang i prédite par le modèle et

o_i est la valeur de rang i observée.

Lorsque le modèle est validé, il peut être utilisé pour la simulation de l'impact de différents scénarios de gestion sur la pollution des nappes et orienter le choix d'un mode de gestion optimale des ressources.

Une autre étape dans l'approche systémique consiste à étudier la sensibilité des paramètres et la propagation des incertitudes.

Analyse de sensibilité des modèles

L'étude de sensibilité permet de déterminer l'influence des paramètres d'entrées sur les résultats de simulation. Les paramètres sensibles doivent être déterminés avec le maximum de précision possible. L'analyse de sensibilité permet donc d'optimiser la phase d'identification des paramètres et des entrées et (ou) de simplifier la modélisation en privilégiant seulement les processus qui ont une influence appréciable sur les résultats de la simulation.

Analyse de la propagation des incertitudes des modèles

Les paramètres d'entrées du modèle peuvent comporter une marge d'incertitude due par exemple à des erreurs de mesures. La propagation de ces incertitudes a un impact sur les résultats de simulation et peut être analysée. Par exemple, la méthode de simulation de Monte Carlo considère que la variabilité des paramètres peut être décrite par une fonction de densité de probabilité sur un intervalle donné. La technique d'échantillonnage des paramètres basée sur la fonction de probabilité permet alors d'étudier l'effet de différentes combinaisons des paramètres sélectionnés sur les résultats de la simulation. van Alphen et al. (2001) utilisent cette méthode pour comparer différentes procédures d'estimation de la conductivité hydraulique avec : i) une estimation basée sur des mesures de laboratoire ; ii) une estimation basée sur des fonction de pédotransfert de classe ; iii) une estimation basée sur des fonctions de pédotransfert continues et iv) une estimation basée sur des fonctions de pédotransfert continues combinées avec des mesures simplifiées de laboratoire. En utilisant le modèle *WAVE* (Vanclooster et al., 1995) pour des simulations, ils concluent que l'utilisation des fonctions de pédotransfert continues combinées avec des mesures simplifiées de laboratoire comporte des avantages par rapport aux autres procédures.

2.5.2.2 Modélisation à l'échelle régionale

Ce type de modélisation est utilisé pour la caractérisation spatio-temporelle de la pollution à grande échelle, la hiérarchisation des zones de vulnérabilité et l'étude de relations entre la pollution et d'autres paramètres environnementaux.

Apport de la géostatistique dans la spatialisation

Les méthodes statistiques, géostatistiques et stochastiques sont souvent utilisées pour la spatialisation des données obtenues dans une région (Kolpin et Goolsby, 1995; Mattern et al., 2008). Ces méthodes requièrent souvent la collecte d'un grand nombre de données dont la qualité et la répartition dans l'espace et dans le temps sont déterminantes sur les résultats obtenus. Webb et Lilburne (2005), soulignent l'importance des conséquences de l'incertitude de mesure associée à la cartographie des sols sur l'évaluation des risques environnementaux. Les mesures de concentration de nitrate sont souvent espacées dans la région étudiée et dans le temps. La géostatistique avec l'hypothèse d'auto-corrélation spatiale de la variable étudiée utilise différentes techniques d'interpolations (krigeage, distance inverse...) pour évaluer les valeurs probables de la pollution dans des endroits où la mesure n'est pas disponible (Goo-

vaert, 1997). Par exemple la méthode de krigeage ordinaire qui est très utilisée est considérée comme une méthode optimale d'estimation qui minimise la variance de l'erreur de prédiction et qui associe une mesure de qualité aux valeurs prédites. L'utilisation de cette méthode permet par exemple d'optimiser les réseaux d'échantillonnage par l'ajout de mesures aux endroits où la variance d'estimation est élevée. L'analyse des variogrammes permet d'évaluer la variabilité spatiale de la concentration de nitrate et de modéliser cette variabilité. Certains auteurs proposent des procédures pour optimiser la conception des réseaux d'échantillonnage avec des méthodes géostatistiques (Yfantis et al., 1987; van Groenigen et Stein, 1998; Di Zio et al., 2004). L'étude de Yfantis et al. (1987), permet par exemple un choix de la forme de la grille (triangle, carré, hexagone) en tenant compte de la densité d'échantillonnage et de l'importance des valeurs ponctuelles élevées du taux de polluant (effet pépité). Mais d'après van Groenigen et Stein (1998), la méthode d'échantillonnage en grille peut être limitée par des contraintes d'ordre pratique. C'est pourquoi ces auteurs proposent une technique d'optimisation de la répartition de l'échantillonnage (Spatial Simulated Annealing) qui tient compte de l'information déjà disponible au niveau de certains endroits et de la structure spatiale des données. Cependant à l'étape de conception du réseau de surveillance, la structure spatiale des données n'est généralement pas connue et sa détermination nécessite un échantillonnage préliminaire à quelques endroits choisis judicieusement dans la zone étudiée. L'utilisation de Système d'Information Géographique (SIG) permet de représenter les résultats de l'analyse statistique sur l'ensemble de la région étudiée.

Etude de vulnérabilité

Une définition générale tirée de Popescu et al. (2008) considère la vulnérabilité comme le degré avec le quel les systèmes humains ou environnementaux sont susceptibles d'être confrontés à un risque dû à une perturbation ou à un stress. Une première approche pour caractériser la vulnérabilité de la nappe consiste à utiliser des méthodes semi-empiriques. Il s'agit de superposer et d'indexer, en utilisant des règles logiques empiriques, les facteurs favorables ou défavorables à la contamination de la nappe. Les zones où les facteurs sont plus favorables à la pollution sont considérées comme plus vulnérables. Une des méthodes les plus utilisées parmi elles est la méthode DRASTIC (Aller et al., 1987). Un inconvénient de ces méthodes est le recours au jugement de l'utilisateur pour le choix des poids à affecter à chaque facteur. Pour remédier à cette insuffisance, certains auteurs ont essayé d'apporter une amélioration par

l'utilisation de données supplémentaires (mesures hydrochimiques de la nappe) et de méthodes statistiques permettant de trouver un poids judicieux à affecter aux facteurs (Antonakos et Lambrakis, 2007).

Une autre stratégie consiste à combiner les facteurs qui déterminent la contamination dans un modèle déterministe et spatialiser ce modèle au sein d'un SIG. Selon Brouyère et al. (2001), les questions qui doivent être prises en compte sont : i) si la pollution est susceptible de se produire quelque part dans un bassin, combien de temps mettra t-il pour atteindre la cible, ii) à quelles proportions et iii) pour combien de temps la cible sera polluée. L'utilisation conjointe du SIG et de modèles déterministes permet d'établir une carte de vulnérabilité de la nappe. La cartographie de la vulnérabilité peut également se faire en utilisant les méthodes statistiques et stochastiques pour identifier des zones vulnérables à partir de données réparties dans l'ensemble de la région ou des méthodes hybrides qui combinent les approches statistiques et les approches de modélisation. La délimitation des zones vulnérables permet de développer des stratégies localisées de gestion environnementale pour lutter contre la pollution.

Détermination de l'évolution temporelle

L'étude de la dynamique temporelle de la pollution peut être réalisée en utilisant des méthodes statistiques et permet par exemple de savoir si la pollution suit une tendance, si des effets saisonniers sont présents, etc. Ces phénomènes pourront alors être reliés à l'évolution de certaines données comme l'évolution de l'occupation du sol, les pratiques agricoles etc. Lorsqu'une tendance ou des effets saisonniers existent, une extrapolation peut alors être faite pour estimer l'évolution future de la pollution. Cette étude nécessite de disposer de jeux de données correspondant à des périodes différentes.

Etude de corrélations et de classification

L'analyse multivariée permet de trouver des relations éventuelles entre la pollution par le nitrate et d'autres paramètres de l'environnement du milieu (par exemple, Mattern et al. (2009)). La classification des zones ou de l'eau suivant certains critères est aussi possible avec les méthodes statistiques. Les méthodes d'analyse en composantes principale ou d'analyse factorielle sont souvent utilisées (cf. chapitre 4) pour déterminer l'impact de certains paramètres de l'environnement du milieu sur la pollution. Elles permettent ainsi d'identifier les facteurs sur les quels, une action pourrait limiter la pollution. La classification permet de faire une typologie de la qualité de l'eau et de classer les zones, suivant le risque ou le

degré de pollution. L'algorithme "Kmeans clustering" (cf. chapitre 4) ou les techniques dérivées des réseaux de neurones artificiels sont habituellement utilisés comme méthodes de classification. Les méthodes utilisant la technique des réseaux de neurones artificiels s'inspirent de l'organisation des neurones biologiques. La carte auto-organisatrice (en anglais : self organising map) qui est une de ces méthodes peut être utilisée pour la classification de systèmes complexes à plusieurs dimensions (Kohonen, 1995). Peeters et al. (2007) utilisent cette méthode sur des données artificielles et des données réelles (paramètres chimiques d'eau de nappe en Belgique) et montrent que l'incorporation de l'information spatiale à la carte auto-organisatrice classique permet d'améliorer la discrimination des clusters.

2.5.3 Apport des techniques hydrogéophysiques

Les méthodes hydrogéophysiques sont utilisées dans plusieurs domaines dont celui des sciences du sol. Elles incluent des méthodes de télédétection utilisant des systèmes non (ou peu) invasifs, spatiaux, aéroportés ou au sol. Elles permettent d'étudier l'occupation, les propriétés et l'état physico-chimique du sol à l'échelle régionale ou locale. Dans l'étude du nitrate, la stratégie de la télédétection consiste à utiliser une variable de remplacement (proxy) pour mesurer un paramètre en relation avec la problématique : proxy pour l'humidité du sol (constante diélectrique), proxy pour la composition en nitrate (seulement possible si le contraste diélectrique est important). Par exemple, une relation de type linéaire (2.27) existe entre la conductivité électrique d'une solution pure σ_w (S m⁻¹) et sa concentration molaire en solutés (Bohn et al., 1982).

$$\sigma_w = k \sum_1^n \lambda_i \cdot M_i |\nu_i| \quad (2.27)$$

où :

k est une constante qui dépend de la géométrie de l'électrode de mesure (m³) ;

λ_i est la conductivité ionique molaire limitante (S m⁻¹ mol⁻¹) de l'espèce i ;

M_i est la concentration molaire de l'espèce i (mol m⁻³) et

ν_i est la valeur de la charge ionique (-) de l'espèce i .

Ce même type de relation peut être considéré entre la conductivité électrique de la solution du sol et sa concentration en solutés (Hendrickx et Das, 2002). Une description des méthodes hydrogéophysiques rapprochées capables d'investiguer en profondeur le sol et de fournir les proprié-

tés et l'état physico-chimique du sol à l'échelle locale est faite par Dane et Topp (2002). L'application de ces méthodes pour l'étude de la problématique de nitrate sera abordée pour quatre différentes techniques : le TDR (Time Domain Reflectometry), le GPR (Ground Penetrating Radar), l'ERT (Electrical Resistivity Tomography) et l'EMI (Electromagnetic Induction).

2.5.3.1 Réflectométrie dans le domaine temporel (TDR)

Le TDR est une technique diélectrique peu invasive qui est très utilisée pour la mesure de l'humidité du sol grâce à la relation qui existe entre l'humidité du sol et la constante diélectrique du sol, et qui peut être obtenue par calibration (Topp et al., 1980). Il permet aussi de mesurer la conductivité électrique apparente σ_a du sol (Dalton et al., 1984), ce qui autorise son application dans l'étude du transfert de soluté et en particulier de nitrate, si la relation entre la conductivité électrique apparente mesurée du sol et la concentration de soluté est connue. En conditions contrôlées (écoulement permanent), plusieurs auteurs ont confirmé que la calibration avec le TDR permet de trouver une relation de type linéaire entre la concentration en solutés de la solution du sol et la conductivité électrique apparente du sol σ_a (Vanclooster et al., 1993; Mallants et al., 1994). Mais dans des cas non contrôlés (écoulement transitoire), l'utilisation de modèles reliant σ_a à σ_w comme celui de Rhoades et al. (1976) permet d'abord de déterminer σ_w à partir de σ_a obtenue par la mesure TDR. Ensuite une calibration permet de déterminer la relation entre σ_w et la concentration du soluté. Das et al. (1999), ont appliqué la méthode TDR au champ à Montana, USA sur une culture irriguée de *Mintha Piperita L.* pour l'estimation simultanée de la teneur en eau volumique du sol θ , de la conductivité électrique de la solution du sol σ_w et des concentrations de nitrate du sol. Ils utilisent différentes approches de calibration et de modélisation pour estimer σ_w à partir du TDR et le comparer avec σ_w obtenu à partir de l'analyse d'échantillons de sol et de solution du sol. Dans leur situation particulière, ces auteurs utilisent une calibration de type linéaire pour estimer la concentration de nitrate à partir de la conductivité électrique de la solution du sol. Mais, ils signalent que l'efficacité de l'utilisation potentielle de la calibration avec le TDR pourrait en fait dépendre du degré d'hétérogénéité à l'échelle de la parcelle. Vogeler et al. (2000) ont aussi utilisé le TDR pour déterminer quelques paramètres de transport (dispersivité et coefficient de retard) du nitrate sur des colonnes de sol ayant des charges variables et capable d'adsorber le nitrate. Dans cette étude, une relation est établie entre la concentration du soluté et la conductivité électrique du sol mesurée

par TDR. Ils utilisent ensuite une approche simplifiée basée sur la comparaison entre la vitesse du front de soluté estimée sans retard et celle mesurée par le TDR pour évaluer le coefficient de retard. En comparant les valeurs des paramètres obtenus par la mesure TDR et celles issues de l'ajustement de l'équation de transport à la courbe de restitution (obtenue à partir de la collecte des effluents), ils arrivent à la conclusion que le TDR est une méthode utilisable pour estimer en conditions contrôlées, les paramètres de transport d'un soluté réactif comme le nitrate dans un sol à charges variables.

D'une manière générale, en condition de champ, des solutés autres que le nitrate et en particulier la salinité peuvent contribuer à la conductivité électrique de la solution du sol. Donc l'utilisation de la méthode TDR pour l'estimation de la concentration de nitrate à partir de la conductivité électrique de la solution du sol ne pourrait se faire que dans des conditions particulières où l'influence des autres solutés est négligeable, ce qui est rarement le cas en conditions naturelles.

2.5.3.2 Radar pénétrant le sol (GPR)

Le GPR est une technique diélectrique utilisable sur le terrain comme au laboratoire et permet de mesurer séparément l'humidité et la conductivité électrique du sol. Comme pour le TDR l'utilisation de cette technique dans l'étude de la pollution par le nitrate repose sur la recherche de relations éventuelles entre la mesure fournie et des paramètres liés à la problématique du nitrate. Par exemple, la variabilité de la conductivité électrique peut être liée à des paramètres comme la lithologie du sol, la teneur en eau etc. Or, des relations peuvent aussi être trouvées entre ces paramètres et la dynamique du nitrate. Actuellement peu d'études sont disponibles sur l'application du GPR dans l'étude de la pollution par le nitrate mais son utilisation pourrait servir dans l'identification de zones vulnérables. Par exemple, Senechal et al. (2004) ont utilisé une technique GPR dans une zone polluée par le nitrate pour investiguer la distribution spatiale de la porosité, de la conductivité hydraulique, et de l'humidité entre la surface du sol et la nappe peu profonde. L'étude de ces variables qui influencent le transport de nitrate dans le sol (section 2.1.1.2) leur permet de conclure de l'utilité de cette méthode dans l'étude de la pollution par le nitrate. Toutefois, la relation entre la mesure effectuée par la technique GPR et la variable de remplacement doit toujours être confirmée par des analyses sur des échantillons car beaucoup de paramètres du sol peuvent influencer cette mesure. En résumé, comme pour les autres techniques hydrogéophysiques présentées, le potentiel de l'application de la technique GPR pour l'étude de la pollution par la

nitrate dépend essentiellement du contexte particulier du site considéré. Une autre difficulté liée à l'utilisation du GPR réside dans l'influence de la rugosité de la surface du sol sur la qualité des mesures de terrain et dans l'incertitude sur la profondeur des interfaces échantillonnés.

2.5.3.3 Induction électromagnétique (EMI)

L'utilisation de la technique EMI pour l'investigation du nitrate repose aussi sur la mesure de la conductivité électrique grâce à une calibration. Cette technique demeure applicable même dans le cas d'une faible conductivité électrique difficilement détectable (Hendrickx et Kachanoski, 2002). Elle a été utilisée par plusieurs auteurs (Drommerhausen et al., 1995; Eigenberg et Nienaber, 2003; Cockx et al., 2004) dans l'étude de la problématique du nitrate. En permettant de réaliser la cartographie et de suivre la variation temporelle de la conductivité électrique apparente du sol, elle peut être utilisée dans certaines situations pour obtenir des informations sur la dynamique du nitrate. Cockx et al. (2004) utilisent en Belgique la technique EMI pour mesurer la conductivité électrique apparente du sol (CE) sur une prairie de 1.2 ha et identifient deux zones de différentes CE, qui se distinguent aussi clairement par leurs textures de sols différentes. L'analyse des concentrations de nitrate dans des échantillons de sol prélevés à différentes périodes leur permet ensuite de relier la dynamique du nitrate aux zones précédemment identifiées. Ces auteurs concluent qu'en termes de politique environnementale, la technique EMI pourrait être utilisée pour l'identification de sites, spécifiquement basée sur le mode de gestion de l'azote. La technique EMI permet donc dans certaines situations particulières de suivre qualitativement la dynamique du nitrate si la relation entre la conductivité électrique apparente et la concentration de nitrate est vérifiée par exemple par prélèvement et analyse d'échantillons. Mais comme il a été signalé précédemment, une relation entre la conductivité électrique apparente du sol et la concentration de nitrate n'est pas toujours disponible en condition de champ. Et donc la quantification directe des flux de nitrate en condition de champ avec cette méthode reste problématique.

2.5.3.4 Tomographie par résistivité électrique (ERT)

La tomographie par résistivité électrique est une méthode quantitative de détermination de la distribution de la résistivité du sol. Cette résistivité peut être utilisée comme proxy pour étudier des propriétés comme la lithologie, la salinité etc. L'utilisation de cette technique permet ainsi de déceler dans le sol, des hétérogénéités qui peuvent être dues

à des écoulements préférentiels, des variations dans la nature du sol, dans l'humidité du sol ou dans la solution du sol. Donc, l'utilisation de cette méthode pour l'étude de la pollution par le nitrate est basée sur la recherche de relations éventuelles entre la résistivité électrique et des paramètres liés à la problématique. Par exemple, dans certaines situations, la variabilité de la résistivité électrique peut être expliquée par des paramètres comme la teneur en argile du sol, l'humidité du sol, la salinité etc. Si c'est le cas et si l'analyse d'échantillons de sol, de solution du sol ou d'eau de la nappe permet d'établir une relation entre ces paramètres et la dynamique du nitrate, la mesure fournie par la technique ERT peut alors être utilisée comme indicateur pour la pollution. Par exemple, Casas et al. (2008) ont utilisé la méthode ERT en Espagne dans une zone vulnérable à la pollution par le nitrate pour relier la variabilité de la résistivité électrique du sol à des paramètres qui ont une influence sur la vulnérabilité de la nappe (teneur en argile, conductivité hydraulique). Dans la recherche de zones polluées, la technique ERT peut être complémentaire aux méthodes destructives en permettant l'optimisation de l'échantillonnage. Elle permet d'investiguer en même temps une grande surface de sol avec une grande résolution temporelle, ce qui offre la possibilité d'une représentation en 2D ou 3D de la propriété étudiée.

2.5.4 Apport des techniques de traçage

Au cours des dernières décennies, les techniques de traçage ont été largement développées et utilisées pratiquement dans tous les domaines de l'hydrologie. Le principe consiste à utiliser un élément chimique décelable à faible concentration, comme traceur pour suivre le comportement d'une substance donnée. Cette méthode est utilisée aussi bien pour des essais au champ que pour des essais en laboratoire afin de mesurer la vitesse de l'écoulement dans le sol, identifier les directions d'écoulement, les connections hydrauliques, l'origine du nitrate etc. Différents types de traceurs salin, colorant ou isotopique peuvent être utilisés seuls ou en combinaison dans l'étude de la pollution.

Pour l'utilisation d'un traceur salin dans une expérience d'infiltration, un sel est ajouté à l'eau pour en augmenter la conductivité. Cette eau plus salée que la solution initiale du sol sera alors détectable avec des instruments permettant de mesurer la conductivité électrique (sonde de conductivité, TDR etc.). L'analyse peut aussi se faire en mesurant la concentration de l'anion associé au sel. Cet anion qui est généralement inerte et qui n'est pas adsorbé par le sol peut alors être comparé à un autre soluté comme le nitrate pour déterminer si ce dernier subit des phénomènes différents (transformation, adsorption). Par exemple, la

comparaison d'un traceur non adsorbé (Cl^-) avec NO_3^- est utilisée par Kanwar et al. (1997) pour déterminer s'il y a une différence de comportement entre les deux solutés. Dans cette expérience effectuée sur des colonnes de sol, une similarité était observée entre les courbes de restitution des deux solutés (le temps d'arrivée et la concentration en soluté en un endroit donné du sol). Les traceurs salins ont pour avantage, la facilité de leur mise en oeuvre et de leur suivi. Ce type de traceur peut donc être utilisé pour étudier le transport de nitrate dans le sol et peut être associé à un colorant.

L'utilisation de traceurs colorants pour une expérience d'infiltration dans un sol non saturé permet de visualiser les zones d'écoulement, d'apprécier le degré d'hétérogénéité du front d'infiltration et de mettre en évidence de nombreux phénomènes liés à ce transport. Ainsi ce type de traçage peut être utilisé pour étudier les processus d'adsorption, de dispersion, de mixage et de dégradation d'un soluté comme le nitrate. La compréhension de tous ces phénomènes est nécessaire pour prévoir la courbe de restitution du soluté. Pour observer les résultats du traçage, des coupes transversales sont parfois effectuées à différentes profondeurs du sol après application du traceur. L'analyse des résultats se fait habituellement par des méthodes visuelles, numériques ou par l'utilisation des techniques de fluorescence.

Pour un même élément chimique, certains atomes dits isotopes peuvent différer par le nombre de neutrons contenus dans leur noyaux. Ces isotopes qui sont faiblement représentés ont les mêmes propriétés chimiques et une masse différente de l'élément considéré, et peuvent être radioactifs ou stables. Pour suivre l'évolution d'une substance dans la nature, le traçage isotopique peut être réalisé en enrichissant cette substance par un isotope stable. Schindler et Knighton (1999) utilisent l'enrichissement de l'azote avec ^{15}N pour étudier le niveau de prélèvement d'un fertilisant azoté par une culture de maïs et comparent cette méthode avec celle qui consiste à faire la différence entre l'apport d'azote et l'azote restant dans le sol. Ils affirment que pour estimer l'azote prélevé par la culture, la méthode isotopique utilisée a quelques avantages et que par exemple, elle est moins affectée par l'effet d'importantes variations climatiques sur la disponibilité de l'azote d'origine organique. Dans l'étude de l'origine de la pollution, les isotopes stables ^{15}N et ^{18}O présents dans la molécule de nitrate ou des isotopes associés au nitrate comme ^{11}B peuvent être utilisés comme traceurs, car leur abondance n'est pas la même suivant l'origine du polluant (Boeckx, 2009). Plusieurs auteurs ont utilisé cette méthode pour étudier la source de la pollution (Choi et al., 2007; Sacchi et al., 2009; Mattern, 2010). Sacchi et al. (2009) qui signalent que l'utilisation des isotopes de B et de Sr permet une meilleure discrimination entre

effluents et lisiers, utilisent une approche multi-isotopes en Lombardie (Italie) pour étudier la pollution des ressources en eau. Ils trouvent que dans la région étudiée, les fertilisants synthétiques et les fuites provenant du réseau d'effluents constituent les principales sources de pollution des eaux. Le traçage isotopique peut aussi servir pour déterminer le comportement du nitrate. Par exemple certains auteurs (Vogel et al., 1981; Mariotti et al., 1981) ont mis en évidence le fractionnement isotopique qui accompagne la dénitrification et qui se traduit par un enrichissement du nitrate en ^{15}N . Cette propriété a été utilisée par Patch et Padmanabhan (1994) pour étudier la distribution verticale des concentrations de nitrate dans un aquifère au Dakota Nord (USA). Ils ont expliqué que cette distribution qui montrait des concentrations plus faibles en profondeur avec un enrichissement en ^{15}N ne pouvait pas s'expliquer seulement par la dispersion et que la dénitrification était en partie responsable. En utilisant Br et ^{15}N comme traceurs, Scott et al. (2005) montrent dans une étude effectuée dans l'aquifère d'Elk Valley (USA), que la dénitrification dans leurs cas, était responsable de la diminution de la concentration de nitrate. Ils étudient aussi l'évolution de la concentration de SO_4^{--} , pour montrer que S était le principal donneur d'électrons dans cette dénitrification.

2.5.5 Apport des systèmes d'information géographique (SIG), de la cartographie et de l'imagerie satellitaire

Les possibilités d'application de ces techniques dans l'étude de la problématique de la pollution par le nitrate sont très vastes et peuvent faire l'objet d'un chapitre entier mais en résumé, les SIG, la cartographie et l'imagerie satellitaire sont fréquemment utilisés pour l'étude de la pollution à l'échelle régionale. L'imagerie satellitaire permet notamment de distinguer des zones d'occupation du sol qui peuvent avoir une relation avec la pollution. Par exemple, dans une zone agricole irriguée avec des eaux usées au Mexique, Rivera-Vazquez et al. (2004) utilisent des images satellitaires (*LandsatTM*) avec le programme informatique *Idrisi* et des données sur les champs pour déterminer des aires confrontées au problème de lessivage de nitrate. Ces auteurs indiquent que dans leur étude, lorsque la luzerne était utilisée comme indicateur de nitrate, l'image satellitaire montrait la concentration de nitrate avec une certitude de 91.88%. Lorsque le maïs était utilisé comme indicateur, la certitude était de 63.33%.

Les bases de données cartographiques sont aussi utilisées pour étudier les relations entre la pollution et les caractéristiques comme les types de

sol, la géologie, l'occupation du sol, la pluviométrie etc. Les SIG sont généralement utilisés pour géoréférencer les données et les manipuler à travers des requêtes. Parfois, ils sont intégrés dans des modèles pour l'étude d'évaluation et de vulnérabilité (exemple, Lake et al. (2003)).

2.6 Contexte des régions tropicales

2.6.1 Aspects liés aux conditions naturelles

D'après l'étude de Zech et al. (1997), le taux de recyclage (turnover) de la matière organique est souvent plus important pour les sols des régions tropicales mais beaucoup de résultats obtenus pour les sols tempérés, peuvent être adoptés pour expliquer les transformations de la matière organique et leur contrôle dans les sols tropicaux. Dans les régions tropicales humides, les températures relativement élevées et l'humidité sont généralement favorables à la minéralisation rapide de la matière organique et à la nitrification. Dans ces régions, le lessivage de nitrate peut être favorisé durant la saison des cultures lorsque les pluies sont abondantes. D'après Singh et al. (1995), le risque de pollution par le nitrate existe en Afrique tropicale humide, spécialement lorsque la fertilisation n'est pas gérée de manière efficiente. Par contre, sur certains Oxisols et Ultisols recevant de faibles quantités d'azote dans certaines régions d'Amérique Latine, le bilan climatique d'eau et les conditions d'humidité du sol ne favorisent pas le lessivage de nitrate. Dans les zones rurales du Sahel, le faible taux d'azote généralement appliqué sur des sols qui restent secs pendant une longue période de l'année, ne constitue pas un risque important de pollution par le nitrate. Mais dans les zones urbanisées ou irriguées, l'abondance de sols minéraux fragiles qui caractérisent généralement ces régions peut être favorable au lessivage de nitrate.

2.6.2 Aspects liés au niveau d'utilisation des engrais azotés

Du fait des difficultés d'accès aux engrais minéraux, les niveaux d'utilisation de la fertilisation azotée restent relativement faibles au niveau national dans beaucoup de pays tropicaux sous développés par comparaison aux pays développés. Un rapport de la FAO (2008) estimait en 2007-2008 la consommation mondiale d'engrais azotés à 98,441 millions de tonnes. La part de l'Afrique dans cette consommation est de 3.4% et est essentiellement réalisée par une dizaine de pays dont surtout l'Egypte (30%), l'Afrique du sud 23% et le Maroc 9%. Ce rapport signale aussi que dans beaucoup de pays en développement, les apports d'engrais sont dés-

équilibrés, c'est à dire que les agriculteurs appliquent trop peu de phosphate et de potasse par rapport à l'azote, particulièrement en Asie et en Europe de l'Est. Mais les politiques généralement adoptées dans le sens d'accroître les rendements agricoles ont pour conséquence une tendance à la hausse de l'utilisation des engrais azotés dans les pays en développement surtout dans les zones où les superficies cultivables sont limitées. Dans ces pays confrontés à un niveau généralement faible de technicité et de modernisation de l'agriculture, la limitation de la fertilisation azotée constituerait une contrainte supplémentaire pour la production agricole. Depuis plusieurs années, la hausse de la consommation d'azote estimée par la FAO (FAO, 2004, 2008) est plus importante dans les pays en développement que dans les pays développés. L'étude de Singh et al. (1995) qui se base sur les statistiques de la FAO montre que durant les quatre dernières décades l'utilisation des engrais minéraux azotés a augmenté beaucoup plus rapidement dans les pays en développement que dans les pays développés (Fig. 2.4). Les foyers de consommation d'azote minéral sont généralement situés dans les zones où l'irrigation et les cultures de rentes sont pratiquées. La fertilisation organique constitue également une source importante d'azote car elle souvent plus accessible et est appliquée parfois en quantité importante. Aussi ce type d'engrais ne suit pas toujours des circuits formels de commercialisation et il est donc difficile de contrôler les quantités utilisées.

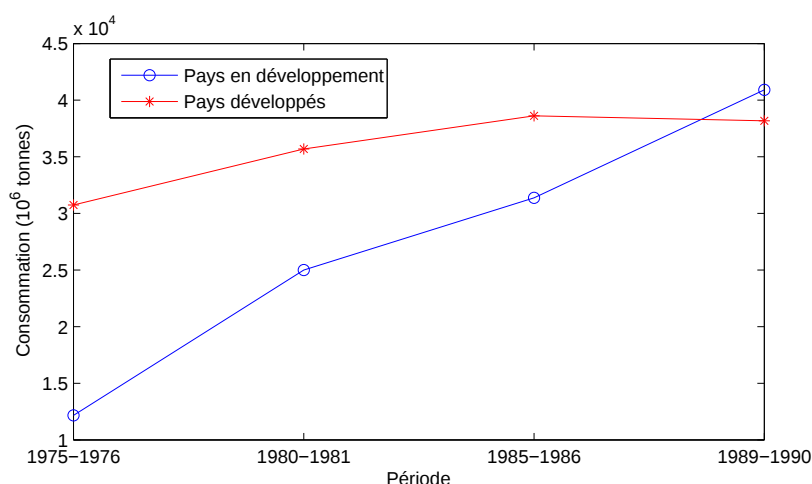


Fig. 2.4: Evolution de la consommation d'azote (engrais) dans les pays en développement et dans les pays développés. (Source : Singh et al., 1995)

2.6.3 Aspects liés à l'accès à l'eau potable et l'assainissement

L'insuffisance de branchements individuels pour l'accès à l'eau potable qui expose les sources d'eau souterraine à un accès direct et l'insuffisance de l'assainissement sont des conditions fréquemment rencontrées dans les zones tropicales où se trouvent en majorité, des pays en développement. Ces conditions sont favorables à une pollution des nappes aquifères par le nitrate.

2.6.4 Aspects liés à la gestion des ressources en eau

Les pays en développement doivent souvent faire face à une insuffisance de capacités techniques pour une évaluation suffisante de la qualité de la ressource et pour le respect des normes établies si celles-ci existent. Ce manque d'évaluation est souvent lié à l'absence d'un réseau opérationnel de suivi de la qualité de l'eau ou à une stratégie de surveillance ayant une efficacité limitée et une faible efficience. Par exemple, la couverture spatiale et temporelle de nombreux programmes de surveillance des eaux souterraines est faible par rapport à la susceptible variabilité de la qualité de la ressource. Le coût et l'efficience de l'entretien sont souvent évoqués comme des points de préoccupation pour les stratégies d'évaluation de la qualité des eaux souterraines dans les pays du sud (Ongley, 1999).

2.7 Contexte particulier du Sénégal

2.7.1 L'utilisation d'engrais azotés

Selon un rapport de FAO (2005), les superficies cultivables au Sénégal sont de 3 800 000 ha dont 2 506 000 cultivées en 2002 soit 66%. D'après ce rapport, le potentiel d'irrigation est estimé à 409 000 ha et en 2002, les superficies équipées en maîtrise totale ou partielle de l'eau et les zones basses équipées pour l'irrigation avoisinaient 120 000 ha, soit environ 4.8% des surfaces cultivées. De ces superficies équipées, 58% sont réellement irriguées et les eaux souterraines constituaient 10% des ressources pour l'irrigation en maîtrise totale ou partielle. Ce rapport signale aussi un taux d'accroissement annuel assez important de 6.7% des superficies sous irrigation entre 1990 et 2002. Malgré l'existence d'une usine de fabrication (SENCHEM) la consommation annuelle d'engrais minéraux azotés reste faible à l'échelle nationale comparée aux besoins estimés. Les zones aménagées pour l'irrigation et la zone des Niayes constituent

surtout les centres importants de consommation d'engrais minéraux azotés. L'apport d'engrais organique est surtout permis par l'utilisation des rejets de l'élevage de bétail et de volaille. Cette fertilisation organique constitue souvent la méthode la plus abordable sur le plan économique et c'est notamment le cas dans plusieurs localités de la zone des Niayes où des élevages existent. Sur le plan agronomique, l'Institut Sénégalais de Recherches Agricoles (ISRA) fait des recommandations sous forme de fiches techniques pour les cultures. Mais les agriculteurs sont libres de suivre ou non ces recommandations qui devraient de plus en plus tenir compte des préoccupations environnementales. Le tableau 2.2 montre quelques recommandations tirées des fiches techniques du Centre pour le Développement de l'Horticulture (CDH), pour la fertilisation azotée de certaines cultures.

Tableau 2.2: Quelques recommandations de fertilisation azotée tirées des fiches techniques du CDH (fertilisation pour une culture)

Culture	Fumure azote minéral (kg/ha)	Fumure organique (T/ha)	Variétés mentionnées
Laitue	90 (3)*	1.5 à 2.5	Rexina ; Verpia ; Bon Jardinier ; Minetto ; Ithaca ; Empire ; salad Bowl
Patate douce	90 (2)	0.5 à 1.5	Ndargu ; Walo
Tomate	120 (5)	2 à 3	Hope nr.1-H ; UHN 52-H ; Small Fry-H ; Xeevel 1 ; Nawet ; Romitel ; Rotella ; Roma VFN ; Roforto ; Ros-sol

*Les chiffres entre parenthèses indiquent les nombres de fractions de l'apport du fertilisant

2.7.2 L'accès à l'eau potable et l'assainissement

Pour l'accès à l'eau potable, les branchements individuels concernent principalement les centres urbains. En milieu rural, ce sont les forages et les puits traditionnels de grand diamètre qui sont les plus utilisés. En matière d'assainissement, malgré l'existence de systèmes de branchement à l'égout dans certains centres urbains, les systèmes d'assainissement individuels (fosses septiques) sont les plus répandus et généralement ces systèmes ne garantissent pas une étanchéité suffisante. La collecte des déchets domestiques solides est réalisée dans certaines zones de la ville de Dakar mais un système de traitement n'est pas encore disponible et ces déchets sont entassés dans la grande décharge de Mbeubeusse à la

périphérie de la ville. La multiplication de décharges sauvages est notée dans la plus part des centres urbains du pays exposant les nappes au lixiviat de ces décharges.

2.7.3 Gestion des ressources en eau

Il existe un code de l'eau (Loi 81-13 du 14 Mars 1981) et un code de l'environnement (Loi 2001-01 du 15 Janvier 2001) qui comportent des règlements sur la gestion des ressources en eau souterraine. Il y a aussi un conseil supérieur de l'eau qui est responsable de la définition de la politique de l'eau à l'échelle nationale. Ce conseil est appuyé par un comité technique de l'eau. Sur le plan opérationnel, la Direction de Gestion et de Planification des Ressources en Eau (DGPPE) est chargée, entre autres, d'animer le processus de concertation autour du secteur de l'eau, de protéger la ressource et d'informer les décideurs et responsables de la société civile sur l'état de la ressource. L'Institut Sénégalais de Normalisation qui a établi en 1996 les normes de qualités de l'eau fournie pour la consommation des populations, fixe la concentration maximum de nitrate à 50 mg l^{-1} . Cependant comme beaucoup de pays en développement, le Sénégal manque de compétences et de ressources financières pour implémenter rigoureusement une politique durable de l'eau jusqu'au niveau local. Ces dernières années, quelques études ont signalé la présence de fortes teneurs de nitrate dans des puits de la partie sud de la zone des Niayes (région de Dakar). Tandia et al. (1999) ont lié l'origine de cette pollution par le nitrate dans la zone péri urbaine de Yeumbeul, aux rejets et aux déchets solides domestiques. Une autre étude réalisée par Cissé-Faye et al. (2004) interprète la pollution par le nitrate dans la zone de Thiaroye en terme de vulnérabilité de la nappe phréatique. Les préoccupations concernant la forte contamination de puits par le nitrate ont déjà conduit à la décision d'abandonner l'exploitation de quelques forages de cette nappe pour l'approvisionnement en eau potable (Ndiaye, 2005).

Chapitre 3

La zone d'étude

3.1 Contexte physique

3.1.1 Contexte géographique

La région écogéographique des Niayes (Fig. 3.1) est située sur le littoral nord du Sénégal entre 14°50' et 16°N et s'étend sur une partie des régions administratives de Dakar au sud, Saint-Louis au nord, Thiès et Louga au centre. Elle est limitée à l'ouest par le cordon dunaire qui borde l'Océan Atlantique et qu'elle longe sur une longueur d'environ 185 km. A l'est elle avance à l'intérieur des terres sur une largeur variant de 5 à 30 km environ où approximativement elle est limitée par la route joignant les villes de Dakar et de Saint Louis. Cette zone dont la superficie est évaluée à 2759 km² (CSE, 2006), est caractérisée par l'existence de dunes et de dépressions interdunaires souvent humides.

3.1.2 Eléments du climat

Le climat influencé par l'alizé maritime est de type sub-canarien malgré l'existence du climat sahélien à l'intérieur des terres. Il est marqué par une saison sèche et une saison pluvieuse et est caractérisé par les éléments décrits dans les paragraphes ci-dessous :

3.1.2.1 Précipitations

La zone d'étude est comprise entre les isohyètes 200 au nord et 500 mm au sud. La saison des pluies s'installe généralement au mois de juillet et dure 3 à 4 mois avec une concentration des événements pluvieux entre les mois d'août et de septembre (Fig. 3.2). Par rapport à la période 1951-1970, la pluviométrie a enregistré une baisse durant les dernières

décennies et notamment entre les années 1970-1980 (Fig 3.3), même si ces dernières années une certaine amélioration est notée. Les relevés effectués à la station de Dakar-Yoff montrent une pluviométrie irrégulière (Fig 3.4) avec un nombre de jours de pluie qui se situe en moyenne autour de 30 à 35 par an.

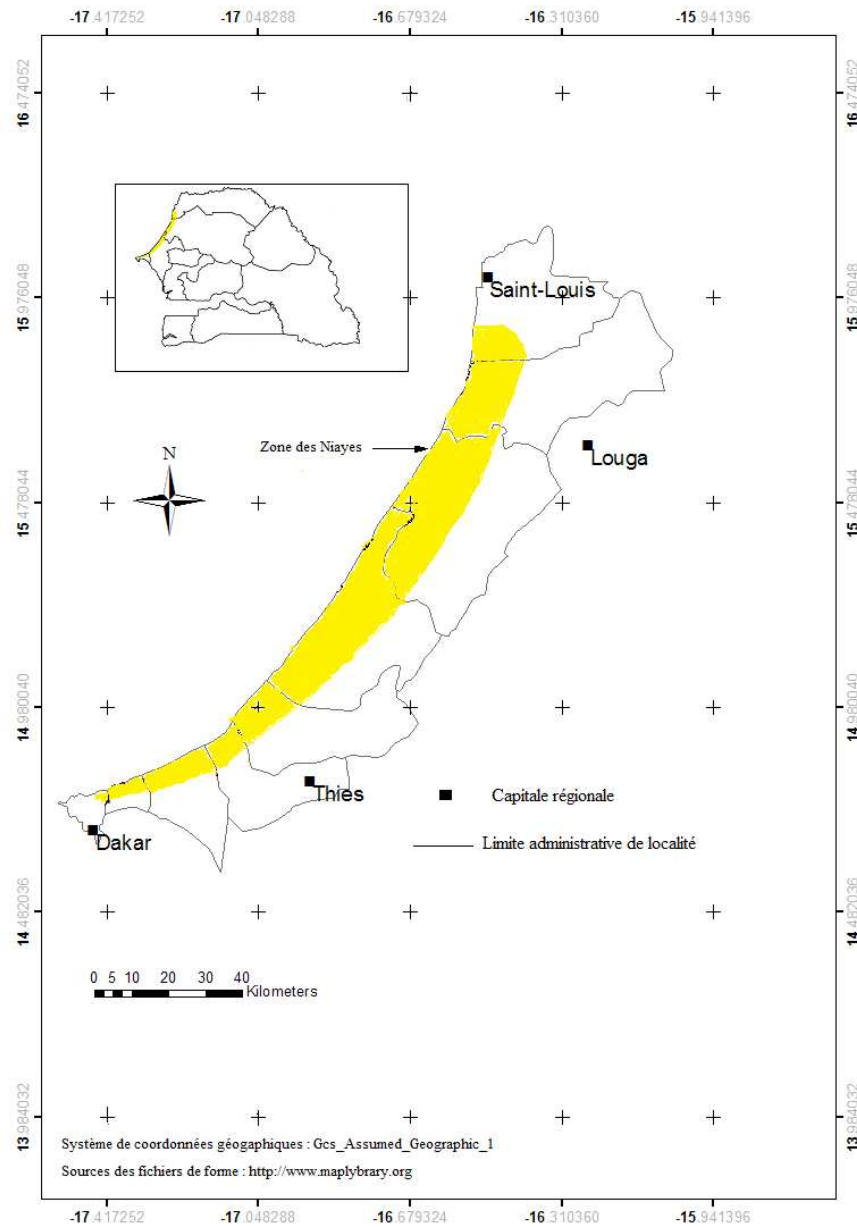


Fig. 3.1: Situation de la zone des Niayes au Sénégal

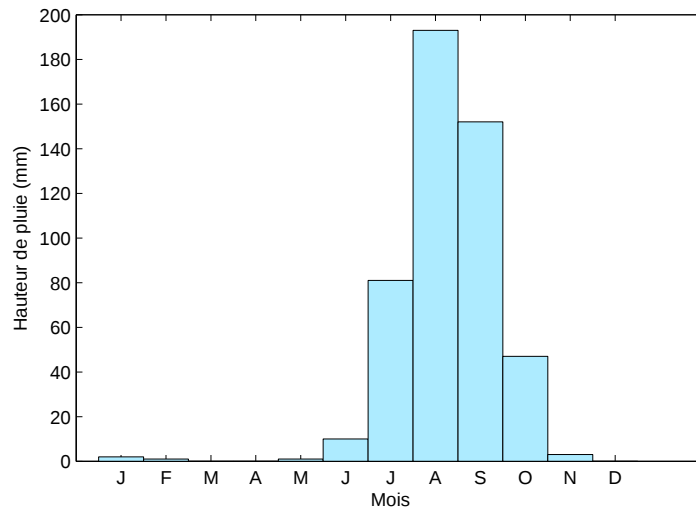


Fig. 3.2: Moyenne des pluies mensuelles entre 1921 et 1988. (Source des données : Météorologie nationale, tirée de Tandia et al. 2003)

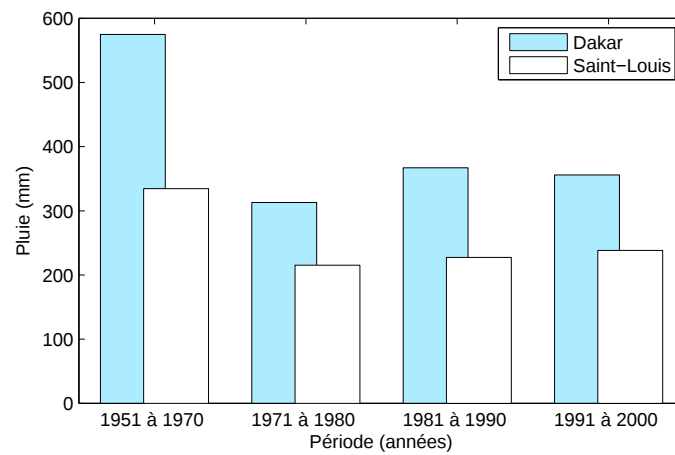


Fig. 3.3: Hauteur moyenne de pluie annuelle à Dakar et Saint-Louis pour des périodes comprises entre 1951 et 2000. (Source des données : Météorologie nationale)

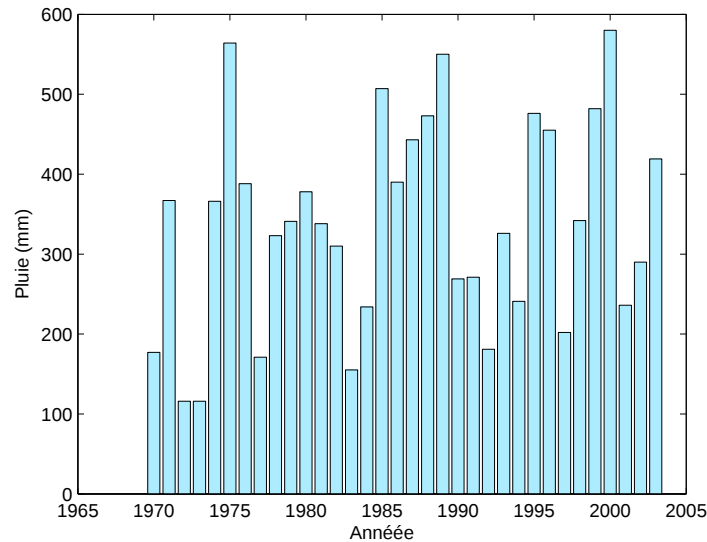


Fig. 3.4: Variation des hauteurs annuelles de pluie à Dakar entre 1970 et 2003. (Source des données : Météorologie nationale)

3.1.2.2 Températures

Les températures mensuelles moyennes sont généralement comprises entre 18 et 30 °C et augmentent du rivage vers l'intérieur des terres. La période la plus fraîche se situe entre les mois de novembre et février et celle la plus chaude entre les mois de juin et octobre.

3.1.2.3 Humidité relative

L'humidité relative mensuelle moyenne de l'air est comprise entre 60 et 80% avec des maxima observés durant la saison des pluies. Cette humidité se manifeste souvent par une rosée matinale importante et bénéfique pour la végétation.

3.1.2.4 Vents

La vitesse mensuelle moyenne des vents est de l'ordre de 2 à 5.5 m s⁻¹. Le vent dominant dans la région est l'alizé maritime qui a une direction nord-ouest à nord-est. Ce vent frais souffle de novembre à juin et adoucit le climat. La mousson qui est de secteur sud à sud-ouest est un vent

chargé d'humidité et souffle durant la saison des pluies. L'harmattan qui est un vent chaud et sec de direction est, se fait faiblement sentir dans la zone des Niayes et surtout au nord (Saint-Louis) entre les mois de mars et juin

3.1.2.5 Evaporation

Dans la zone des Niayes, les valeurs d'évapotranspiration potentielle (Penman) minimum et maximum sont respectivement estimées à environ 4.5 mm j^{-1} pendant la saison fraîche et 6 mm j^{-1} durant la saison chaude (Direction de l'Horticulture du Sénégal, 1999).

3.1.3 Contexte géomorphologique

Cette description synthétique est tirée de plusieurs auteurs (Fall, 1986; Dryade, 1990; CSE, 2006) qui citent notamment les travaux de Sall, (1982) et du BRGM. La zone des Niayes fait partie du vaste bassin sédimentaire sénégal-mauritanien et comprend des formations géologiques dont les plus connues (Fig. 3.7) sont par ordre chronologiques :

- les formations du Maestrichtien constituées surtout de grès, d'argiles et de sables plus ou moins argileux. Le Maestrichtien affleure presque, au niveau du horst de Ndiass à l'est de la zone des Niayes dans la région de Thies.
- les formations du Paléocène avec à la base des marnes calcaires et des calcaires argileux et au sommet des calcaires. Ces formations affleurent au niveau du horst de Ndiass.
- les formations de l'Eocène inférieur qui sont des marnes argileuses surmontées de calcaires argileux. Dans la zone des Niayes ces formations affleurent sur la rive ouest du lac Tanma.
- les formations de l'Eocène moyen et supérieur, représentées surtout par des marnes calcaires et des marnes devenant phosphatées au niveau du plateau de la région de Thiès. L'Eocène moyen affleure sur la rive du lac Tanma et dans la presqu'île du Cap-Vert.
- les formations du Quaternaire et du Continental Terminal qui sont les plus récentes et qui affleurent dans l'ensemble de la zone des Niayes.

La mise en place et le modelage des formations du Quaternaire sont consécutifs aux transgressions et régressions marines ainsi qu'aux changements climatiques qui ont eu lieu durant certaines périodes de cette ère. Ces formations du Quaternaire sont essentiellement constituées de sables avec parfois la présence d'argile, de vase, de limon, de tourbe,

ou de niveaux coquilliers. La littérature y distingue habituellement les unités morphologiques décrites dans les paragraphes suivants.

3.1.3.1 Les systèmes dunaires

Entre la côte et l'intérieur des terres, des systèmes morphogéologiques constitués de dunes et de dépressions interdunaires sont distingués (figures 3.5 et 3.6).

Les dunes littorales

Les dunes les plus récentes qui bordent la côte sont de couleur blanche et constituent une bande large de quelques mètres à quelques centaines de mètres. Ces dunes, de hauteur peu élevée sont vives car elles sont constituées de sables fins et sont soumises à une action intense du vent. En direction de l'intérieur des terres, des dunes jaunes succèdent aux dunes blanches et sont plus anciennes que ces dernières. Elles sont généralement orientées NNE et forment un cordon de largeur très variable pouvant atteindre quelques kilomètres et qui se rétrécit en quelques endroits pour laisser place à des dépressions. Ces dunes de sable sont semi fixées et la dénivellation peut atteindre 30 m à proximité des dépressions.

Les dunes continentales

Cette formation de dunes est la plus ancienne et est constituée de dunes rouges appelées aussi dunes ogoliennes en référence à leur période de formation,. Elles ont une extension plus importante vers l'intérieur des terres que les autres systèmes dunaires et sont relativement bien fixées par la végétation. Ces dunes de sable, remaniées ou arasées ont une orientation très variable et peuvent atteindre une altitude de 20 m.

3.1.3.2 Les dépressions

Les dépressions sont constituées par des cuvettes appelées Niayes ou des lacs souvent asséchés. Parfois, elles se présentent sous la forme de vallées colmatées qui sont des vestiges d'un ancien réseau hydrographique. Certains de ces axes alluviaux se raccordent perpendiculairement à la côte témoignant ainsi d'une communication qui se faisait à une certaine époque avec la mer et qui a été interrompue par le cordon dunaire littoral (Fall, 1986). Les cuvettes dont le nombre avoisine 389, sont de tailles et de formes variables et sont disséminées entre les dunes depuis la région de Dakar jusqu'à l'embouchure du Sénégal dans la région de Saint-Louis (CSE, 2006). Entre Kayar vers le sud et Rao au nord, leur superficie totale est estimée à 21.748 ha (Dryade, 1990) et dans la région de Dakar

elle couvre environ 4800 ha, ce qui fait une superficie totale de plus de 26.000 ha. Ces cuvettes sont souvent humides avec une nappe phréatique qui y est généralement peu profonde et parfois affleurante.

Du nord au sud ces dépressions peuvent être regroupées en trois ensembles distincts (CSE, 2006).

- Au sud, dans la presqu'île du Cap vert, elles se présentent sous la forme d'un réseau étalé et bien hiérarchisé qui s'articule autour d'une série de lacs plus ou moins salés (Warouwaye, Youi, Mbeubeusse, Retba et Mbaouane).
- Vers le centre, entre les localités de Kayar et de Mboro, elles forment de grandes dépressions et de petites vallées le plus souvent remplies de matériaux de colmatage issus du ruissellement (lacs Tanma et Mékhé).
- Entre Mboro et Rao vers le nord, elles se présentent sous forme de nombreuses petites cuvettes et mares de diverses formes.

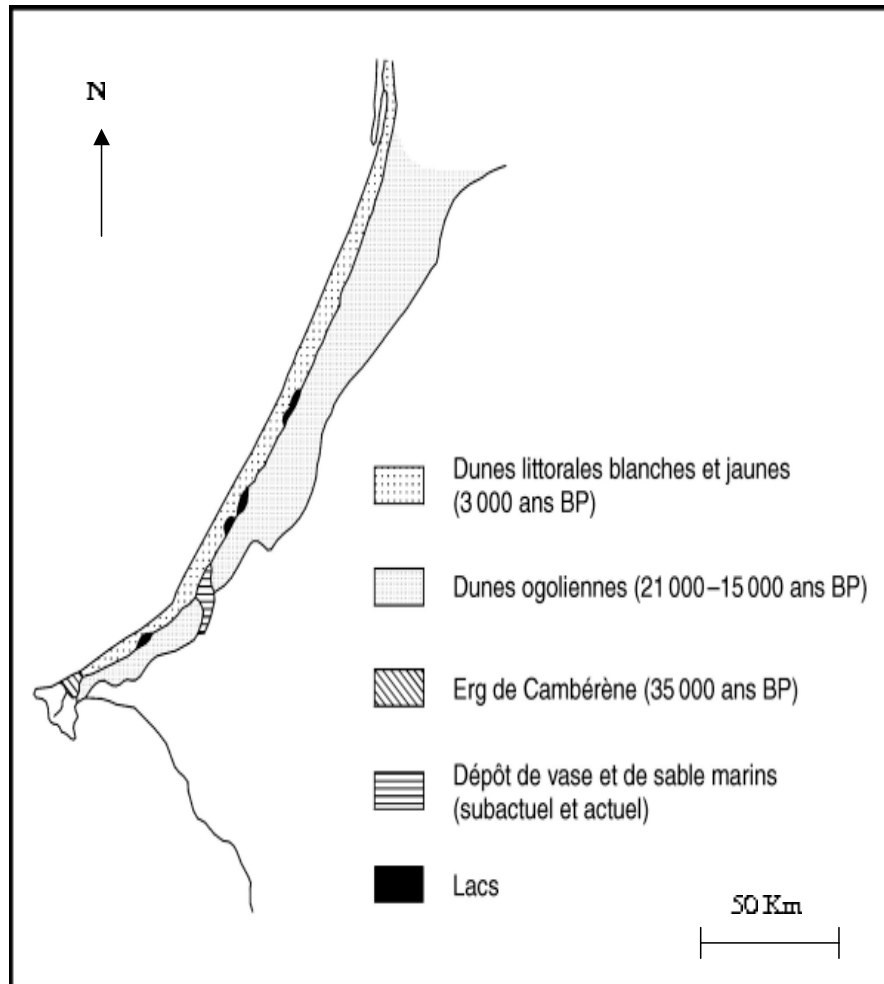


Fig. 3.5: Schéma du contexte géologique de la zone des Niayes. (Source : Mbaye Diop, Laboratoire d'Etude et de Recherches en Géomatique)

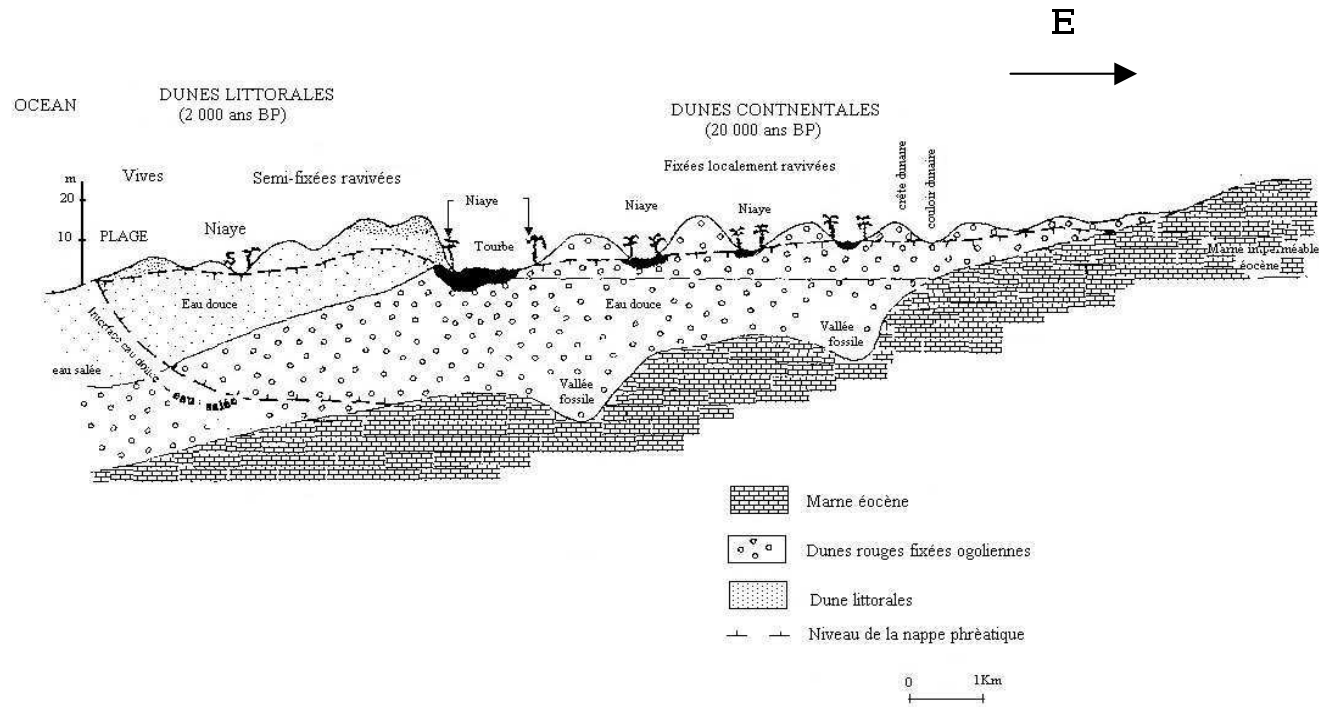


Fig. 3.6: Schéma du contexte géomorphologique de la zone des Niayes.
(Source : Pezeril et al. (1986), tirée de Khouma et al., (2004))

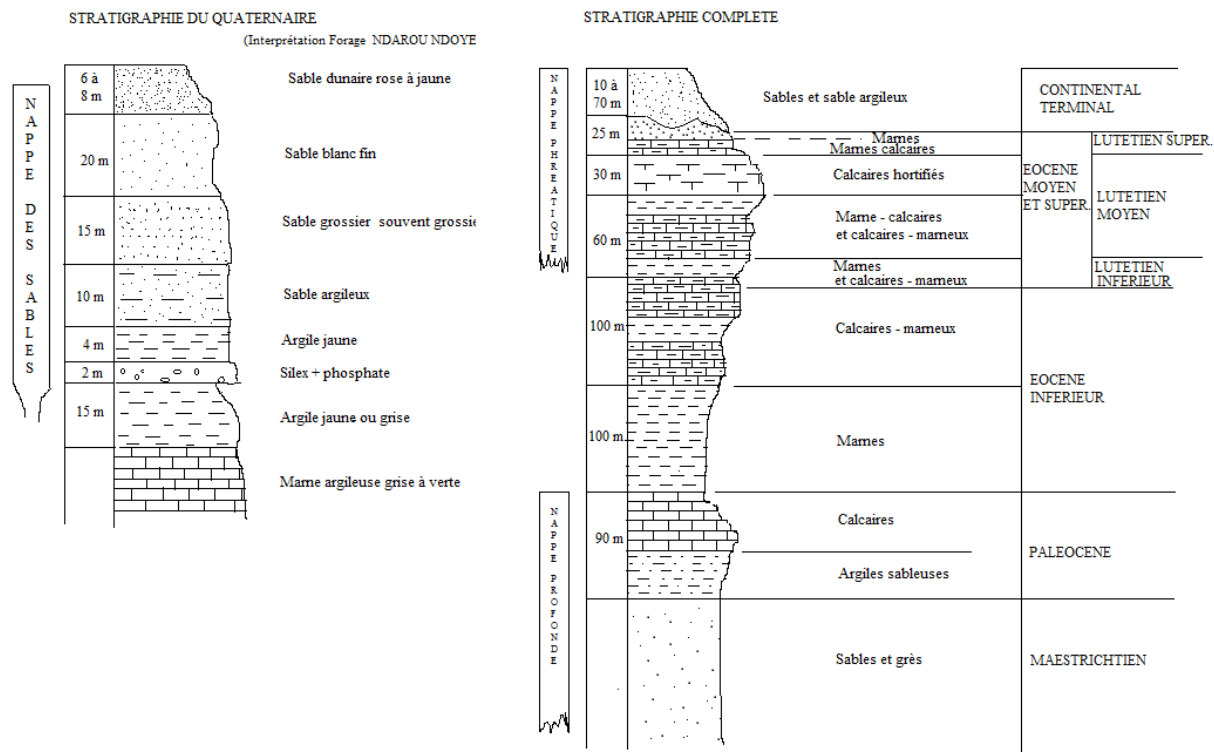


Fig. 3.7: Coupes géologiques synthétiques de la zone des Niayes. (Source : BDPA, Tirée de Seck, 1990)

3.1.4 Contexte hydrogéologique

3.1.4.1 Description

Dans la zone des Niayes, différents aquifères correspondant à des formations géologiques différentes sont distingués :

- l'aquifère du Maestrichtien contient une nappe profonde dont l'alimentation se fait à partir du horst de Ndiass et de vallées fossiles. Vers le nord, le résidu sec (salinité) important de l'eau de cette nappe ne permet pas sa consommation.
- l'aquifère du Paléocène qui recèle une nappe semi-profonde généralement captive mais aussi libre à quelques endroits.
- L'aquifère du Continental Terminal et l'aquifère des sables quaternaires du littoral qui recèle une nappe à surface libre et qui est considéré comme l'aquifère principal dans le cadre de cette étude.

L'aquifère des sables quaternaires du littoral repose sur un substratum marneux de l'Eocène qui, présente une pente du sud vers le nord. La superficie de l'aquifère est estimée à 5000 km² avec une épaisseur pouvant dépasser 50 m et atteignant un maximum vers le rivage. Dans la presqu'île du Cap Vert, certains auteurs distinguent la nappe libre des sables quaternaires de Thiaroye. En effet, cette nappe de Thiaroye est le prolongement d'une nappe captive de sables infrabasaltiques (recouverte par une coulée basaltique) qui elle, ne s'intègre pas dans la zone d'étude. Vers l'est, la nappe des sables du Quaternaire est en contact avec la nappe des calcaires lutétiens avec la quelle, elle est en continuité à la faveur d'un accident tectonique. Les principales directions d'écoulement de la nappe sont nord-ouest vers l'océan et nord-est vers les calcaires lutétiens dans le secteur de Kelle-Kebémer (au centre). Selon des études du BRGM rapportées par plusieurs auteurs (PELTS, 2004; MDL, 2005), le coefficient d'emménagement est de l'ordre de 1.10^{-4} et la perméabilité de l'aquifère se situe environ entre de $2.8 \cdot 10^{-5}$ et $8.9 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$. La transmissivité est comprise entre $2 \cdot 10^{-4}$ et $2 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. La nappe est aussi caractérisée par l'existence d'un bombement piézométrique dont l'axe s'allonge dans la direction nord-sud. Les niveaux piézométriques les plus élevés sont observés au sud alors qu'au nord, ils sont proches du niveau de la mer. La recharge naturelle de la nappe dépend essentiellement de l'infiltration des eaux de pluie et les niveaux piézométriques augmentent pendant la saison des pluies pour ensuite baisser progressivement durant la saison sèche. La profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol varie généralement de moins d'un mètre à quelque mètres et dépasse rarement 10 mètres. La nappe, dans sa partie littorale surplombe de l'eau salée provenant de la mer. Par endroits et surtout

vers le sud, une pente importante de la nappe vers le rivage contribue à défavoriser la remontée de la zone de contact avec les eaux salées (biseau salé). Des études relativement récentes situaient, la pénétration du biseau salé à l'intérieur des terres, à moins de 100 m vers le sud de la zone des Niayes tandis que cette pénétration atteint localement 200 m vers la zone de Mboro et peut aller jusqu'à 500 m vers le nord dans la zone de l'embouchure du fleuve Sénégal (Dryade, 1990). L'aquifère des sables quaternaires est très productif et les forages peuvent être exploités à un débit de $100 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ avec un rabattement de la nappe de moins de 10 m (Dieng, 1987 cité par (PELTS, 2004)). Selon Seck (1990), le faciès de l'eau de la nappe est généralement de type chloruré - sodique ou chloruré - calcique et peut être classé C1S1 à C2S2 suivant les normes d'irrigation de l'U.S. Département of Agriculture . La nappe phréatique est utilisée pour les besoins de la population, du bétail, de l'irrigation et des industries. L'exploitation est réalisée avec des forages, des puits de grands diamètres cimentés ou non, mais aussi par des pompes manuelles. L'exploitation pour l'approvisionnement en eau potable dépasse $100.000 \text{ m}^3 \text{ j}^{-1}$ (PELTS, 2004).

3.1.5 Contexte hydrologique

3.1.5.1 Cours d'eaux

Hormis l'embouchure du Sénégal, la zone d'étude ne compte pas actuellement de véritables cours d'eau permanents (rivières, fleuves), mais la configuration de certaines grandes dépressions témoigne de l'existence probable d'anciennes vallées fluviales (Fall, 1986). Cet auteur signale aussi l'existence d'écoulements diffus et superficiels pendant la saison des pluies. Ces écoulements favorisés par les contrastes altitudinaux peuvent s'organiser pour aboutir à des chenaux d'écoulement temporaire (marigots) qui en s'accumulant aux fonds des dépressions forment ou alimentent des lacs.

3.1.5.2 Lacs et mares

Il existe dans la zone de nombreux plans d'eau de taille plus ou moins importante et dont certains sont saumâtres ou salés (Retba, Tanma). La formation des lacs saumâtres ou salés serait due aux transgressions et régressions marines qui ont eu lieu durant le Quaternaire. Mais le régime actuel des plans d'eau est principalement lié au régime de la pluviométrie et aux variations du niveau de la nappe phréatique. Une accumulation d'eau pluviale sur des fonds de dépressions plus ou moins imperméable,

et (ou) un affleurement de la nappe sont quelques fois à l'origine de la formation de plans d'eau temporaires ou permanents.

3.1.6 Contexte pédologique

D'après la classification des sols de la FAO, les sols de la zone des Niayes sont surtout constitués de régosols près de la côte et d'arénosols vers l'intérieur (Fig.3.8). La nature et l'évolution de ces sols sont très influencées par la topographie et la proximité de la mer. Par exemple, Khouma et al. (2004) trouvent pour les Niayes de Mboro que d'une manière générale, la texture est sableuse avec un enrichissement en particules fines en bas de pente. Dans l'ensemble de la zone des Niayes, les principaux types de sols suivants sont généralement distingués : les sols minéraux bruts, les sols ferrugineux tropicaux, les sols halomorphes, et les sols hydromorphes.

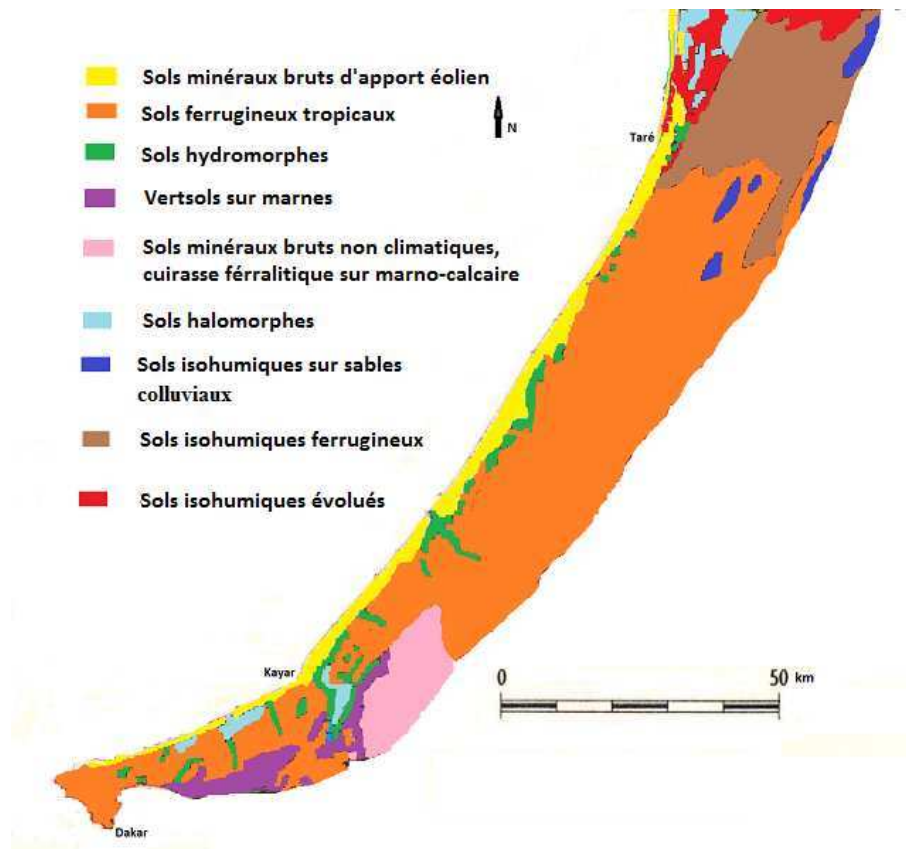


Fig. 3.8: Sols de la région des Niayes. (Source : Maignien carte 1/1 000 000 adaptée)

3.1.6.1 Les sols minéraux bruts

Ces sols minéraux peu évolués occupent les dunes blanches et sont d'apport éolien. Ils sont pauvres en matière organique, ont une texture sableuse et une structure particulière. La couverture végétale naturelle y est relativement faible.

3.1.6.2 Les sols ferrugineux tropicaux

Les sols ferrugineux tropicaux de couleur rouge ou beige sont à hydroxyde de fer et occupent les dunes ogoliennes. Ils ont également une texture sableuse et une structure particulière mais sont plus riches en matière organique et en particules fines que les sols minéraux bruts. La couverture végétale est aussi relativement faible.

3.1.6.3 Les sols halomorphes

Ces sols salés sont rencontrés dans la zone de l'embouchure du fleuve Sénégal et au niveau de certains lacs côtiers (Fall, 1986). Ils existent aussi dans certaines cuvettes (Khouma et al., 2004) et dans les zones où ces sols dominent, la salinité se manifeste par des taches plus ou moins étendues. Cette salure est pour la plupart due à une évaporation intense pendant la saison sèche provoquant en surface une concentration de sel (Khouma et al., 2004). Cet auteur signale une structure poudreuse, une faible cohésion des particules et un taux de recouvrement végétal très faible de ces sols dans la zone de Mboro.

3.1.6.4 Les sols hydromorphes

Ces sols sont rencontrés dans les cuvettes et leur développement est lié à la nappe phréatique qui provoque selon son niveau, un engorgement total ou partiel, temporaire ou permanent de leur profil (Khouma et al., 2004). Ces sols ont quelques fois une proportion importante d'argile (kaolinite, oxydes de fer) et la structure devient alors massive. Ils sont plus riches en matière organique et ont une couverture végétale plus importante. Dans certaines Niayes et notamment vers le centre de la zone d'étude (Mboro, Diogo), il existe des sols hydromorphes organiques qui sont semi tourbeux ou tourbeux.

3.1.7 Végétation et faune

La biodiversité de la zone des Niayes est relativement riche par rapport à celle du milieu environnant. Environ 419 espèces de plantes y sont recensées dont 80 sont ligneuses ou subligneuses et certaines sont

endémiques (Ecodit, 2008). Cette diversité représente 20% de l'ensemble de la flore du Sénégal. Sur le plan faunique et surtout ornithologique, la présence de quelques aires protégées dans les estuaires est notée (Djoudj, Langue de Barbarie, Guembeul). Les ressources halieutiques de la zone maritime comptent parmi les plus importantes du pays.

Par rapport aux unités morphologiques, les types de végétation suivants sont généralement distingués : végétation des dunes littorales, végétation des cuvettes et végétation des dunes continentales.

3.1.7.1 Végétation des dunes littorales

Le domaine des dunes littorales porte une couverture végétale naturelle relativement faible et essentiellement composée d'espèces herbacées, buissonnantes ou arbustives. Ces espèces plus ou moins adaptées à la salinité et à la mobilité du substrat (CSE, 2006) ont un rôle important de fixation des dunes. Des îlots d'une forêt tropicale sèche sont aussi signalés à quelques endroits sur les dunes semi-fixées (Fall, 1986). Comme autre type de végétation au niveau des dunes littorales, il y a des rideaux de plantation constitués surtout de filao (*Casuarina equisetifolia*) sur une longueur d'environ 182 km le long de la côte et sur une largeur moyenne de près de 200 m (CSE, 2006).

3.1.7.2 Végétation des cuvettes

L'humidité relative importante de l'air, la nappe phréatique peu profonde ainsi que les températures modérées favorisent dans les cuvettes, l'existence d'une végétation naturelle relativement riche et qui contraste avec la steppe et la savane clairsemée environnantes. Cette végétation comporte en plus de celle habituellement observée sur les mêmes latitudes sahéliennes du Sénégal, une flore résiduelle (relique du Quaternaire) non climatique et qui est normalement du domaine tropical humide (palmeraie d'eleas).

3.1.7.3 Végétation des dunes continentales

La couverture végétale des dunes continentales de la région des Niayes est de type steppique à savane clairsemée. La végétation dominante est surtout constituée d'une strate herbacée et buissonnante suivie d'une strate arbustive et arboricole moins importante.

3.2 Contexte socio-économique

3.2.1 Population et urbanisation

La zone des Niayes est une des plus peuplées du pays avec la présence ou la proximité de plusieurs villes ou petites agglomérations. Un rapport de CSE (2006) reprenant les données de la Direction Nationale de la Prévision et de la Statistique (DPS) pour plusieurs arrondissements et communautés rurales montre que leur population a plus que doublé entre 1960 et 1990. Un rapport de FAO et CSE (2003) estimait que la densité moyenne de 45 hbts km⁻² est largement supérieure à la densité moyenne nationale (29 hbts km⁻²). Les concentrations de population sont particulièrement importantes au niveau des zones périurbaines et surtout dans la région de Dakar où elles dépassent quelques fois 10.000 hbts km⁻². Cette croissance rapide des effectifs est surtout due à la migration vers la zone côtière, des populations de l'intérieur du pays qui sont attirées par des conditions climatiques plus douces et l'opportunité de s'adonner à l'horticulture, l'élevage, la pêche ou d'évoluer dans les secteurs secondaires et tertiaires. Une idée de projet de création de nouvelle ville, capitale du pays dans les régions centrales de la zone des Niayes (zone de Diogo-Lompoul) est aussi mise en avant par l'administration.

3.2.2 Activités économiques

3.2.2.1 Agriculture

L'agriculture occupe une place importante dans la zone des Niayes où environ 65% des terres arables sont exploitées. Plus de 80% de la production du pays en fruits et légumes est réalisé dans cette zone qui compte pour 1% des terres arables du Sénégal (FAO et CSE, 2003). Les cultures maraîchères se sont développées très rapidement durant les dernières décennies particulièrement dans la région du Cap Vert où déjà, 10 000 exploitants étaient dénombrés en 1972 (CDH, 1974). L'exportation de certains légumes a débuté modestement vers 1965 et la production de type industriel, à grande échelle a débuté avec l'implantation et le commencement des opérations de la société Bud-Sénégal en 1971 (CDH, 1974). C'est dans ce contexte que le Centre pour le Développement de l'Horticulture (CDH) établi à Cambérène a été créé au cours de l'année 1972 pour accompagner le développement de l'horticulture. La production maraîchère peut être estimée à environ 100 000 tonnes par an (ISRA et al., 2005; Dryade, 1990). Ces cultures maraîchères sont irriguées et sont surtout pratiquées sur les dunes littorales et sur les cuvettes où la nappe phréatique est moins profonde. L'arboriculture est aussi très pré-

sente avec plusieurs dizaines de vergers implantés surtout sur les sols des dunes continentales tout le long de la zone des Niayes. L'irrigation est généralement effectuée avec l'utilisation de puits de grand diamètre captant la nappe superficielle et généralement non équipés. Hormis quelques exploitations de type agro-industriel, l'agriculture est très peu mécanisée et la taille des exploitations horticoles, qui est généralement modeste, varie de quelques ares à quelques hectares (Ndoye-Niane et al., 2004). En dehors de l'horticulture, la culture de céréales et de l'arachide est réalisée durant la saison des pluies, surtout sur les sols des dunes continentales.

3.2.2.2 Elevage et pêche

D'après Toure Fall et Badiane (2000) qui se basent sur des données de (1996) de la Direction de l'Elevage du Sénégal, la zone des Niayes hébergeait à cette période 3% du cheptel national bovin, soit 33 100 unités, ainsi que 179 000 ovins et caprins, 17 100 équins et asins et 5 220 000 unités de volaille. L'élevage de bétail est pratiqué sous des formes diverses allant de la stabulation à la recherche guidée de pâturage en passant par la divagation libre des animaux. Dans les unités d'élevage qui sont souvent associées à l'horticulture, les effectifs varient de quelques têtes à plusieurs dizaines voire centaines d'unités de bétail avec une large prédominance des exploitations de petite taille. L'élevage de volaille a connu un essor particulièrement important durant les trois dernières décennies avec la création d'unités modernisées pouvant compter plusieurs milliers de poulets.

L'importance de la pêche artisanale se manifeste par l'existence de plusieurs villages ou centre de débarquement le long de la côte où cette activité occupe une bonne partie de la population (Kayar, Lompoul etc.). La génération de recettes à travers ces activités du secteur primaire est permise par la proximité des marchés urbains et aussi par l'existence de quelques possibilités d'exportation.

3.2.2.3 Activités extractives

Des gisements de phosphate sont exploités dans la région de Thiès par une unité industrielle (ICS) qui prélève également de l'eau souterraine dans le cadre de son activité. Comme autre structure d'exploitation d'eau souterraine, il y a la société de distribution d'eau potable (SDE). Des carrières de sables sont exploitées surtout de façon artisanale au niveau des zones dunaires. Le sel est exploité artisanalement au niveau du lac sursalé qu'est le lac Retba (nommé aussi lac rose) et dans le nord (Gandiolois). Des carrières de coquillages sont aussi exploitées dans le

Gandiolois. Enfin, des études pour l'exploitation de gisement de minéraux lourds (MDL, 2005) et de tourbes (BRGM, 1984) ont aussi été réalisées.

3.3 Contraintes sur le milieu

3.3.1 Éléments de la dégradation du milieu physique

3.3.1.1 Mobilité des sables dunaires et ensablement des cuvettes

Le transport des sables de dunes vives par le vent est responsable de la mobilité des dunes littorales or ces dunes contribuent à limiter l'avancée de la mer vers le continent. Les dépressions interdunaires sont confrontées à l'ensablement par apport de sables dunaires transportés par le vent ou l'action humaine. Cet ensablement qui contribue à la réduction de la fertilité des sols et au comblement des lacs, a aussi un impact négatif sur le peuplement de l'écosystème des cuvettes.

3.3.1.2 Baisse de la nappe phréatique et dégradation de sa qualité

Durant ces dernières décennies, les données du ministère de l'hydraulique ont indiqué une baisse continue des niveaux piézométriques (Seck, 1990; PELTS, 2004). Cette baisse qui est très variable dans l'espace est estimée en moyenne entre 7 et 10 cm par an et est attribuée à une exploitation importante de la nappe et à un déficit de recharge. Dasylyva et al. (2006), qui analysent des données de la période 1960-1990 pour la région de Dakar, concluent aussi à une baisse des niveaux piézométriques et estiment que même une pluviosité moyenne ne garantit plus une recharge efficace de la nappe. Ils conseillent une gestion des eaux pluviales ruisselantes par la promotion de l'infiltration pour recharger la nappe. La baisse des niveaux piézométriques occasionne la remontée du biseau salé qui est signalée à quelques endroits (MDL, 2005). La pénétration de l'eau de mer dans la zone du delta et la faiblesse des niveaux piézométriques rendent la nappe phréatique particulièrement vulnérable à la salinité dans cette zone. La présence de polluants d'origine anthropique (nitrate et pesticides) est aussi signalée à plusieurs endroits de cette nappe. La pollution par le nitrate a été rapportée par plusieurs études (cf. section 2.7.3)

En ce qui concerne les pesticides, une étude a été effectuée par Cissé et al. (2006) sur 38 puits de différents types (non cimentés, cimentés et forages) dans la région de Dakar. Les concentrations de pesticides ont

été comparées aux normes limites dans l'eau potable qui sont de $0.1 \mu\text{g l}^{-1}$ pour chaque matière active distinct et $0.5 \mu\text{g l}^{-1}$ pour le total des matières actives. Ces auteurs ont trouvé que chaque puits présente en moyenne des résidus de 6 pesticides organochlorés différents avec des concentrations moyennes supérieures à $1 \mu\text{g l}^{-1}$. Les pesticides détectés étaient *a - HcH* ; *b - HcH* ; *g - HcH* ; *Alvachlore* ; *Heptachlore* ; *Aldrin* ; *Heptach - epoxide* ; *o,p'DDE* ; *p,p'DDE* ; *Dieldrin* ; *Endrin* ; *o,p'DDT* ; *p,p'DDT* ; *Endo - sulfate* ; *p,p' - DDD* ; *Methoxychlor*. Parmi les pesticides recensés, *HcH* est le plus présent avec des concentrations supérieures aux normes requises dans tous les puits.

3.3.1.3 Modification du cadre hydrologique

Parmi les facteurs affectant le cadre hydrologique, il y a l'ensablement et l'assèchement de certains lacs ainsi que la dégradation de la qualité de leur eau, suite à la charge élevée en matière polluante des eaux de ruissellement qui les alimentent. Ces dernières années l'accentuation du ruissellement des eaux pluviales dans les zones urbanisées et le défaut de canalisations favorisent leur accumulation dans des points bas, transformant ces lieux en de véritables lacs artificiels durant la saison des pluies et parfois durant toute l'année.

3.3.1.4 Baisse de la fertilité des sols

Les sols de la zone des Niayes sont notamment confrontés à la baisse de la fertilité à cause de la salinisation qui affecte des superficies croissantes, de l'acidification et de l'enrichissement des sols de cuvettes en sable. CSE (2000) avance un chiffre de près de 58 000 ha pour la superficie des terres qui serait affectée par la salinité en 2000 sur la grande côte du Sénégal. Cette salinisation est liée à de nombreux processus dont l'intrusion d'eau salée, le transport des particules de sels par le vent suivi de leurs dépôts dans les cuvettes et la remontée du sel contenu dans le matériel sableux à cause de l'évaporation. Parmi les facteurs favorables à l'acidification, il y a la perte de matière organique signalée par Khouma et al. (2004) dans les Niayes de Mboro. Aussi, la richesse du matériel en pyrite favoriserait son oxydation et son acidification lorsqu'il perd de l'eau (Diop et al., (1996) cité par CSE (2006)).

3.3.1.5 Dégradation du couvert végétal et de la biodiversité

D'une manière générale, la végétation a connu une forte dégradation liée aux variations climatiques qui se manifestent parfois par une

succession d'années sèches. L'exploitation du bois pour des besoins domestiques ou les constructions artisanales, l'urbanisation, et l'extension des cultures maraîchères sont aussi des facteurs de recul du couvert végétal (CSE, 2006). La diminution de la biodiversité végétale et faunique est également notée (ISRA/LACT/UCAD, 2003 cité par (Kessler et Tine, 2004)).

3.3.2 Impacts du contexte socio-économique sur l'écosystème et l'environnement

Le contexte socioéconomique conduit à un niveau d'exploitation des ressources et un comportement, dont les impacts sont très négatifs sur l'écosystème et l'environnement du milieu.

3.3.2.1 Impacts du peuplement et de l'urbanisation

L'extension des zones bâties et en particulier de l'habitat vers la plage et vers les plantations de brise vents fragilise d'avantage l'environnement du milieu. Cette extension a aussi comme conséquences l'utilisation du rivage comme dépotoir de déchets, provoquant l'insalubrité des plages. Les zones bâties empiètent quelque fois sur les zones de cuvette au détriment de leur écosystème naturel et ces dépressions sont souvent utilisées comme dépotoirs de déchets ou comme exutoire d'eaux usées. Le cas du lac asséché de Mbeubeusse transformé en décharge publique dans la région de Dakar est notamment un exemple. L'urbanisation est à l'origine de l'imperméabilisation de la surface du sol qui conduit à la réduction de la recharge de la nappe phréatique par l'infiltration des eaux pluviales. Le ruissellement des eaux pluviales non canalisées vers les points bas parfois habités favorise les inondations très récurrentes ces dernières années dans la région de Dakar. L'impact de l'urbanisation se manifeste aussi par la dégradation de la qualité de l'eau de la nappe phréatique par une pollution d'origine anthropique.

3.3.2.2 Impacts des activités agricoles

L'intensité des activités de maraîchage dans la zone, a un impact négatif sur l'écosystème du milieu. La multiplication des exploitations horticoles se poursuit au détriment de la végétation naturelle et des plantations de brise vents. Des sites épargnés auparavant à cause d'une irrigation moins facile (pentes de dunes) sont maintenant cultivés grâce à l'accès au matériel d'exhaure qui se répand. Cette activité de maraîchage est grande consommatrice d'eau au vu des surfaces importantes irriguées et contribue à diminuer les réserves de la nappe phréatique. Elle occasionne

aussi une utilisation incontrôlée de produits agrochimiques de toute sorte qui peuvent être nuisibles pour l'environnement et notamment pour la nappe phréatique. Les eaux usées déversées dans les cuvettes sont utilisées par certains maraîchers pour fertiliser leurs champs ; cette pratique qui compromet la qualité sanitaire de la production horticole est visible dans les Niayes de Pikine. L'apport de sable dunaire dans leurs champs de cuvettes par certains agriculteurs pour rendre ces champs facilement cultivables est aussi défavorable à cet écosystème. Pour l'élevage, la divagation des animaux et leur accès aux points d'eau souterraine constituent des facteurs de pollution ponctuelle de la nappe phréatique.

3.3.2.3 Impacts des activités extractives

L'extraction du sable des dunes littorales blanches et du sable de la plage à des fins de construction accentue le risque d'avancement de la mer à l'intérieur du continent. Cette activité qui est souvent effectuée frauduleusement est déplorée dans la zone des Niayes et particulièrement dans la région de Dakar à Malika. L'exploitation des ressources végétales déjà sérieusement affectées, et notamment le prélèvement des bois de plantations contribue à la mobilisation des sols et à l'appauvrissement de la flore. Comme impact, il y a aussi la pression sur les ressources en eaux souterraines par des prélèvements importants. Des pompages importants effectués pour l'exploitation de phosphate et la distribution d'eau potable sont mis en cause dans la dépression des niveaux piézométriques observée dans le secteur Kelle-Kébemer situé vers le centre de la zone des Niayes (PELTS, 2004). Cette dépression du niveau piézométrique accroît le risque de remontée du biseau salé. Dans certaines zones d'exploitation de phosphate (Communauté rurale de Mboro), l'abandon de terres de cultures, la pollution de l'air atmosphérique, le déversement d'eau usée industrielle sur le rivage marin etc. sont déplorés par les populations (Kessler et Tine, 2004). Un enrichissement des sols des cuvettes environnantes de ces industries en acide phosphorique est aussi noté (Khouma et al., 2004).

Chapitre 4

Aperçu de la pollution de l'eau des puits par le nitrate

4.1 Introduction

Cette étude vise à évaluer la pollution des puits dans l'ensemble de la zone des Niayes et d'expliquer cette pollution en terme de nature des sols, d'utilisation des sols et de caractéristiques des puits. Elle envisage aussi d'identifier les facteurs majeurs qui contrôlent la pollution des puits dans la zone des Niayes. Pour atteindre ces objectifs, la concentration en nitrate de l'eau des puits est mesurée puis d'éventuelles liaisons entre les taux de nitrate observés, les caractéristiques des puits (niveau de la nappe, caractéristiques physico-chimiques de l'eau...) et l'environnement des puits (occupation du sol, pratiques culturelles ...) sont recherchées. Les objectifs spécifiques sont : i) effectuer une investigation pour déterminer les facteurs ayant un impact éventuel sur le processus de détérioration de la qualité de l'eau ; ii) définir une typologie simplifiée de la qualité des eaux de puits ; iii) analyser à l'aide de méthodes statistiques les paramètres qui affectent la détérioration de la qualité de l'eau par le nitrate.

4.2 Matériels et méthodes

4.2.1 Zone d'étude

La zone d'étude couvre l'ensemble de la zone des Niayes (Fig. 4.1) dont la description est faite au chapitre 3.

4.2.2 Campagne de terrain

Pour une compréhension de base de la problématique de la détérioration de la qualité de l'eau des puits dans la zone des Niayes en rapport avec la nature et l'occupation des sols, une campagne de terrain a été réalisée entre mai et août 2007. La procédure utilisée pour effectuer les observations est une campagne de terrain à deux volets inspirée de la méthode d'évaluation rurale rapide (Crawford, 1997). Au premier volet, un total de 124 sites a été visité. Ces sites sont répartis dans 59 localités choisies de manière semi-aléatoire en tenant compte de la diversité des situations, de l'importance des activités agricoles et de leur accessibilité. En effet, les sites ne sont pas choisis à l'avance et pour varier les situations, les choix sont basés sur la topographie (cuvette ou non), le type de sol (couleur, structure etc.), le mode d'occupation du sol (habitat ou champ) etc. Ce choix est fait aussi de façon de couvrir le maximum d'espace possible. La figure 4.1 montre la distribution géographique de ces sites. Un GPS *GarminTM* a été utilisé pour l'obtention des coordonnées géographiques tandis que les fichiers de forme ont été obtenus de Map Library (2007). Les informations qui ont été recueillies sur ces sites se rapportent aux paramètres généraux de l'environnement, l'occupation des sols (habitat ou champ), la nature du sol, le type de culture, le type de puits, la qualité de l'eau de puits et la profondeur de la nappe phréatique (*Pnap*). Au deuxième volet, parmi les sites visités, un total de 78 sites dont l'unité de base est une exploitation horticole, est soumis à une enquête plus détaillée. Ces exploitations horticoles sont réparties sur toute la zone étudiée. Le formulaire d'enquête qui a été utilisé dans ce volet est basé sur un questionnaire qui a déjà été testé dans des études semblables (Van Cauwenbergh, 2008) et qui a été adapté au contexte de ce travail. Il comporte davantage de détails concernant l'utilisation de l'eau de puits, les cultures pratiquées, la fertilisation, la gestion des ravageurs et de l'irrigation. Pour valider les résultats de la campagne de terrain, une analyse exploratoire des données a été effectuée en vue d'éliminer les données potentiellement aberrantes.

4.2.3 Analyse d'eau de puits

Sur chacun des 124 sites (Annexe A), au moins un puits a été sélectionné pour l'analyse in situ de la teneur en nitrate ($[NO_3^-]$), l'acidité (pH_puits), la conductivité électrique (CE_puits) et la température de l'eau (T). Pour évaluer la teneur en nitrate, un réflectomètre *Nitracheck404 (KPG-productsTM)* et les bandelettes réactives *Mercko - quantTM* ont été utilisés. L'appareil affiche la concentration de nitrate

mesurée sur un échantillon d'eau. Un calibrage effectué au laboratoire a montré une précision améliorée de l'appareil lorsque les concentrations de nitrate sont inférieures à 250 mg l^{-1} . Par conséquent, les échantillons d'eau ont été dilués chaque fois que ce niveau était dépassé. Les paramètres pH_puits , CE_puits et T ont été mesurés en utilisant le dispositif de mesure in situ *HI98129, Combo – Hanna InstrumentsTM*.

4.2.4 Analyse de sols

Au cours de la campagne de terrain, 51 échantillons de sol ont été prélevés à une profondeur de 10-15 cm à proximité de puits choisis au hasard (Annexe B). Un ensemble de paramètres physiques et physico-chimiques a été déterminé sur ces échantillons séchés à l'air afin d'explorer les liens possibles entre ces paramètres et la qualité de l'eau. L'analyse granulométrique a été effectuée après la destruction de la matière organique par le peroxyde d'hydrogène (6%). Un appareil à ultrasons et un tamis de $50 \mu\text{m}$ ont été utilisés pour séparer la fraction de sable. La méthode de la pipette (loi de Stokes) a été utilisée pour déterminer les fractions de limon et d'argile. Pour l'analyse chimique, les bases échangeables (Ca , Mg , K , Na), la capacité d'échange cationique (CEC), l'azote total (N), le carbone total (C), le pH du sol (dans l'eau) [pH_sol], et la conductivité électrique du sol (CE_sol) ont été déterminés. Pour déterminer les bases échangeables et la CEC , le sol a été lessivé avec une solution d'acétate d'ammonium 1 M à pH 7. Un spectromètre à absorption atomique a été utilisé pour déterminer les bases échangeables dans la solution résultante. Par la suite, l'ammonium excédentaire a été lavé avec une solution d'éthanol dénaturé et le cation saturant a été désorbé par une solution de KCl (10% à pH 3), avant d'être déterminé par une électrode spécifique. Le pH et la conductivité électrique ont été déterminés sur un mélange de 5 g de sol avec 25 ml d'eau déminéralisée, en utilisant des électrodes spécifiques (*JenwayTM*). Le carbone total et l'azote total ont été déterminés par la méthode de combustion à l'aide d'un analyseur *FlashEA1112, Thermo ElectronTM*.

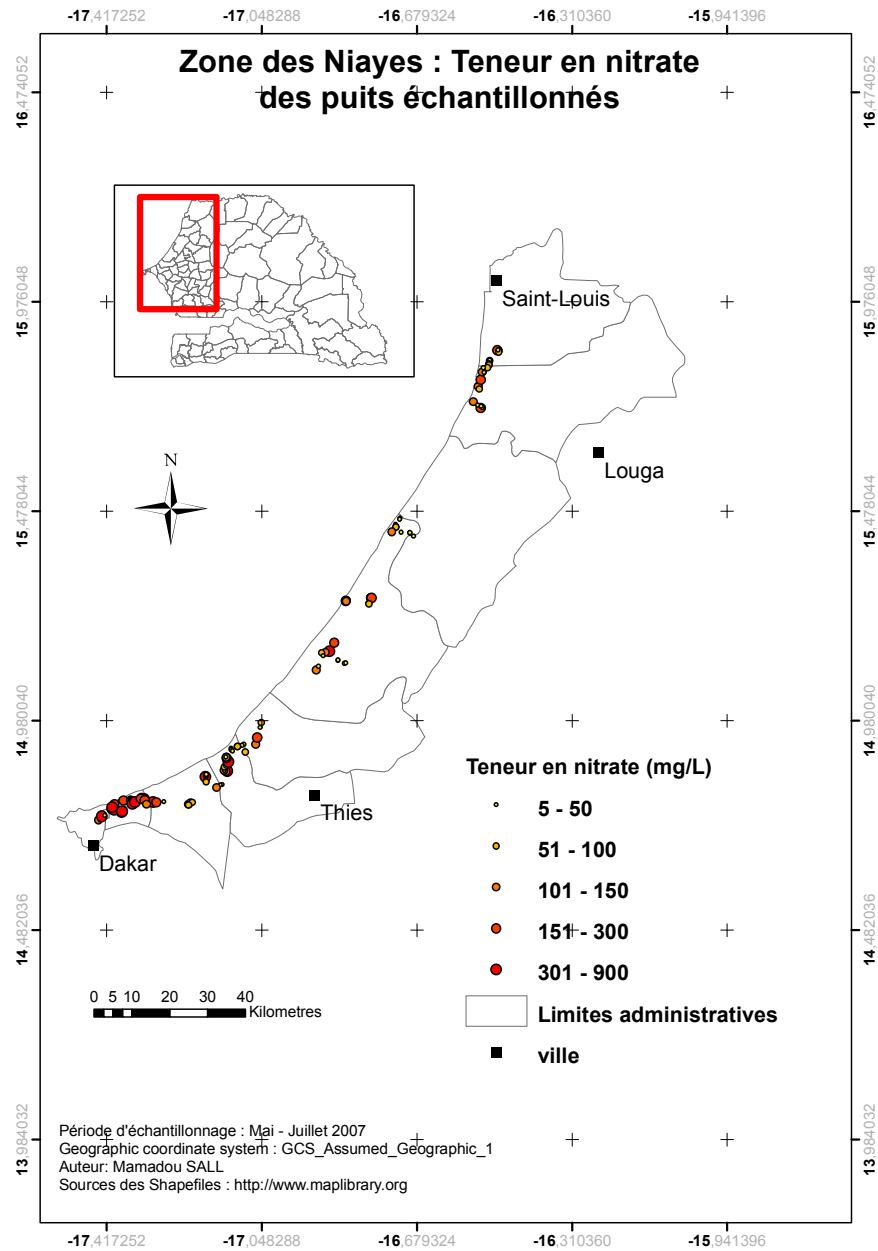


Fig. 4.1: Teneur en nitrate des puits échantillonnés dans la zone des Niayes entre Mai et Juillet 2007.

4.2.5 Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été effectuées pour comprendre la structure des données et déterminer les relations possibles entre les différentes variables déterminant la qualité de l'eau des puits. D'abord, la distribution des différentes variables a été analysée et décrite en utilisant des statistiques simples (moyenne arithmétique, écart-type, etc.). Par la suite, les relations entre les variables ont été déterminées à l'aide d'un ensemble de techniques d'analyse multivariée (Härdle et Simar, 2003) : analyse de classification (CLA), analyse en composantes principales (ACP), analyse factorielle de correspondance (AFC) et analyse de correspondance multiple (ACM).

4.2.5.1 Analyse de classification

L'analyse de classification (CLA) a été utilisée pour identifier des groupes relativement homogènes (clusters) au sein d'un ensemble de variables hétérogènes. Étant donné un ensemble de données, l'algorithme Kmeans peut être utilisé pour classer les observations en un certain nombre de groupes. Après l'initialisation du nombre de groupes choisi, l'algorithme commence par sélectionner au hasard parmi les observations, un représentant pour chaque groupe. Puis, il tente de minimiser dans l'espace multivarié, les distances au sein de chaque groupe, tout en maximisant les distances entre les groupes. Le centre de gravité de chaque groupe est recalculé chaque fois qu'un nouvel élément lui est affecté, entraînant éventuellement des groupes plus homogènes. Les itérations se poursuivent jusqu'à ce que des groupes stables se forment, c'est à dire jusqu'à ce que la convergence soit atteinte. Cette analyse a été effectuée sur les variables $Pnap$, $[NO_3^-]$, pH_puits , et CE_puits mesurées dans les puits échantillonnés afin de définir une typologie des eaux de puits.

4.2.5.2 Analyse en composantes principales

L'analyse en composantes principales (ACP) permet de résumer les informations d'un tableau d'observations à plusieurs variables quantitatives sur un nombre restreint de dimensions et d'exploiter les corrélations entre les variables d'origine. Elle cherche à minimiser le carré des écarts entre les points observations et leurs projections orthogonales sur un axe d'allongement (axe factoriel). Cela revient à trouver les axes qui maximisent les variances des coordonnées des points. Les différents axes qui sont extraits successivement à partir des résidus précédents sont orthogonaux et donc indépendants, ils apportent chacun une part d'information complémentaire sur le tableau. Pour un tableau à n lignes

(observations) et p colonnes (variables), les algorithmes utilisent la matrice de covariance (si observations centrées) ou la matrice de corrélation (si observations centrées réduites) pour calculer les valeurs propres et les vecteurs propres. Les p valeurs propres divisées par la variance totale, indiquent les pourcentages d'explication contenus dans les axes factoriels. Les p vecteurs propres fournissent les directions des axes factoriels et permettent de calculer les coordonnées des points sur ces axes. Les algorithmes calculent aussi la matrice de corrélation entre les variables et les axes factoriels. La présentation des variables et des observations sur les plans factoriels permet d'estimer les corrélations entre variables et la représentativité des observations sur les variables. Cette analyse est effectuée sur les résultats d'analyse d'eau, sur les résultats d'analyse de sols et sur les données de fertilisation.

4.2.5.3 Analyse factorielle de correspondance

L'analyse factorielle de correspondance (AFC) a été appliquée à des données de variables qualitatives ou quantitatives. Lorsqu'un ensemble de données ne considère que deux variables, il peut être converti en une matrice de contingence (ou tableau croisé). Les observations sont distribuées sur le tableau de contingence, où chaque colonne représente une modalité de l'une des variables et chaque ligne représente une modalité de l'autre variable. L'AFC permet de résumer l'information du tableau de contingence sur un nombre réduit de dimensions. Comme pour l'ACP, des axes d'allongement (axes factoriels) du nuage de points sont extraits successivement. Mais à la différence de l'ACP qui utilise une distance euclidienne pour extraire les axes, l'AFC utilise la métrique du Khi2 et n'a pas pour objectif de chercher des corrélations sur des variables en colonnes. En considérant une matrice de contingence à n lignes ($i = 1, 2, \dots, n$) et p colonnes ($j = 1, 2, \dots, p$) comportant des éléments k_{ij} . La distance $d_{ii'}$ entre deux lignes i et i' est donnée par :

$$(d_{ii'})^2 = k \sum_{j=1}^p \frac{1}{n_{+j}} \left(\frac{k_{ij}}{n_{i+}} - \frac{k_{i'j}}{n_{i'+}} \right)^2 \quad (4.1)$$

où :

k est la somme de tous les éléments du tableau :

$$k = \sum_{j=1}^p \sum_{i=1}^n k_{ij} \quad (4.2)$$

n_{+j} est la somme des éléments de la colonne j :

$$n_{+j} = \sum_{i=1}^n k_{ij} \quad (4.3)$$

n_{i+} et $n_{i'+}$ sont respectivement la somme des éléments de la ligne i et la somme des éléments de la ligne i' :

$$n_{i+} = \sum_{j=1}^p k_{ij} \quad (4.4)$$

$$n_{i'+} = \sum_{j=1}^p k_{i'j} \quad (4.5)$$

La distance $d_{ii'}$ ainsi obtenue est appelée distance du khi2. Du fait de l'utilisation du tableau de contingence (tableau symétrique), les représentations des modalités de la variable en colonne et des modalités de la variable en ligne ont la même signification. L'utilisation de la métrique du khi2 fait que la proximité entre une modalité en ligne et une modalité en colonne peut être interprétée comme une bonne représentation de l'une dans l'autre. Cette analyse a été effectuée pour déterminer les utilisations qui correspondent à chaque type de puits. Elle a également été utilisée pour étudier la relation entre l'environnement des puits et le dépassement du seuil de $50 \text{ mg l}^{-1} [\text{NO}_3^-]$.

4.2.5.4 Analyse de correspondance multiple

Si un tableau d'observations comporte plus de deux variables (quantitatives ou qualitatives), il n'est pas possible de le représenter sous forme de tableau de contingence pour une analyse factorielle de correspondance simple. Les données peuvent alors être réorganisées dans un tableau croisé multiple "tableau de Burt" où les observations sont ventilées. L'ACM est effectuée sur le tableau de Burt et utilise les mêmes méthodes que l'analyse factorielle de correspondance simple avec des résultats similaires. Cette analyse est effectuée pour étudier la relation entre les cultures pratiquées et le dépassement du seuil de $50 \text{ mg l}^{-1} [\text{NO}_3^-]$. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées en utilisant les logiciels *MATLABTM* et *XLSTATTM*.

4.3 Résultats et discussions

4.3.1 Les pratiques agricoles dans la zone des Niayes

4.3.1.1 Généralités

La plupart des exploitations horticoles visitées sont de petite ou moyenne taille (150 m² à 3 ha). Dans certains cas, l'exploitation horticole est associée à l'élevage du petit bétail ou de la volaille. Le travail du sol dans ces petites exploitations est principalement effectué avec des outils manuels. La profondeur maximale de travail du sol atteinte avec ces outils est d'environ 5-10 cm. Dans certains cas, la mécanisation est introduite. En plus de ces petites exploitations, quelques exploitations de type industriel ont été identifiées. Dans la région de Dakar, les exploitations sont situées dans les dépressions humides qui ne peuvent pas être utilisées à des fins résidentielles ou dans les alentours des zones résidentielles. Dans les zones rurales, les exploitations sont situées dans des zones à faible densité d'habitation ou en dehors des villages. En général, plusieurs cultures (4-5 cultures) sont effectuées durant toute l'année avec une campagne principale pendant la saison sèche et fraîche de Novembre à Février, une campagne intermédiaire de Mars à Juin et une campagne moins importante au cours de la saison des pluies de Juillet à Octobre. Souvent, pendant la saison des pluies, des cultures sous pluies comme l'arachide, sont mises en place, ou les champs sont abandonnés. Certains agriculteurs cessent leur activité horticole à cause de la prolifération de parasites. D'autres mentionnent la brûlure des feuilles par l'eau de pluie. Pour éviter cette brûlure des feuilles, ces agriculteurs irriguent leurs cultures après chaque événement pluvieux pour laver l'eau de pluie sur les feuilles. Ces brûlures pourraient en fait être les signes de maladies des plantes qui sont promues lorsque la pluie, l'humidité de l'air et la température sont favorables à leur développement. Généralement, les exploitations ont un ou plusieurs puits de grand diamètre. Les puits ne sont pas cimentés lorsque la profondeur de la nappe phréatique est faible, en particulier dans les dépressions. En dehors des dépressions, les puits sont généralement cimentés.

4.3.1.2 Utilisation des fertilisants

Les engrais qui sont utilisés dans ces exploitations sont principalement l'urée, les engrais minéraux composés (en particulier NPK 10-10-20) et le fumier (tableau 4.1). Habituellement, les engrais sont appliqués chaque fois qu'une nouvelle culture est mise en place. Dans presque toutes les exploitations visitées, les engrais sont appliqués à la main. Les statis-

tiques effectuées sur un sous-ensemble de 34 exploitations montrent que le taux d'application des engrais est très variable : l'épandage de fumier varie de 0,8 à 50 tonnes ha^{-1} par année, alors que le taux d'application des engrais minéraux varie de 0,02 à plus de 1 tonne ha^{-1} par an.

Tableau 4.1: Utilisation de fertilisants dans 78 exploitations observées dans la région des Niayes.

Fumure	Nombre d'exploitations	%
Urée	65	83
NPK	59	75
Fumier de poulailler	65	83
Fumier de petit bétail	36	46
Fumier de gros bétail	32	41
Fumier de cheval	25	32
Autres	8	10

La Figure 4.2 montre les résultats de l'ACP effectuée pour tester la relation entre le taux de fertilisation minérale (FM), le taux d'application de fumier (Fum), la superficie cultivée (SC) et $[NO_3^-]$ dans le puits. Sur le graphique de l'ACP qui résume plus de 73% de la variabilité observée sur les deux premiers axes principaux, une relation opposant SC à FM est observée. Cela peut s'expliquer par le fait que les exploitations de petite superficie cherchent à accroître leur rendement par l'intensification. En plus, pour les grandes superficies, la disponibilité des engrais minéraux (coût élevé) devient contraignante. Le taux d'application de fumier est quant à lui moins dépendant de la superficie cultivée. Par ailleurs $[NO_3^-]$ est plus proche de Fum ce qui veut dire que les fortes concentrations de nitrate s'expliquent surtout par la fertilisation organique.

4.3.1.3 Utilisation des produits phytosanitaires

De nombreux produits phytosanitaires sont utilisés dans la zone des Niayes. Cependant, la gestion des pesticides, devrait être considérée comme insuffisante. Des résidus de pesticides ont été trouvés dans des puits de la région de Dakar par des études antérieures (Cissé et al., 2003). L'application des produits phytosanitaires se fait généralement avec des pulvérisateurs à dos. Les exploitants qui ne disposent pas de ce moyen ont la possibilité d'emprunter ou de louer. Dans certains cas une application manuelle avec utilisation de bassines et de feuillages est observée. Les produits phytosanitaires sont utilisés contre les maladies des plantes, les parasites et notamment contre les vers. En fait, pour une part im-

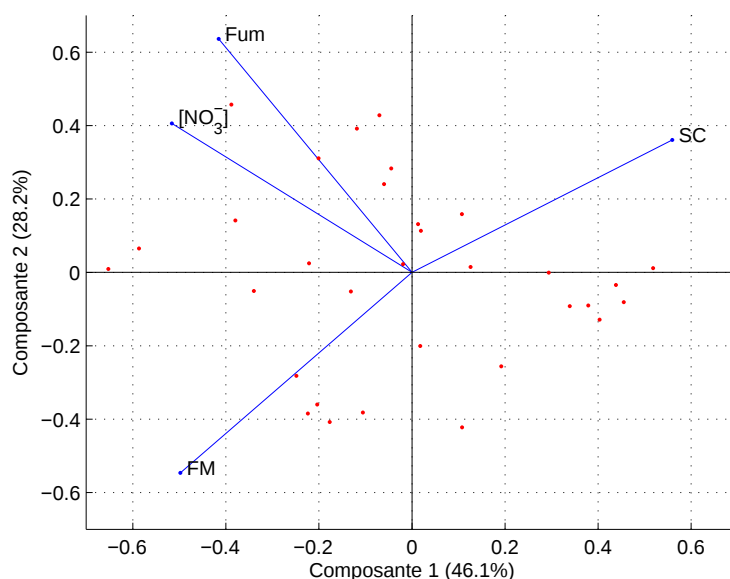


Fig. 4.2: Analyse en composante principale (ACP) des variables : fertilisant minéral (FM) ; fumier (Fum) ; surface cultivée (SC) et teneur en nitrate (NO_3^-).

portante d'exploitants, le problème phytosanitaire le plus important est constitué par la prolifération de vers qui est favorisée par l'utilisation de fiente de volaille comme fertilisant. Certains d'entre eux considèrent que l'utilisation de l'urée peut en plus de son rôle de fertilisant aider à lutter contre les vers et les larves d'insectes. Quelques propriétés physico-chimiques des matières actives les plus mentionnées au cours de l'enquête sont indiquées dans le tableau (4.2). Le K_{oc} ($l\ kg^{-1}$) est le coefficient de partition du pesticide dans la fraction organique et mesure la partition entre phase adsorbée et phase soluble. Un K_{oc} élevé favorise un déplacement moins rapide du pesticide dans le sol. Par exemple, d'après EPA (2009) (U.S. Environmental Protection Agency), les valeurs de K_{oc} mesurées expérimentalement indiquent que le carbofuran peut être lessivé de manière significative dans beaucoup de types de sol, ce qui est confirmé par la détection de carbofuran dans des nappes surmontées de sol sableux à New York et Wisconsin. Le potentiel de lessivage d'un pesticide dépend essentiellement de sa persistance dans le milieu et de sa mobilité dans le sol (Gustafon, 1989). La persistance d'un pesticide dans le milieu est exprimée par sa durée de demi-vie $t_{1/2}$ alors que sa

mobilité dépend de son adsorption par le sol. Ce lessivage potentiel peut être estimé par l'indice *GUS* (Groundwater Ubiquity Score) de Gustafon (1989) qui est donné par la relation empirique :

$$GUS = (4 - \ln(Koc)) \cdot \ln(t_{1/2}) \quad (4.6)$$

où $t_{1/2}$ et Koc définis précédemment sont exprimés respectivement en jour et en l kg^{-1} .

D'après Barriuso et al. (1996), il a été trouvé expérimentalement que les cas les plus courants de pollution des nappes correspondent à des pesticides présentant un indice *GUS* supérieur à 2.8 tandis que ceux qui ont un indice *GUS* inférieur à 1.8 sont rarement retrouvés dans l'eau. La table 4.2 montre que parmi les produits phytosanitaires les plus mentionnés au cours de l'enquête, le carbofuran a l'indice *GUS* le plus élevé.

Tableau 4.2: Quelques paramètres physico-chimiques de certains produits phytosanitaires utilisés dans la zone des Niayes.

Nom Pesticide	Utilisation / Classe		Solubilité* à 20°C (mg l^{-1})	Koc^* (l kg^{-1})	GUS^* (-)
Décis (Deltamethrin)	Insecticide	pyrethroid	0.0002	10240000	-3.35
Dicofol	Acaricide	organo-chloré	0.7	6064	0.41
Diméthoate	Insecticide	organo-phosphaté	25000	30	1.05
Endosulfan	Insecticide	organo-chloré	0.32	11500	-0.10
Furadan (Carbofuran)	Insecticide	carbamate	700	23.3	3.85
Malathion	Insecticide	organo-phosphoré	148	217	-1.28
Manèb	Fongicide	dithiocarbamate	178	1310	0.62
Métafos (Methyl Parathion)	Insecticide	organo-phosphoré	55	240	1.75
Sumithion (Fenitrothion)	Insecticide	organo-phosphaté	19	322	0.64
Cypermethrin	Insecticide	pyrethroid	0.009	85572	-1.66
Tamaron (Methamidophos)	Insecticide	organo-phosphoré	200000	1	2.18
Trifluralin	Herbicide		0.221	8765	0.13

*Sources : PPDB (Pesticides Properties Database), IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) et US.EPA (United States Environmental Protection Agency)

4.3.1.4 Irrigation

Parmi 78 exploitations observées, 8% ont un système d'irrigation amélioré consistant à l'utilisation d'asperseurs ou de jets avec tuyaux flexibles. La majorité utilise des méthodes traditionnelles qui sont :

- utilisation d'arrosoirs métalliques ou plastiques de volume 10 litres pour irriguer des planches de quelques mètres carrés (2 à 15 m² environ). Les quantités d'eau utilisées sont très variables allant de 6 mm j⁻¹ à plus de 20 mm j⁻¹. Cette pratique est observée principalement dans la région de Dakar.
- utilisation de seaux de volume 7 litres environ pour irriguer de petites cuvettes rectangulaires de surface 0.3 m² (0.5 m x 0.6 m) ou 0.5 m² (0.5 m x 1 m). En tenant compte du fait que les seaux ne sont pas complètement remplis pour éviter les pertes durant le transport, un volume utile de 5 l peut être considéré. Durant la saison froide ou intermédiaire, un ou deux seaux d'eau sont apportés respectivement sur les cuvettes de 0.3 m² et 0.5 m² tous les deux jours. Durant la saison chaude, ces quantités sont apportées journellement. Cette pratique est celle qui a été la plus observée dans la zone des Niayes à l'extérieur de la région de Dakar. Le tableau 4.3 résume les statistiques effectuées sur l'irrigation.

Tableau 4.3: Méthodes d'irrigation sur 78 exploitations observées dans la région des Niayes.

Méthode	Dose mini- mun (mm j ⁻¹)	Dose maxi- mun (mm j ⁻¹)	Observations (%)	Remarques
Sprinkler et tuyau flexible	—	—	8	
Arrosoir	6	> 20	24	Région Dakar
Seau	5 - 6	10 - 12	67	Extérieur Dakar
Autres	—	—	< 1	

En schématisant différentes configurations de champs visités et en déduisant les allées empruntées pour l'irrigation, la surface utile peut être estimée à environ 2/3 de la surface totale du champ. Les doses d'irrigation indiquées ci haut sont donc multipliées par 2/3 pour les rapporter à la surface totale du champ et tenir compte des allées non cultivées. L'évapotranspiration potentielle minimum (ETP-min) dans la zone des Niayes est de 4.5 mm j⁻¹ (saison froide) et l'évapotranspiration maximum ETP-max est de 6 mm j⁻¹ (saison chaude) (Direction de l'Horticulture du Sénégal, 1999). Les valeurs minimum et maximum de l'évapotranspi-

ration (ETM-min et ETM-max) de quelques cultures peuvent être comparées avec les doses d'irrigation (Tableau 4.4). Les valeurs minimum et maximum des coefficients culturaux (Kc-min et Kc-max) utilisés pour l'irrigation sont tirées de (Allen et al., 1998). Il peut être constaté que les taux d'irrigation minimum sont comparables à l'ETM-max de ces cultures. Cela signifie que les taux d'irrigation sont probablement trop grands par rapport aux besoins en eau des plantes. Donc un excès d'eau d'irrigation est perdu par drainage, ce qui facilite le transfert de nitrate vers la nappe. Dans l'ensemble, les caractéristiques générales des exploitations considérées dans cette enquête semblent être compatibles avec les informations obtenues à partir des études précédentes dans la zone des Niayes (Ndoye-Niane et al., 2004; ISRA/CDH, 1986).

Tableau 4.4: Estimation des besoins en eau minimum et maximum de quelques plantes cultivées dans la région des Niayes.

Culture	Kc-min	Kc-max	ETM-min (mm j ⁻¹) = Kc-min.ETP-min	ETM-max (mm j ⁻¹) = Kc-max.ETP-max
	(-)	(-)		
Tomate	0.7	1.15	3.2	6.9
Oignon	0.7	1.05	3.2	6.3
Cabbage	0.7	1.05	3.2	6.3
Carrote	0.7	1.05	3.2	6.3
Aubergine	0.7	1.05	3.2	6.3
Patate douce	0.7	1.15	3.2	6.9

4.3.2 Résultats d'analyse de sols

Les résultats d'analyse granulométrique sont présentés dans le tableau 4.5. L'analyse granulométrique effectuée après la destruction de la matière organique, montre en moyenne une fraction de sable de 95,4%. Les coefficients de variation des paramètres chimiques analysés dépassent 100% sauf pour le potassium (85%) et le pH (14%). Les conductivités électriques sont en majorité supérieures à 0,7 dS m⁻¹, et certaines d'entre elles atteignent des niveaux très élevés. En moyenne, la somme des bases échangeables est très élevée par rapport à la CEC, ce qui aboutit à un taux de saturation supérieure à 1. Un enrichissement des sols en bases échangeables est indiqué par Khouma et al. (2004) dans leur étude sur les Niayes de Mboro. Une sursaturation en bases échangeables peut entraîner le lessivage des cations (y compris l'ammonium), et promouvoir le transfert d'azote vers les eaux souterraines.

Tableau 4.5: Analyse granulométrique pour 51 échantillons de sol en surface dans la région des Niayes.

Statistiques	Limon	Argile	Sable
Minimum (%)	0.0	0.0	64.4
Maximum (%)	21.2	14.4	100.0
Moyenne (%)	2.0	2.6	95.4
Variance	10.0	4.7	25.6
Ecart type	3.2	2.2	5.3
Coefficient de variation (%)	160	80	5.5
Coefficient d'asymétrie	4.8	3.4	-4.8

L'ACP effectuée sur la composition granulométrique du sol et les paramètres chimiques montre que la fraction de sable est négativement corrélée avec la matière organique (-0,92) et le CEC (-0,95) (Fig. 4.4). Ainsi, les sols les plus sableux sont les plus pauvres en matière organique et ont une CEC plus faible. pH_{sol} a une corrélation négative (-0,50) avec l'azote total (N) et une corrélation positive (0,56) avec la fraction de sable ; le caractère sableux tend donc à favoriser un pH plus élevé. Ceci est en accord avec l'acidification des sols hydromorphes dans les dépressions locales, qui sont généralement caractérisés par des teneurs en sable plus faibles, tel que rapporté par Khouma et al. (2004). L'ACP montre également que la conductivité électrique est étroitement liée au sodium du sol. Cela peut s'expliquer par l'influence côtière sur ces sols.

4.3.3 La qualité et l'utilisation de l'eau des puits

Parmi les 131 puits observés au cours de la campagne de terrain, seulement 86 sont cimentés et douze puits sont desservis par le biais d'une pompe à main. L'eau de puits est fréquemment renouvelée, grâce à sa faible profondeur et son exploitation intensive. L'eau de puits peut donc être considérée comme assez représentative de l'eau de la nappe. Aussi, une petite différence peut être considérée entre le niveau piézométrique et le niveau de la profondeur d'eau dans le puits (niveau dynamique à cause du pompage). Le tableau 4.6 présente un résumé des statistiques sur quelques variables de la qualité de l'eau. Un pourcentage de 57% des puits excède le seuil de concentration de nitrate de 50 mg l⁻¹ et 55% des puits dépasse le seuil de CE de 1.5 dS m⁻¹. Les coefficients d'asymétrie des variables observées diffèrent substantiellement de zéro montrant de ce fait la tendance à une distribution asymétrique surtout pour $[NO_3^-]$ et CE_{puits} . Les variables $Pnap$ et CE_{puits} montrent une grande variabilité.

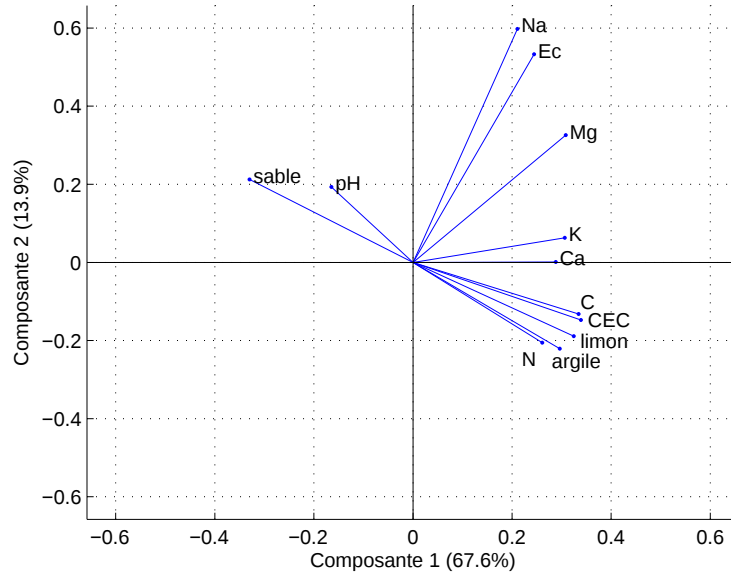


Fig. 4.3: Analyse en composante principale (ACP) des résultats d'analyse granulométrique et chimique du sol.

L'analyse de correspondance entre les types de puits et leur utilisation est faite à partir du tableau de contingence de ces variables. Les résultats présentés sur la figure 4.4 montrent que la variable $Us - 4$ (Irrigation/Boisson/Ménage) est plus représentée sur $TP - 1$ (puits cimentés), alors que la variable $Us - 5$ (Boisson/Ménage) est surtout reliée à $TP - 3$ (pompe manuelle). $Us - 6$ (autres) est très proche de $TP - 3$ de même qu'une proximité entre $Us - 1$ (irrigation) et $TP - 2$ (puits non cimenté) est notée. En résumé, l'utilisation de l'eau dans la zone des Niayes dépend de la nature du puits. Seuls les puits cimentés et ceux desservis par une pompe manuelle sont utilisés pour l'eau de boisson.

4.3.4 Typologie simplifiée des eaux de puits

L'analyse de classification effectuée sur les paramètres de l'eau ($Pnap$, $[NO_3^-]$, pH_puits et CE_puits), par le biais de l'algorithme Kmeans, permet de définir une typologie de l'eau en 3 groupes (Tableau 4.7).

Le premier groupe correspond à des puits avec une faible profondeur, CE élevée et $[NO_3^-]$ la plus élevée. La proportion de ces puits augmente du nord (Saint-Louis) au sud (Dakar). Le second groupe comprend des

Tableau 4.6: Statistiques sur la profondeur de la nappe ($Pnap$) (m), la teneur en nitrate ($[NO_3^-]$) ($mg\ l^{-1}$), l'acidité (pH_puits) (-), et la conductivité électrique (CE_puits) ($dS\ m^{-1}$) pour 131 puits observés dans la région des Niayes.

Parametre	Pnap	$[NO_3^-]$	pH_puits	EC_puits
Minimum	0.2	5	3.13	0.208
Maximum	14	900	10	7.144
Médiane	4.20	65	6.47	1.187
Moyenne	4.3	113	6.4	1.690
Écart type	2.3	158	1.0	1.425
Coefficient de variation (%)	53	139	15	84
Coefficient d'asymmetrie	1.3	2.6	-0.7	1.5
Type de distribution	Normal*	Log-normal**	Normal*	Log-normal**

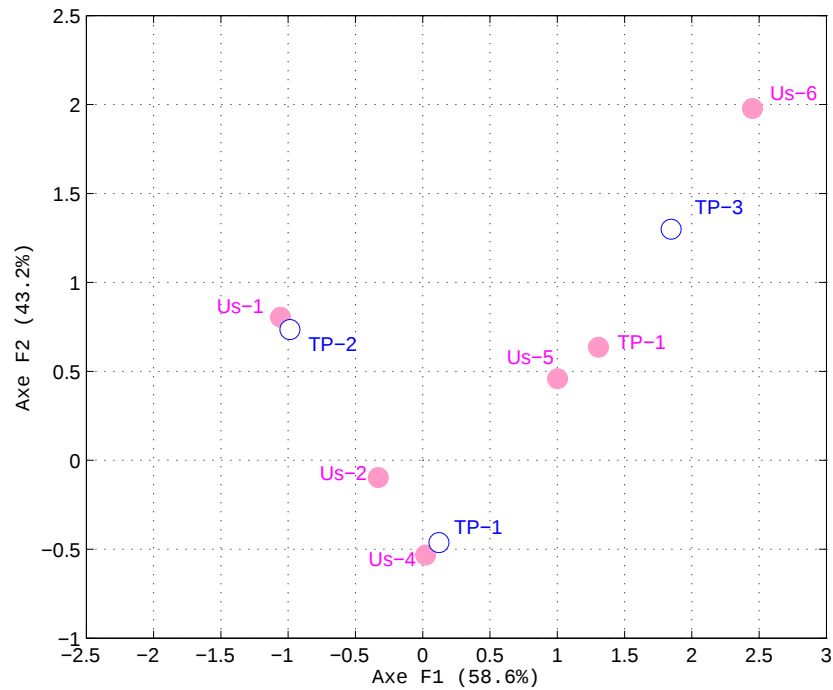
* Niveau de signification = 0.04

** Niveau de signification = 0.05

Tableau 4.7: Barycentres des 3 groupes obtenus avec l'algorithme Kmeans.

	Pnap (m)	$[NO_3^-]$ ($mg\ l^{-1}$)	pH_puits (-)	CE_puits ($dS\ m^{-1}$)	Proportion des observations (%)
Groupe 1	3.7	93	6.7	1.7	26
Groupe 2	3.7	84	6.9	3.3	24
Groupe 3	4.7	39	6.3	0.6	50

puits avec CE élevée, une profondeur similaire à celle des puits du premier groupe mais avec $[NO_3^-]$ plus faible. La vaste majorité de ces puits se trouve au nord de la région (Saint-Louis). Les conductivités électriques très élevées dans ces puits peuvent être expliquées par une intrusion d'eau de mer. En fait, le niveau de la nappe phréatique dans la zone des Niayes est considéré comme plus faible au nord (Dryade, 1990). La piézométrie décroît dans le même sens que la pluviométrie (du sud au nord). Les valeurs élevées de salinité peuvent aussi être expliquées par les aménagements réalisés dans la zone du delta du fleuve Sénégal et qui réduisent le flux d'eau douce dans la zone de l'embouchure du fleuve (langue de barbarie) favorisant ainsi l'intrusion d'eau salée. Le troisième groupe englobe des puits de profondeur plus importante. $[NO_3^-]$ et CE_puits sont moins importants dans ces puits. Ce groupe contient une proportion significative des puits des régions centrales des Niayes (Thiès, Louga). La distribution géographique des différents groupes de puits est résumée sur le tableau 4.8. La figure 4.5 montre la représentation des différents



TP-1 : Puits cimenté, TP-2 : Puits non cimentés, TP-3 : Pompe manuelle, Us-1 : Irrigation, Us-2 : Irrigation/Ménage, Us-3 : Ménage, Us-4 : Irrigation/Boisson/Ménage, Us-5 : Boisson/Ménage, Us-6 : Autres

Fig. 4.4: Analyse de correspondance entre les types de puits et leurs utilisations.

puits à travers l'espace des 4 variables définissant la typologie des eaux de puits. Il peut être observé dans cette figure que l'algorithme permet de distinguer efficacement les différents groupes, mais la transition d'un groupe à un autre est plutôt douce.

4.3.5 Modélisation de la pollution de l'eau des puits par le nitrate

4.3.5.1 Relations entre la pollution et la profondeur de la nappe

La figure 4.6 représente les résultats de l'ACP sur les variables de l'eau de puits. Sur le premier plan qui résume 62.5% de la variabilité

Tableau 4.8: Distribution géographique des groupes (clusters) d'eau de puits à travers la région des Niayes.

Zone	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	Total
Dakar (%)	35	35	30	100
Thiès (%)	24	7	69	100
Louga (%)	24	9	67	100
Saint-Louis (%)	9	82	9	100

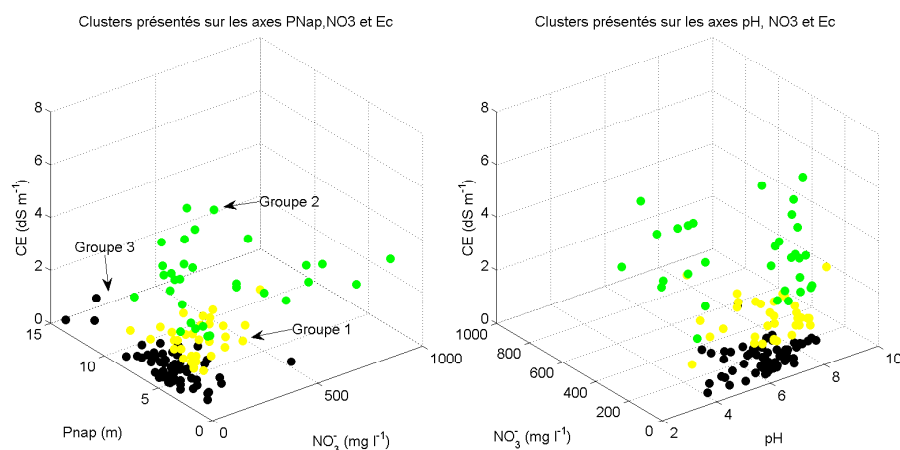


Fig. 4.5: Représentation des différents puits à travers l'espace des 4 variables définissant la typologie des eaux de puits.

totale, le premier axe oppose nettement la profondeur de la nappe et la conductivité électrique. Une corrélation négative moins importante est aussi observée entre le taux de nitrate et la profondeur de la nappe. Ainsi la concentration de nitrate et la conductivité électrique sont moins importantes dans les puits les plus profonds. Ce résultat est compatible avec l'hypothèse d'une pollution due au lessivage à partir de source superficielle et d'une dilution à travers la matrice du sol. En fait, un usage excessif des fertilisants (urée, fumier) dans les champs, des doses d'irrigation importantes et un assainissement insuffisant (eaux usées, dépôts d'ordure) dans les zones d'habitat peuvent expliquer ces observations. Cependant une part considérable de la variabilité (37.5%) n'est pas expliqué dans le premier plan du graphique de l'ACP. Donc d'autres processus peuvent contribuer à la présence de nitrate dans la nappe. Une pollution directe des puits peut à priori ne pas être exclue. En fait les

puits ont souvent de grands diamètres et n'ont pas de couvercles pour les protéger contre une pollution directe par des déchets organiques.

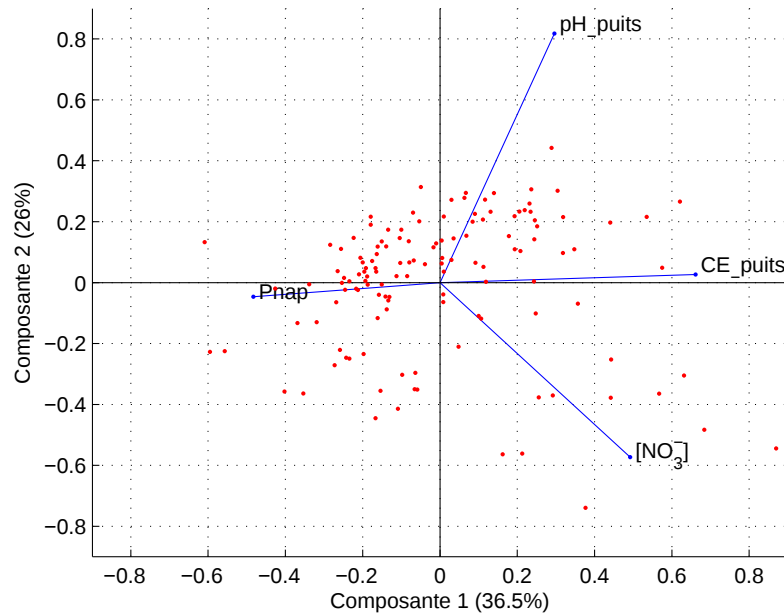
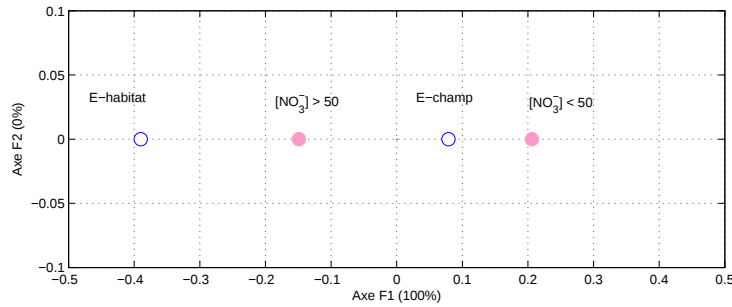


Fig. 4.6: Analyse en composante principale (ACP) des variables : profondeur de la nappe phréatique (Pnap) ; teneur en nitrate ($[NO_3^-]$) ; pH (pH_puits) et conductivité électrique (CE_puits) des eaux de puits échantillonnés dans la zone des Niayes entre mai et juillet 2007.

4.3.5.2 Relation entre la pollution et l'utilisation du sol

L'AFC permet de résumer l'information contenue dans le tableau de contingence entre l'excès (ou le non excès) du seuil de 50 mg l^{-1} de $[NO_3^-]$ et les variables catégoriques comme l'occupation du sol (habitat ou champ) ou les pratiques effectuées sur le sol. Suivant le mode d'occupation, les résultats montrent que le dépassement du seuil est plus fréquent dans les zones résidentielles que dans les zones agricoles (Fig. 4.7). Ce constat montre que les puits situés dans les zones d'habitat sont plus exposés à la pollution. Vraisemblablement, ceci pourrait s'expliquer par l'effet conjugué d'une gestion insuffisante de l'assainissement (eaux

usées, ordures ménagères) et d'une sur fréquentation de ces puits qui sont surtout destinés à des fins domestiques et principalement à la boisson.



E-habitat : Environnement habitat, E-champ : Environnement champ

Fig. 4.7: Analyse de correspondance entre les variables : Environnement du puits et Teneur en nitrate ($[NO_3^-]$) $> 50 \text{ mg l}^{-1}$.

L'AMC a été effectuée pour étudier la relation entre l'excès du seuil de concentration de nitrate et le type de cultures effectuées (Fig. 4.8). Sur le premier plan qui résume plus de 84% de la variabilité, deux groupes de cultures sont distingués. Un premier groupe comprend la plupart des cultures maraîchères. Ces cultures sont associées à une grande occurrence de dépassement du seuil de 50 mg l^{-1} . Un deuxième groupe qui est plus proche des concentrations de nitrate inférieures à 50 mg l^{-1} , est constitué d'arbres fruitiers, de patates douces et de salades. Les résultats de l'AMC montrent que globalement la plupart des cultures maraîchères contribuent au problème de la pollution des puits.

Beaucoup de résultats qui lient la pollution par le nitrate à la profondeur de la nappe, aux caractéristiques des puits, au type et à l'utilisation du sol ont été rapportés dans d'autres régions du monde (Hudak, 2000; Harter et al., 2002; Laftouhi et al., 2003). Comme dans le présent cas, Singh et Sekhon (1976) ont trouvé au Punjab (Inde) que la concentration de nitrate des puits situés à proximité des villages était supérieure à celle des puits situés dans des zones cultivées. Par contre, Babiker et al. (2004) ont trouvé au Kakamigahara Heights (Japon) que la concentration de nitrate dans la nappe était plus grande dans les zones de cultures maraîchères que dans les zones urbaines. Ces résultats semblent montrer le contraste qui peut exister entre pays du nord et pays du sud, sur la relation entre la distribution de la pollution et l'occupation du sol.

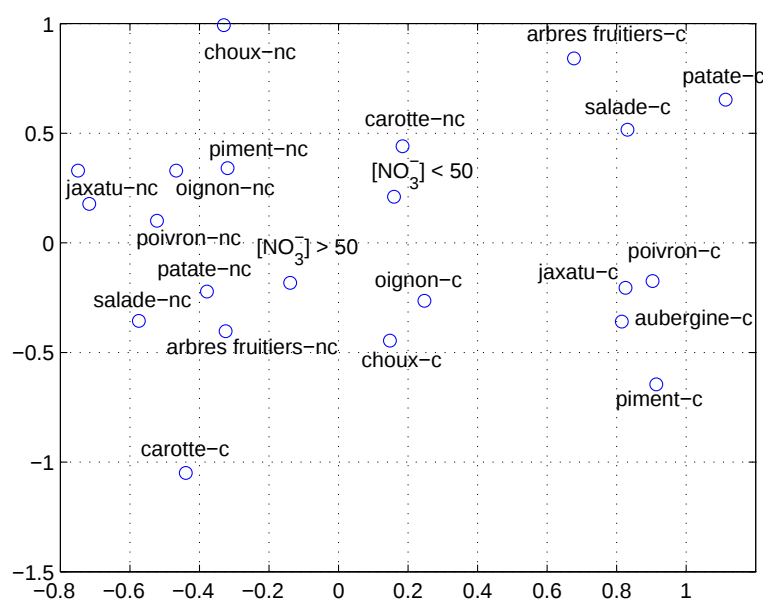


Fig. 4.8: Analyse de correspondance entre cultures pratiquées (c : cultivé, nc : non cultivé) et $[\text{NO}_3^-] > 50 \text{ mg l}^{-1}$

4.4 Limites de la recherche

La qualité des résultats de cette investigation dépend des méthodes utilisées pour la collecte des données et pour leur analyse. Le questionnaire utilisé durant la campagne de terrain a déjà servi dans des études précédentes de même type et peut être considéré comme valable pour ce cas. Les méthodes d'analyse statistiques utilisées sont aussi bien acceptées pour ce type d'étude. Cependant des questions peuvent être formulées par rapport à l'échantillonnage des puits d'eau qui n'est pas complètement aléatoire vu les contraintes logistiques. Aussi, l'équipement utilisé pour tester la teneur en nitrate des puits bien que performant, a une précision limitée. Cependant ces préoccupations ne remettent pas en cause les conclusions majeures de cette étude à savoir que la pollution par le nitrate existe dans les eaux de puits et que cette pollution peut être partiellement expliquée par l'utilisation des sols et les caractéristiques des puits.

4.5 Conclusion

Cette recherche montre la complexité du problème de la pollution dans la zone des Niayes. Les résultats confirment l'existence de facteurs favorisant la dégradation de la qualité de la nappe phréatique et que :

- les puits plus profonds sont moins affectés par la salinité et la pollution par le nitrate. Ceci montre que même si la pollution directe existe, un lessivage à travers les couches de sol est suspecté.
- le dépassement du seuil de 50 mg l^{-1} de nitrate est plus fréquent dans les zones habitées que dans les zones cultivées. Ce qui suggère que, la pollution est favorisée par un assainissement insuffisant.
- avec les pratiques agricoles en cours, la plupart des cultures maraîchères contribuent au problème de la pollution par le nitrate. Finalement, les analyses de sols ont montré une CEC faible, un taux élevé de saturation en bases échangeables et une fraction élevée de sable. Généralement, ce sont ces facteurs qui facilitent le lessivage de nitrate en dessous de la zone racinaire des cultures maraîchères.

Chapitre 5

Bilan d'eau et d'azote dans une parcelle : approche expérimentale

5.1 Introduction

Ce chapitre présente le suivi d'une parcelle agricole expérimentale dans la zone des Niayes. Ce suivi permet de faire les bilans d'eau et d'azote et de déterminer les flux de nitrate drainés en dessous de la zone racinaire des plantes et donc susceptibles d'atteindre la nappe phréatique dans les conditions particulières de l'expérience. Le site expérimental et les conditions de mise en oeuvre de la culture sont d'abord décrits. Ensuite, les méthodes utilisées pour l'obtention des propriétés physiques du sol et les autres paramètres intervenant dans le calcul des flux sont présentées. Enfin les résultats du suivi expérimental sont présentés et des méthodes de calcul décrites au chapitre 2 sont utilisées pour estimer les bilans et flux d'eau et d'azote.

5.2 Matériels et méthodes

5.2.1 Terrain expérimental

Le terrain expérimental se trouve à Cambérène dans la région de Dakar, et précisément au Centre pour le Développement de l'Horticulture (CDH). Le choix de ce site se justifie surtout par le fait que ce centre de recherche, qui est une référence nationale en matière d'horticulture, se trouve dans la région agro-écologique des Niayes. En outre, ce choix permet de mieux contrôler l'expérience grâce aux facilités of-

fertes par le centre en termes d'assistance technique, de matériels et de sécurité. La parcelle a pour coordonnées géographiques 14°45'20.52"N et 17°25'24.59"O. Elle est située à l'entrée d'une cuvette dans un bloc de terre qui présente une légère pente dans le sens de l'intérieur de la cuvette (Fig. 5.1 et 5.2). La parcelle a reçu précédemment trois cultures successives de tomate sur une durée d'un an et demi. La culture précédente a été récoltée 2 semaines avant le début de ce présent essai et pour éliminer les racines, un dessouchage a été effectué. La parcelle dispose d'un réseau d'irrigation et est divisée en 3 répétitions de surface 18 m² (3 m x 6 m). Pour les mesures effectuées dans chaque répétition, des tensiomètres, bougies poreuses et piézomètres ont été installés suivant le schéma de la figure 5.3.

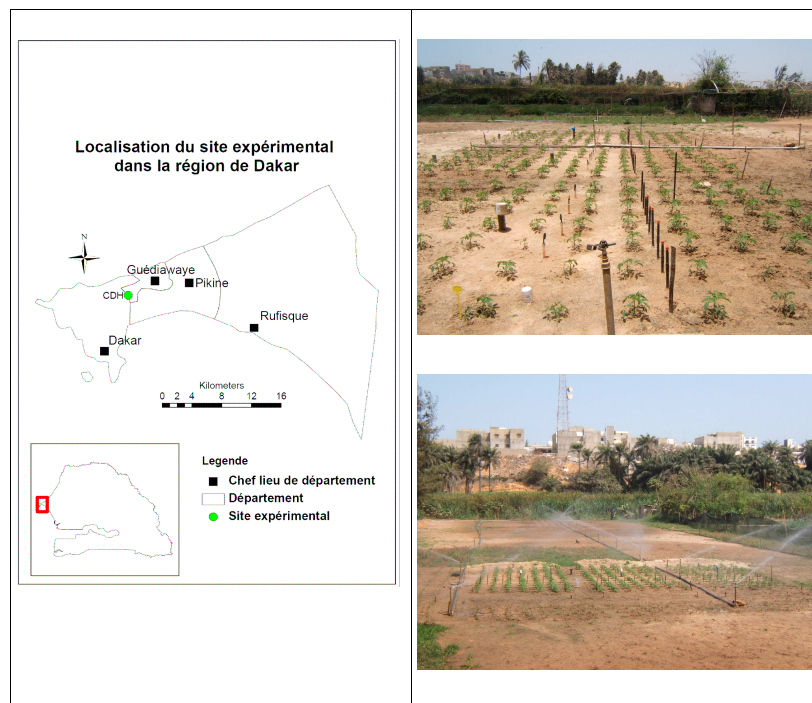


Fig. 5.1: Localisation et vues de la parcelle expérimentale



Fig. 5.2: Images du site et de la parcelle expérimentale dans la région de Dakar (Source : Google Earth)

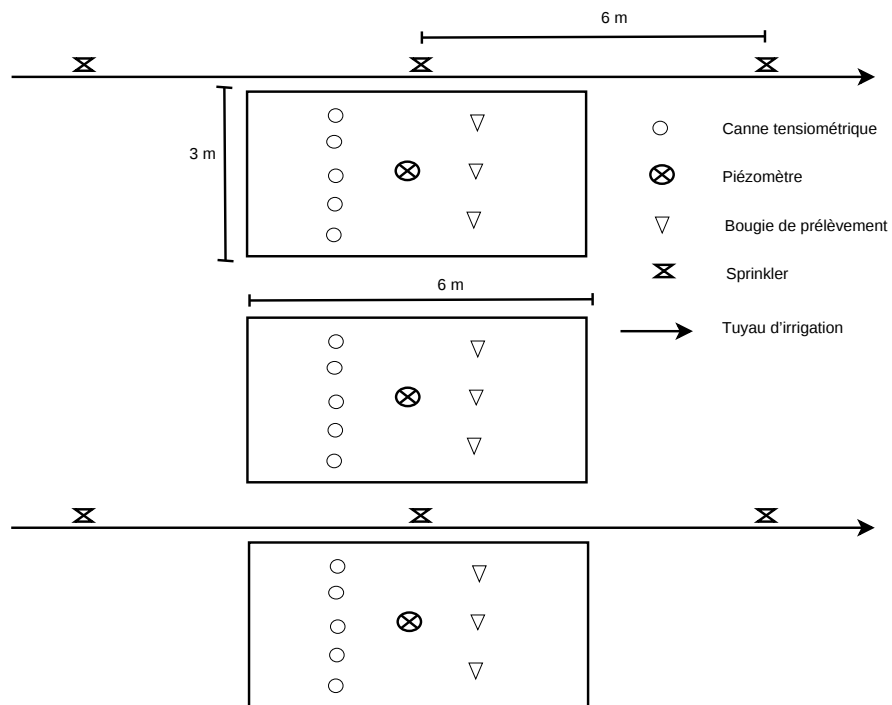


Fig. 5.3: Schéma du dispositif de la parcelle expérimentale

5.2.1.1 Le sol de la parcelle

Selon la classification de la FAO, le sol peut être considéré comme un Arénosol. Le profil de sol entre 0 et 130 cm (Fig. 5.4) montre un horizon A de couleur sombre entre 0 et 10 cm de profondeur correspondant à la profondeur atteinte par les outils manuels de travail du sol habituellement utilisés dans cette parcelle. La couleur du sol devient rouillée entre 10 et 30 cm de profondeur et à partir de 30 cm jusqu'à 130 cm, un horizon clair, pouvant être considérée comme albique, est observé. Sur chacun de ces horizons de couleurs différentes, un échantillon de sol a été prélevé pour une analyse chimique et une analyse de la composition granulométrique suivant les mêmes méthodes décrites au chapitre 4. Une analyse de la distribution de la taille des grains de diamètre (D) inférieur à 2 mm a aussi été effectuée par tamisage à sec sur des échantillons de 200 g de sol prélevés sur les différents horizons de sol. L'analyse de la partie passant le tamis de diamètre 63 μm n'a pas été jugée nécessaire vue sa quantité négligeable. Avant et après la culture, des échantillons de sols ont été prélevés à différentes profondeurs sur les 3 répétitions pour l'analyse du stock d'azote. La méthode par titrimétrie a été utilisée (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec et Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec, 2003). En pratique une quantité de 20 g de sol a été ajoutée à du KCl (2 M) et la solution a été agitée pendant 1 h. Ensuite, la solution du sol est distillée après ajout de MgO pour extraire l'azote ammoniacal. Sur le distillat l'azote ammoniacal est titré avec H_2SO_4 (N/200) en présence d'acide borique et d'un indicateur. Le nitrate est d'abord transformé en ammonium par ajout d'un alliage Déverda avant d'être titré.

5.2.1.2 Les conditions météorologiques

Les moyennes mensuelles de la température, de l'humidité de l'air, de l'évaporation bac, et de la durée de l'ensoleillement entre les mois de Mars et de Juillet sont obtenues au niveau de la station météorologique de Dakar-Yoff située dans la zone de l'aéroport de Dakar qui est distant de 6.6 km du site de l'essai. Pour le calcul de l'évapotranspiration potentielle avec la méthode FAO (ET_0) (Allen et al., 1998), les vitesses du vent mesurées au CDH durant les mois de mars à août des années précédentes ont été retenues vue qu'elles sont inférieures à celles obtenues à la station météorologique de Dakar-Yoff et vue la position de la parcelle. Cette différence des vitesses du vent mesurées peut s'expliquer par le fait que la station de l'aéroport est plus proche de l'océan. Le tableau 5.1 montre les valeurs des données météorologiques durant la période de l'expérience.



Fig. 5.4: Illustration de la partie supérieure du profil de sol observé entre 0 et 130 cm

5.2.2 Mise en place, suivi et entretien de la culture

La période de la culture s'étend du 12 mars 2008 (semis pépinière) au 3 juillet 2008 (dernière récolte). En excluant la durée de la pépinière qui est de 5 semaines, le temps d'occupation de la parcelle d'essai est de 2 mois 15 jours. La variété de tomate *Mongal* a été choisie notamment pour sa tolérance au Tild (virose) et son adaptation aux conditions climatiques de la période culturale.

5.2.2.1 Mise en place de la culture

Le semis de la pépinière est effectué le 12/03/2008 hors de la parcelle d'essai, sur des alvéoles avec l'utilisation de terreau en substrat pour horticulture professionnelle (marque *TREFTM*). L'irrigation de la pépinière a été effectuée de manière journalière et les plants ont atteint une taille suffisante pour le repiquage 5 semaines après le semis, soit le 18/04/08. La plantation a eu lieu le 18/04/08, soit 5 semaines après le semis de la pépinière, avec un espacement de 0.5 m entre les plants et 0.5 m entre les lignes. Chaque répétition contient 72 plants soit au total 216 plants

Tableau 5.1: Données météorologiques relevées durant l'expérience (Mars - Juin 2008).

	Mars	Avril	Mai	Juin
Précipitation météorique cumulée (mm)	0	0	0	8.9
Température journalière moyenne minimale (°C)	19.9	20.3	21.7	23.3
Température journalière moyenne maximale (°C)	26.9	26.7	27.3	29.7
Evaporation bac cumulée par mois (mm)	204.2	193.6	209.9	193.5
Humidité relative journalière maximale (%)	92	93	90	88
Humidité relative journalière minimale (%)	60	65	64	64
Durée journalière moyenne d'insolation (heures)	9.4	9.9	10.3	8.4
*Vitesse du vent (m s^{-1})	1.4	2.35	2.5	2.2

*Données obtenues sur le site durant des années précédentes

pour l'ensemble de la parcelle. Parmi les plants repiqués 98% ont continué un développement normal sur la parcelle, un deuxième repiquage a été réalisé pour le reste durant les jours suivants.

5.2.2.2 Observations effectuées sur la culture

Des observations ont été faites sur la culture jusqu'à l'apparition des signes de sénescence. Les dates correspondant à différents stades de développement de la culture ont été notées, ainsi que les signes de pathologies. Un thermomètre à rayon infrarouge " microscanner " a été utilisé pour comparer la température foliaire et la température de surface du sol afin de déceler un éventuel stress hydrique. Les récoltes ont été effectuées au fur et à mesure du mûrissement des fruits (soit 6 récoltes). Le rendement de la culture a été mesuré sur une surface de 2 m^2 dans chaque répétition. Un échantillon de parties aériennes de la plante (sans les fruits) a été prélevé et séché à l'air pour déterminer le rendement en matière sèche végétale. Un échantillon de fruits a aussi été collecté et séché à 65°C pendant 48 h pour déterminer le taux de matière sèche des fruits et analyser le taux d'azote avec la même méthode de combustion décrite au chapitre 4. Les autres paramètres de la culture tels que l'indice foliaire et les coefficients culturaux sont obtenus dans la littérature.

5.2.2.3 Travail du sol et fertilisation de la culture

Le labour du sol est effectué le 13/04/08 avec des outils manuels atteignant une profondeur de 5 à 10 cm environ. Le terrain a ensuite été

nivelé le 15/04/08 après l'épandage initial d'engrais NPK (10-10-20) à raison de 400 kg ha^{-1} . L'analyse d'un échantillon de cet engrais par la méthode de combustion (chapitre 4) a montré un taux d'azote de 9.7% comparable à la valeur mentionnée. Un apport de P-K (52-34) à raison de 200 kg ha^{-1} a été fait le 18/05/08 soit 1 mois après le repiquage. L'apport d'azote a été limité (apport uniquement à la plantation) sachant que des tests avec des bandelettes *Merckoquant* et un réflecteur *NitracheckTM* avaient montré que l'eau d'irrigation contient une quantité importante de nitrate. L'analyse de l'eau d'irrigation qui a été faite par la suite (section 5.2.5) permet d'estimer l'apport d'azote par irrigation à environ 120 kg N par hectare. A cause de l'eau d'irrigation contenant du nitrate, l'apport d'azote minéral est environ 30% supérieur à celui recommandé (chapitre 2) mais cette eau d'irrigation est la seule disponible et est aussi utilisée pour toutes les autres cultures effectuées sur le site. Pour tenir compte de cet apport plus important d'azote minéral, la fertilisation organique n'a pas été utilisée, contrairement aux recommandations. Un retournement superficiel de la surface du sol a été effectué 3 fois durant la culture pour éviter le développement de plantes parasites ou concurrentes et un tassement du sol qui pourrait générer un ruissellement.

5.2.2.4 Protection phytosanitaire de la culture

Au repiquage, une quantité de 5 g m^{-2} de carbofuran a été épandu sur le sol pour lutter contre le développement des nématodes qui peut être favorisé par la succession de cultures de tomate dans la parcelle. Par la suite tous les 15 jours et jusqu'au début de la fructification, du dicofol et du diméthoate sont utilisés en alternance pour lutter contre l'acariose bronzée. A partir du début de la fructification, du décis (deltaméthrine) qui a une rémanence faible a été utilisé à deux reprises pour préserver les fruits. Quelques propriétés physico-chimiques de ces substances actives habituellement utilisées dans la zone des Niayes sont indiquées au chapitre 4. D'après, les indices GUS de ces différents produits (section 4.3.1.3), le carbofuran présente le potentiel de lessivage le plus élevé ; les autres produits ont des indices GUS relativement faibles. Vers la fin de la culture, il a été noté sur quelques plants le repliement des feuilles et ceci peut être attribué au Tilc (virose). Mais cela n'a pas affecté le rendement de la culture qui est tolérante à cette pathologie.

5.2.2.5 Irrigation de la culture

Un système d'irrigation par aspersion a été utilisé sur la parcelle expérimentale. Le système comprend une pompe qui alimente un bassin à

partir d'un puits situé à une soixantaine de mètres de la parcelle d'essai. Une pompe de reprise installée dans le bassin alimente le réseau d'irrigation par asperseur. Le bassin est nettoyé tous les 15 jours pour lutter contre le développement d'algues et de champignons. Avant le repiquage, des pré-irrigations de 5 mm, 4.8 mm et 3 mm ont été effectuées respectivement les 15, 16 et 17/04/08. Après le repiquage une irrigation de 5.7 mm a été effectuée dans la même journée. Par la suite, les irrigations sont espacées de 1 à 3 jours maximum, jusqu'au 28/06/08, soit une semaine avant la fin de la culture. Pour la mesure de l'irrigation, deux pluviomètres au sol installés à côté de la parcelle et espacés d'environ 4 m sont utilisés. La quantité d'eau totale obtenue en prenant la moyenne des deux pluviomètres a donné une valeur de 329.5 mm (y compris les précipitations météoriques). Une uniformité parfaite ne peut pas être garantie dans ce type d'irrigation et cette uniformité dépend de paramètres comme la qualité du matériel, la vitesse du vent, la pression de service, l'espacement des rampes etc. Dans une parcelle irriguée comportant des pluviomètres disposés régulièrement, cette uniformité peut être mesurée par le coefficient CU (%) de Christiansen (1942) définie par :

$$CU = 100 \left(1 - \frac{\sum_1^n |h_i - h_m|}{nh_m} \right) \quad (5.1)$$

où : h_i est la hauteur d'eau mesurée par le pluviomètre i (mm) ;
 h_m est la moyenne des hauteurs d'eau mesurées par tous les pluviomètres (mm) et
 n est le nombre de pluviomètres (-).

Ce coefficient CU peut atteindre 80 à 90% dans le cas d'une irrigation performante. Dans le cadre de cette étude, le CU n'a pas été calculé mais l'uniformité peut être jugée moyenne au vu de la petite taille de la parcelle et du fait que les différences observées entre les deux pluviomètres était généralement faibles.

5.2.3 Calcul de l'évapotranspiration

A partir des moyennes mensuelles de la température et de l'humidité relative de l'air, le calcul de l'évapotranspiration potentielle journalière de référence ET_0 (Penman-Monteith), est effectué en utilisant la méthode décrite par Allen et al. (1998). Les coefficients cultureux K_c de la tomate (tableau 5.2) sont tirés d'un rapport de la Direction de l'Horticulture du Sénégal (1999). Ces coefficients sont similaires à ceux proposés par la FAO (Allen et al., 1998) et les périodes correspondantes aux différentes phases sont déduites de l'observation du cycle cultural. L'évapotranspiration maximum journalière est calculée avec la relation :

$$ETM = K_c.ET_0 \quad (5.2)$$

Cette valeur ETM correspond à l'évapotranspiration de la culture dans des conditions non limitantes de la disponibilité d'eau dans le sol. Mais dans le cas présent, l'irrigation n'est pas effectuée tous les jours et le sol n'est pas tous les jours assez humide pour permettre une évapotranspiration égale à ETM. Duwig (1998) cite une méthode décrite par Chopard et Siband (1988) et qui permet de calculer ETR (mm/j) à partir de ETP . Avec cette méthode, ETR est estimée à partir de l'évapotranspiration potentielle (ETP) par :

$ETR=ETP$ le jour où l'irrigation est effectuée et

$$ETR(j) = \frac{ETP(j)}{2j} \quad (5.3)$$

les jours suivants où il n'y a pas d'irrigation avec j le nombre de jours passés depuis la dernière irrigation, $j \geq 1$.

Cette méthode considère que le flux d'évaporation est limité par $ETP(j)/8$

à partir du cinquième jour sans irrigation, pour tenir compte du dessèchement du sol et de la participation des couches profondes à l'évaporation. En considérant que cette relation est valable pour une culture ayant une évapotranspiration maximale égale à ETP, cette méthode a été appliquée à la culture de tomate en remplaçant ETP par ETM dans la relation (5.3).

Tableau 5.2: Facteurs culturaux durant l'expérience (Mars - Juin 2008).

	Phase initiale	Phase de croissance	Mi-saison	Arrière saison
K_c (-)	0.85	0.85 à 0.86	1.05	0.6
Période	pépinière	1 à 17j (AP)*	18 à 47 j (AP)	48 j (AP) à la récolte

*AP : Après Plantation

5.2.4 Prélèvement de la solution du sol

Le prélèvement de la solution du sol a été effectué deux fois par semaine au moyen de bougies poreuses en céramique insérées à la profondeur de 60 cm. Au niveau de chaque répétition, trois bougies sont

utilisées pour assurer une quantité suffisante de prélèvement. Pour avoir un bon contact entre la bougie et le sol très sableux, un peu de boue a été utilisé localement. Un test effectué sur la solution de cette boue a montré l'absence de nitrate et la première solution recueillie a été jetée. Une seringue et des tuyaux capillaires sont utilisés pour provoquer une dépression d'environ 50 kPa (50-85 kPa) dans les cannes de prélèvement et récupérer les échantillons de solution du sol. Les échantillons sont recueillis dans des flacons appropriés et conservés au réfrigérateur en attendant leur analyse.

5.2.5 Analyse de l'eau d'irrigation et de la solution du sol

Des tests avec des bandelettes *Merckoquant*TM ayant montré que l'eau d'irrigation est chargée en nitrate, un prélèvement d'eau d'irrigation a donc été effectué chaque semaine pour déterminer la quantité d'azote apportée par l'irrigation. Les échantillons ont été recueillis dans des flacons appropriés et conservés au réfrigérateur en attendant leur analyse. Les échantillons d'eau d'irrigation de même que les prélèvements de solution du sol, ont été divisés en 2 lots et analysés, l'un dans un laboratoire de l'UCL et l'autre dans un laboratoire de l'ULg. L'analyse a porté sur les anions (principalement le nitrate et le nitrite), l'ammonium ainsi que le pH et la conductivité électrique. Au niveau de l'UCL, la méthode de chromatographie en phase liquide a été utilisée pour l'analyse des ions avec un instrument piloté par ordinateur. Cette technique permet de séparer les ions d'une solution en la faisant passer à travers une colonne de résine échangeuse d'ions. En fonction de l'affinité des ions sur la résine, il se forme dans la colonne un front d'avancée pour chaque ion et les différents ions en solution sont ainsi séparés à la sortie de la colonne. La détection des ions élués est réalisée par conductimétrie ou par spectrophotométrie UV. Le dosage des ions nécessite une calibration qui consiste à déterminer précisément le temps d'élution et la surface du pic associé au front d'avancée de chaque ion présent dans des solutions de référence. Pour les analyses effectuées à l'ULg, la méthode utilisée est l'électrophorèse capillaire. Cette technique permet la séparation des différentes espèces ioniques présentes dans l'échantillon, dans un capillaire de silice soumis à un important champ électrique (de 20 à 30 KV). Les ions ainsi séparés sont détectés en fin de capillaire sous forme d'un électrophorégramme qui est dépouillé à l'aide d'un logiciel informatique. Le pH et la conductivité électrique de tous les échantillons ont été mesurés avec des appareils munis d'électrodes spécifiques.

5.2.6 Suivi de l'humidité du sol et du niveau de la nappe

Dans chaque répétition, des tensiomètres insérés à 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70 et 80 cm de profondeur et un tensimètre SMS 2500 S (*SDECTM*) ont été utilisés pour mesurer l'évolution de la succion dans le sol. Les tensiomètres sont remplis à environ 2 cm de leur bord avec de l'eau claire directement prélevée du puits et dégazée par ébullition. Périodiquement (tous les quatre à cinq jours), le niveau d'eau des tensiomètres est contrôlé en fin de journée et réajusté si nécessaire. Les mesures de la succion du sol ont été faites presque tous les jours, qu'il y ait irrigation ou pas. Les mesures commencent le matin avant l'irrigation qui intervient généralement entre 10 h et 12 h. Après l'irrigation, les mesures sont effectuées à des pas de temps d'abord rapprochés (5, 10 et 15 minutes), puis devenant espacés de 2 ou 3 heures jusqu'à la fin de l'après midi (vers 18 h à 19 h). Sur chaque répétition, un relevé journalier du niveau de la nappe phréatique a été effectué à partir d'un piézomètre.

5.2.7 Détermination des paramètres hydrauliques du sol

5.2.7.1 Méthode utilisant l'extraction d'eau par le bac à sable et la cellule à pression

Principe et mise en oeuvre

Cette méthode a été utilisée pour déterminer la courbe de rétention sur des échantillons prélevés aux profondeurs 0-10, 10-30 et 30-80 cm. Elle consiste à extraire de l'eau d'un échantillon de sol contenu dans un cylindre kopecky de volume connu en appliquant des pressions croissantes. La différence de poids notée chaque fois qu'une valeur de pression est appliquée permet de calculer la teneur en eau volumique. La densité apparente sèche est obtenue en séchant les échantillons à l'étuve (105 °C) pendant 48 h à la fin de l'expérience. La méthode du bac à sable a été utilisée pour déterminer des couples de (θ, h) pour les pressions matricielles inférieures à 1 m tandis que pour les valeurs de pression supérieures à 1 m, la cellule à pression a été utilisée. La description de ces méthodes est faite respectivement par Nunzio et al. (2002) et par Dane et Topp (2002). La figure 5.5 montre la représentativité des sols de la parcelle par rapport à un ensemble d'échantillons prélevés au cours de la campagne de terrain dans l'ensemble de la zone des Niayes. La figure 5.6. montre l'ajustement effectué sur l'équation 2.12 afin de déterminer les paramètres de la courbe de rétention. Cet ajustement est effectué en minimisant l'expression :

$$\sum_1^p (\theta_{mod_i} - \theta_{exp_i})^2 \quad (5.4)$$

où :

θ_{mod_i} est la valeur de la teneur en eau volumique calculée avec le modèle pour une pression matricielle h donnée ;

θ_{exp_i} est la valeur expérimentale pour la même pression matricielle ; et p le nombre des couples de valeurs (θ, h) . La condition de Burdine est utilisée pour obtenir le paramètre de forme m à partir de n :

$$m = 1 - \frac{2}{n} \quad (5.5)$$

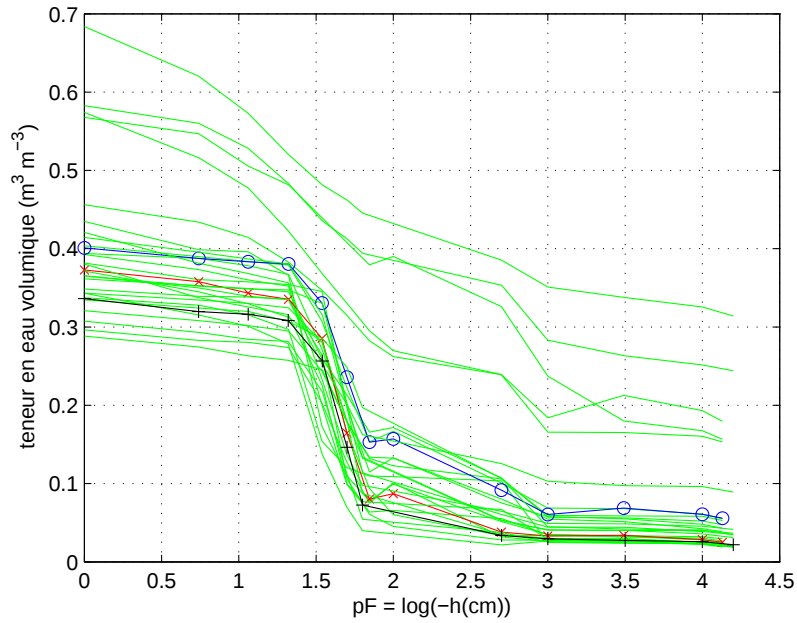


Fig. 5.5: Représentation de la courbe de rétention d'échantillons de sol de la parcelle expérimentale à 10 cm (-o-), 30 cm (-x-) et 70 cm (-+-) et d'un ensemble d'échantillons prélevés à plusieurs endroits de la zone des Niayes (traits simples continus).

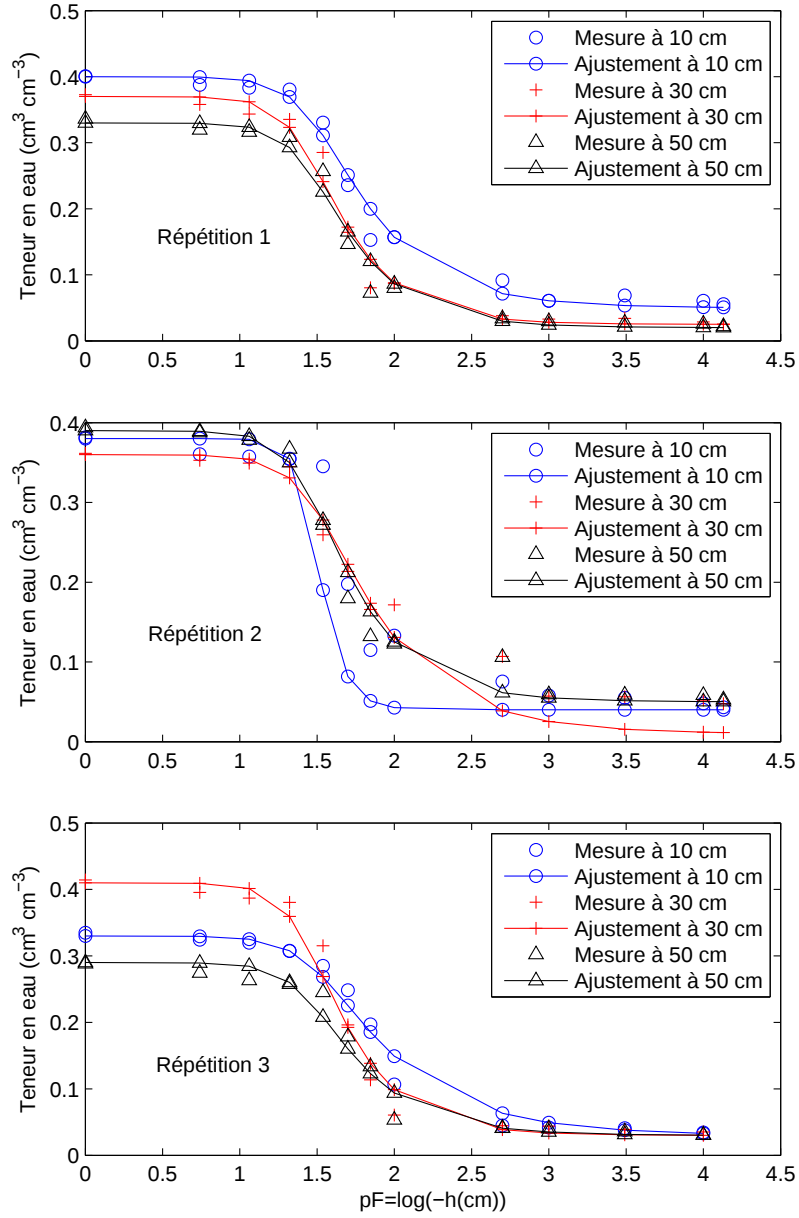


Fig. 5.6: Ajustement du modèle de van Genuchten (équation 2.12) pour la détermination des paramètres de la courbe rétention du sol de la parcelle.

5.2.7.2 Essais d'infiltration à charge nulle (Beerkan)

Principe

Pour déterminer les paramètres de la courbe de conductivité et de rétention d'eau du sol, la méthode Beerkan d'infiltration à charge nulle, décrite par Lassabatère et al. (2006) a été utilisée. Cette méthode est choisie en raison de la simplicité de sa mise en oeuvre, du peu de temps qu'elle nécessite et de son applicabilité in-situ. Elle admet la relation 2.12 de van Genuchten (1980), pour la courbe de rétention et la relation 5.6 de Brooks et Corey (1964) pour la courbe de conductivité.

$$K(\theta) = K_{sat} \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^\eta \quad (5.6)$$

où : θ est la teneur en eau volumique ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$) ;
 θ_s et θ_r sont respectivement les teneurs en eau volumiques à saturation et résiduelle ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$) et
 η un paramètre de forme égal à :

$$\eta = \frac{2}{\lambda} + 2 + p \quad (5.7)$$

où p est un paramètre de tortuosité et $\lambda = m.n$.
 La condition de Burdine est utilisée pour la relation entre m et n (équation 5.5).

Dans cette méthode, un cylindre est inséré dans le sol à 1 cm de profondeur environ, puis un certain nombre (10-15) de volumes d'eau connus sont versés successivement tout en notant le temps correspondant à l'infiltration complète de chacun d'eux (Fig. 5.8). Le taux d'infiltration $q(t)$ et l'infiltration cumulée $I(t)$ sont ainsi déterminés pour chaque volume d'eau ajouté. Des échantillons de sols ont été prélevés au début et à la fin de l'expérience pour déterminer l'humidité initiale θ_0 et l'humidité à saturation θ_s .

Les paramètres de forme m et de la courbe de rétention sont obtenus à partir de l'analyse granulométrique. En assumant que le rayon des pores est inversement proportionnel à la pression matricielle, une similarité est considérée entre la fonction de distribution cumulative de la taille des particules (FDCP) et la courbe de rétention. La FDCP est alors exprimée avec une expression semblable à l'équation 2.12 pour la courbe de rétention (Haverkamp et Parlange, 1986) :

$$F(D) = \left(1 + \left(\frac{D_g}{D}\right)^N\right)^{-M} \quad (5.8)$$

où

$F(D)$ est la distribution cumulative des particules ;

D est le diamètre des particules (m) ;

D_g est un paramètre d'échelle (m) ; et

M et N sont des paramètres de forme reliés par la relation :

$$M = 1 - \frac{2}{N} \quad (5.9)$$

Les paramètres M et N sont obtenus par l'ajustement de l'équation 5.8 aux résultats expérimentaux de la distribution cumulative de la taille des particules (Fig. 5.7).

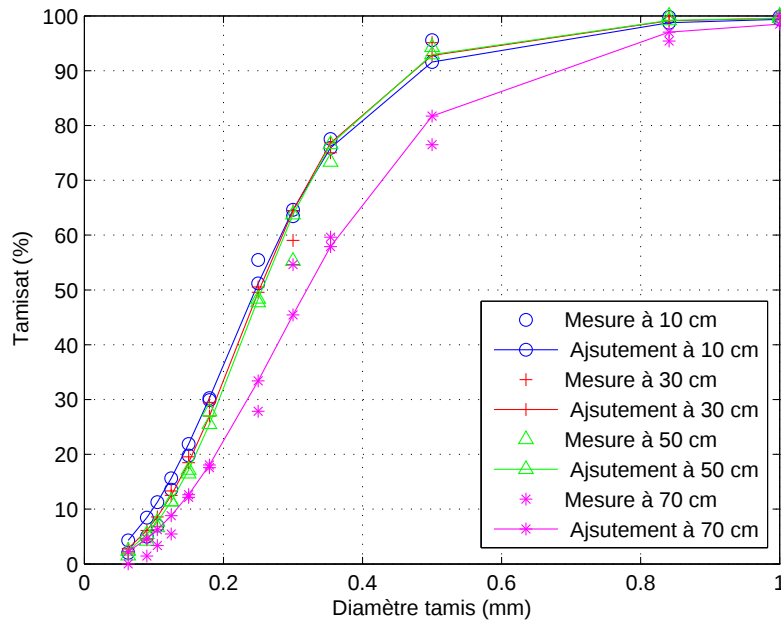


Fig. 5.7: Ajustement de l'équation 5.8. à la distribution cumulative de la taille des particules pour la détermination des paramètres M et N .

Un indice de forme p_m du médium est défini par la relation :

$$p_m = \frac{m \cdot n}{1 + m} \quad (5.10)$$

p_m est aussi obtenu par la relation :

$$p_m = p_M (1 + K)^{-1} \quad (5.11)$$

avec :

$$p_M = \frac{M \cdot N}{1 + M} \quad (5.12)$$

et

$$K = \frac{2s - 1}{2s(1 - s)} \quad (5.13)$$

où s est la dimension fractale du médium définie par :

$$(1 - \epsilon)^s + \epsilon^{2-s} = 1 \quad (5.14)$$

où ϵ est la porosité du sol qui est prise égale à la teneur en eau à saturation (θ_s).

Les paramètres m et n sont finalement calculés en considérant la solution positive de l'équation 5.15 et à partir de la relation 5.5 reliant m et n pour la condition de Burdine.

$$m = \frac{1}{p_m} \left(\sqrt{1 + p_m^2} - 1 \right) \quad (5.15)$$

La sorptivité S ($\text{m s}^{0.5}$), la conductivité à saturation Ks (m s^{-1}) et la valeur d'entrée d'air $1/\alpha$ (m) sont estimées à partir des résultats des essais d'infiltration à charge nulle.

Détermination de S

Lorsqu' à la limite supérieure du sol, une condition d'infiltration en charge est considérée, la sorptivité S ($\text{m s}^{-0.5}$) est définie comme étant le facteur de proportionnalité entre l'infiltration cumulée et la racine carrée du temps :

$$S = \frac{I(t)}{\sqrt{t}} \quad (5.16)$$

où $I(t)$ est l'infiltration cumulée (m) et t le temps (s).

La méthode de calcul de S décrite par Lassabatère et al. (2006) utilise des constantes A , B définies dans le cas spécifique où la relation de Brooks et Corey (équation 5.6) est considérée pour la conductivité hydraulique. Ces constantes dépendent de η , θ_s , de l'humidité volumique initiale (θ_0 ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$)), du rayon r_d de l'anneau utilisé (m) et d'autres constantes β et γ :

$$A = \frac{\gamma}{r_d (\theta_s - \theta_0)} \quad (5.17)$$

$$B = \frac{(2 - \beta)}{3} \left[1 - \left(\frac{\theta_0}{\theta_s} \right)^\eta \right] + \left(\frac{\theta_0}{\theta_s} \right)^\eta \quad (5.18)$$

où les valeurs de $\beta = 0.6$ et $\gamma = 0.75$ sont applicables pour la plupart des sols, lorsque $\theta_0 \leq 0.25 \theta_s$ (Haverkamp et al., 1994). La méthode considère que lorsque le régime à la limite supérieure est transitoire, $q(t)$ et $I(t)$ peuvent être obtenus par les relations (5.19) et (5.20) :

$$q(t) = \frac{S}{2\sqrt{t}} + (A(1 - \beta)S^2 + B.q_{+\infty}) \quad (5.19)$$

$$I(t) = S\sqrt{t} + (A(1 - \beta)S^2 + B.q_{+\infty})t \quad (5.20)$$

où $q_{+\infty}$ est la limite du taux d'infiltration (m s^{-1}) lorsque le temps t (s) devient grand.

Pour un nombre k de points (nombre de volumes d'eau) considéré en régime transitoire, le calcul de $S(k)$ est fait en minimisant une des fonctions objectives :

$$f(S, K_s, k) = \sum_{i=1}^{k-1} (q^{exp}(t_i^*) - q(t_i^*))^2 \quad (5.21)$$

$$f(S, K_s, k) = \sum_{i=1}^{k-1} (I^{exp}(t_i) - I(t_i))^2 \quad (5.22)$$

où :

$$q^{exp}(t_i^*) = \frac{I_{i+1} - I_i}{t_{i+1} - t_i} \quad (5.23)$$

$$t_i^* = \left(\frac{\sqrt{t_i} + \sqrt{t_{i+1}}}{2} \right)^2 \quad (5.24)$$

et $I^{exp}(t_i) = I_i$

La sorptivité S est sélectionnée parmi les valeurs de S_k , en imposant que k doit être supérieur à 5. Mais lorsque k est assez grand le régime n'est plus transitoire et une sorptivité maximum S_{MAX} (limite supérieure) est donc définie par la relation 5.25 :

$$S_{MAX} = MAX_{k=5\dots N_{tot}} \left[MIN \left(S_k (B = 0), \sqrt{\frac{q_{+\infty}^{exp}}{A}} \right) \right] \quad (5.25)$$

où $q_{+\infty}^{exp}$ est la pente de $I(t)$, en considérant une régression linéaire lorsque le temps t est suffisamment grand.

Parmi les valeurs de S_k répondant aux conditions spécifiées ci-dessus, celles qui correspondent au k le plus élevé est choisie avec la contrainte supplémentaire que le temps t doit être inférieur à $t_{max}(k)$ définie comme :

$$t_{max} = \frac{1}{4(1-B)^2} t_{grav} \quad (5.26)$$

où t_{grav} est le temps gravitaire défini par Philip (1969).

$$t_{grav} = \frac{S^2}{K_s} \quad (5.27)$$

Détermination de K_{sat} et $1/\alpha$

La sorptivité S étant déterminée, les valeurs de K_s et de $1/\alpha$ sont calculées avec les relations 5.28 et 5.29 :

$$q_{\infty}^{xp} = AS^2 + K_s \quad (5.28)$$

$$h_g = - \frac{S^2}{C_p (\theta_s - \theta_0) \left[1 - \left(\frac{\theta_0}{\theta_s} \right)^\eta \right] K_s} \quad (5.29)$$

où :

$$C_p = \Gamma \left(1 + \frac{1}{n} \right) \left[\frac{\Gamma(m\eta - \frac{1}{n})}{\Gamma(m\eta)} + \frac{\Gamma(m\eta + m - \frac{1}{n})}{\Gamma(m\eta + m)} \right] \quad (5.30)$$

Réalisation des essais

Dans chaque répétition, un essai d'infiltration à charge nulle a été effectué à 0, 10, 20, 30, 40, 50, 60 et 70 cm de profondeur (Fig. 5.8). Un cylindre en PVC de rayon 7.5 cm et des volumes d'eau de 140 ml ont été utilisés. Un volume de 100 cm³ de sol non perturbé est prélevé à chaque

essai pour déterminer la densité du sol. Les prélèvements de sol effectués en début et en fin d'essai ont été séchés à l'étuve pour déterminer l'humidité volumétrique initiale et à saturation.

Les paramètres M et N sont estimés à partir de la distribution granulométrique de sols prélevés à 10, 30, 50 et 70 cm (Fig. 5.7), pour la détermination des paramètres de forme m et n de la courbe de rétention. Les prélèvements pour l'analyse granulométrique n'ont pas été répétés par profondeur.



Fig. 5.8: Réalisation d'un essai d'infiltration à charge nulle (Beerkan).

5.2.7.3 Essais d'infiltration à charge

Principe

Cette méthode a été utilisée pour obtenir la conductivité hydraulique à saturation au champ avec le mode opératoire décrit par van Es et al. (1999). Un infiltromètre à charge de type Mariotte permet de réaliser les opérations. L'appareil est composé d'un cylindre à insérer en partie dans le sol et d'un tuyau muni de graduations qui est posé sur le cylindre et qui permet de l'alimenter en eau en mesurant le débit d'infiltration (Fig. 5.9). Ce tuyau comporte un tube d'entrée d'air qui permet de maintenir la

pression atmosphérique à la surface de l'eau dont le niveau reste constant dans le cylindre. Il permet aussi d'ouvrir un orifice à la base du tube pour le passage d'eau dans le cylindre. L'infiltrabilité à saturation au champ i_{fs} (m s^{-1}) (considérée comme étant la conductivité hydraulique à saturation) est obtenue avec la relation :

$$i_{fs} = \frac{G.Q}{a.H + \pi.a^2.G + \frac{a}{\alpha^*}} \quad (5.31)$$

où :

G est un paramètre de forme (-) déterminé à partir de la solution numérique en 3 D de l'équation de Richards ;

Q est le débit d'infiltration en régime permanent ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) ;

a est le rayon du cylindre (m) ;

H est la charge d'eau à l'intérieur du cylindre (m) et

α^* est un paramètre lié à la fonction de la conductivité hydraulique (m^{-1}).

Réalisation des essais

Ces essais d'infiltration à charge ont été effectués après la récolte dans chaque répétition à 0, 10, 20, 30, 40, 50, 60 et 70 cm de profondeur (Fig.5.9). Le cylindre utilisé a un rayon intérieur de 7.5 cm et est inséré à 7.6 cm dans le sol pour les mesures. Le tuyau d'alimentation en eau a un diamètre de 4.1 cm et une hauteur de 95 cm. Après avoir saturé le sol sans en perturber la surface, le temps correspondant à un volume d'eau infiltré en régime permanent est noté pour le calcul du débit d'infiltration. La valeur de G a été fixée à 0.552 pour l'appareil utilisé et α^* est supposé égal à 12 (van Es et al., 1999).

5.2.7.4 Détermination de la teneur en eau et de la conductivité hydraulique

La teneur en eau volumique du sol θ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) est calculée à partir de la pression matricielle h (m) obtenue avec les mesures tensiométriques. Les équations (2.12) et (5.6) sont utilisées respectivement pour les relations $\theta - h$ et $k - \theta$ avec :

- d'une part, les paramètres m , n , θ_s , α de la courbe de rétention et la conductivité hydraulique à saturation K_{sat} obtenus avec la méthode Beerkan. La teneur en eau résiduelle θ_r n'étant pas déterminée avec cette méthode, celle obtenue avec la méthode d'extraction d'eau (cellule à pression) est utilisée.

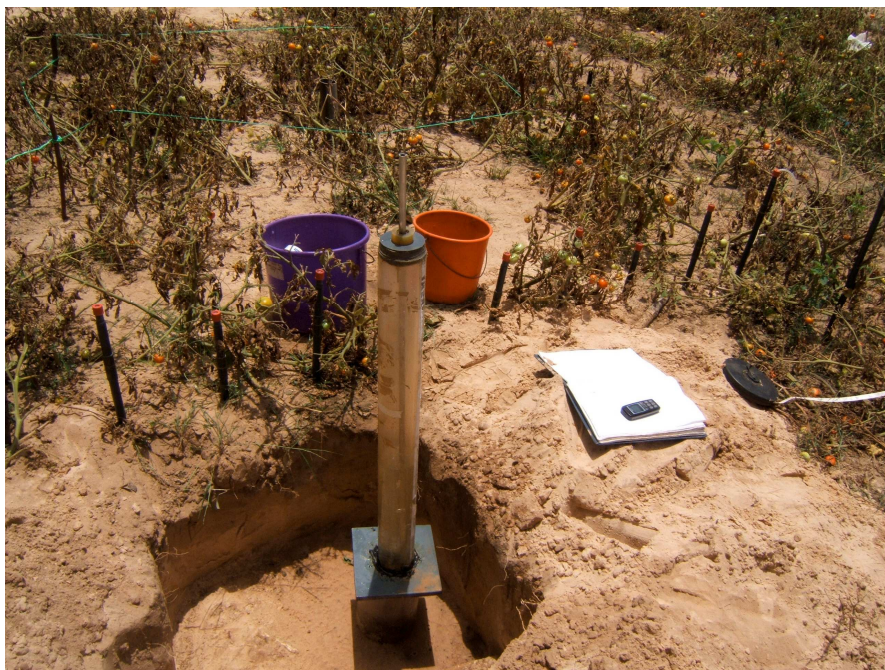


Fig. 5.9: Réalisation d'un essai d'infiltration à charge.

- d'autre part, les paramètres m , n , θ_s , θ_r et α de la courbe de rétention issus de la méthode d'extraction d'eau et la conductivité hydraulique à saturation K_{sat} obtenue avec l'infiltrométrie à charge.

5.3 Résultats et discussions

5.3.1 Résultats d'analyse de sol

L'analyse de sol entre la surface et 80 cm de profondeur (tableau 5.3) montre une fraction de sable très élevée ($\geq 90\%$) qui augmente en profondeur. La taille des particules est pour l'essentiel comprise entre 1 et 0.063 mm. Le sol a un faible taux de matière organique qui, pratiquement n'est présente que sur l'horizon de surface. La capacité d'échange cationique est aussi relativement faible et décroissante avec la profondeur. Les bases échangeables évoluent dans le même sens avec une prédominance de Ca^{++} et leur somme est supérieure au CEC. Donc il y a une sursaturation en bases échangeables qui a été déjà observée sur des sols de la zone des Niayes durant la campagne de terrain (chapitre 4). Le pH-eau du sol est légèrement basique alors que la conductivité électrique (CE)

est relativement faible. L'analyse de sols prélevés sur les 3 répétitions à différentes profondeurs avant et après la culture a montré de très faibles quantités d'azote.

Tableau 5.3: Résultats d'analyse de sol de la parcelle.

Paramètres	Horizon	Horizon	Horizon
	0-10 cm	10-30 cm	30-80 cm
Composition granulométrique			
Sable (%)	94.3	97.4	100
Limon (%)	3.2	0.7	0
Argile (%)	2.5	1.9	0
$0.063 \leq D < 1 \text{ mm}$ (%)	94.95	98.25	99.99
$D < 0.063 \text{ mm}$ (%)	5.05	2	0.01
Autres paramètres physico-chimiques			
Densité (g cm^3)	1.52	1.6	1.52
Matière organique (%)	0.14	0.05	0
Carbone total (%)	0.14	0.05	0
Azote total (%)	0.12	0.02	0
Ca (cmoleq kg^{-1})	4.73	1.04	0.35
K (cmoleq kg^{-1})	0.2	0.08	0.06
Mg (cmoleq kg^{-1})	1.24	0.37	0.25
Na (cmoleq kg^{-1})	0.27	0.11	0.10
CEC (cmoleq kg^{-1})	2.32	1.07	0.34
pH/eau (-)	8.34	8.12	7.82
CE (dS m^{-1})	0.078	0.039	0.027

D : Diamètre des grains ; CE : Conductivité électrique.

5.3.2 Observations sur la culture

Le cycle de la culture est de 110 jours dont 35 jours en pépinière et 75 jours en plein champ. La culture s'est bien comportée dans l'ensemble avec comme résultat un bon rendement. La récolte s'est étalée sur une période de 3 semaines. Les taux d'azote observés dans les parties aériennes et dans les fruits sont comparables. Les taux de carbone dans ces parties de la plante sont aussi peu différents. Le tableau 5.4 résume les observations effectuées sur la culture.

5.3.3 Evolution de l'évapotranspiration

La figure 5.10 montre l'évolution de l'évapotranspiration potentielle de référence (ET_0), l'évapotranspiration maximale (ETM) et l'évapotranspiration réelle (ETR) estimées avec la méthode décrite à la section 5.2.3. La méthode utilisée permet de reproduire une évapotranspiration réelle qui est réduite par rapport à l'évapotranspiration maximale pour

Tableau 5.4: Observations effectuées sur la culture.

Observations	Résultats
Durée du cycle cultural (j)	90
Début floraison	09/05/08
Début fructification	19/05/08
1ère récolte	12/06/08
Signe de pathologies	Feuilles déformées sur certains plants (Tilc ?)
Signe de stress hydrique	peu significatif
Rendement moyen en fruits (tonnes/ha)	41
Matière sèche [tiges et feuilles (tonnes/ha)]	1.76
Taux de matière sèche des fruits (%)	6.5
Taux de N dans fruits (% de matières sèches)	2.48
Taux de N dans feuilles (% de matières sèches)	2.57
Taux de C dans fruits (% de matières sèches)	41.21
Taux de C dans feuilles (% de matières sèches)	38.62

les jours où l'irrigation n'est pas effectuée. Cette procédure semble réaliste en tenant compte du fait qu'avec l'infiltration et les valeurs d'évaporation assez importantes, la disponibilité de l'eau du sol diminue rapidement sur l'horizon de surface.

5.3.4 Paramètres de rétention d'eau du sol

Les paramètres de la courbe de rétention d'eau du sol déterminés d'une part avec la méthode Beerkan et d'autre part avec la méthode d'extraction d'eau (bac à sable et cellule à pression) sont mentionnés respectivement dans les tableaux 5.5 et 5.6. Suivant les résultats de l'observation du profil de sol (estion 5.2.1.1), les variables mesurées aux différentes profondeurs ont été moyennées sur les horizons 0-10, 10-30 et 30-80 cm.

Avec la méthode Beerkan, les valeurs de n varient entre 3.1 et 3.6 de la surface en profondeur, pour une valeur de m qui varie entre 0.35 et 0.44. Les mêmes valeurs de m et n sont considérées sur les trois répétitions car l'analyse granulométrique n'a pas été répétée par profondeur. Etant donné l'homogénéité de la texture du sol et la petite taille de la parcelle, les valeurs de m et n obtenues à partir de l'analyse granulométrique ne devraient pas être très variables sur une même profondeur. Sur les trois répétitions, la teneur en eau volumique à saturation θ_s varie en moyenne de la surface en profondeur entre 0.36 et 0.31 $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Le coefficient de variation (CV) de θ_s est compris entre 0.082 et 0.013 avec une valeur plus

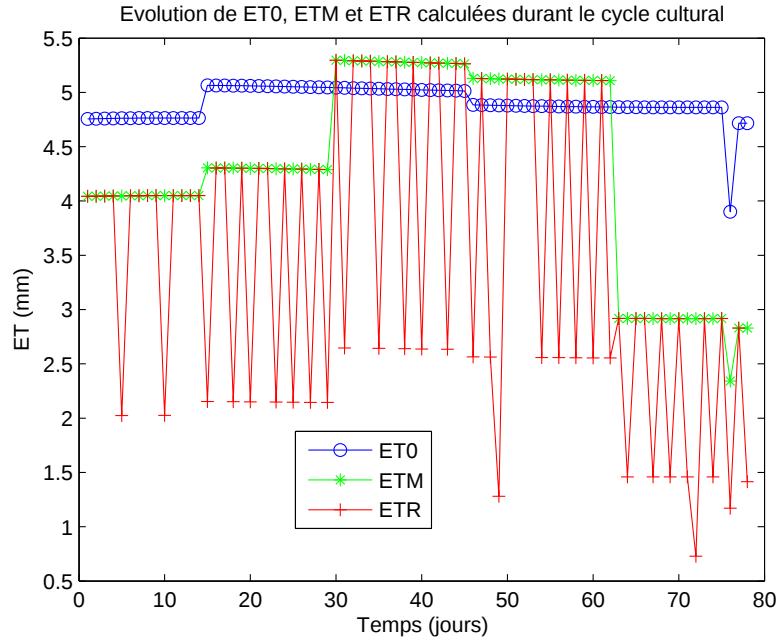


Fig. 5.10: Evolution de l'évapotranspiration potentielle de référence (ET_0), de l'évapotranspiration maximale (ETM) et de l'évapotranspiration réelle (ETR) de la culture.

grande pour l'horizon 10-30 cm et une valeur plus faible pour l'horizon 30-70 cm. L'inverse de la valeur d'entrée d'air est en moyenne compris entre 0.07 cm^{-1} sur l'horizon 0-10 cm et 0.115 cm^{-1} sur l'horizon 30-70 cm, soit respectivement des valeurs d'entrée d'air h_g correspondantes de 14.3 cm et 8.7 cm. Sur les trois parcelles, le coefficient de variation est plus important pour α que pour θ_s et est compris entre 0.13 sur l'horizon 10-30 cm et 0.335 sur l'horizon 30-70 cm. Les paramètres obtenus avec la méthode Beerkan indiquent un drainage rapide du sol et une capacité de stockage faible à cause de la valeur d'entrée d'air relativement faible. Ces caractères sont plus marqués pour l'horizon 30-70 cm.

Avec la méthode d'extraction d'eau utilisant le bac à sable et la cellule à pression, les valeurs de n sont en moyenne comprises entre 2.97 sur l'horizon 10-30 cm à 3.26 sur l'horizon 30-70 cm, pour des valeurs de m comprises entre 0.33 et 0.39. Les coefficients de variation sont compris entre 0.02 et 0.07 pour n et entre 0.04 et 0.14 pour m . La teneur en eau volumique à saturation est en moyenne comprise entre 0.32 et 0.39 avec

un coefficient de variation qui se situe entre 0.05 et 0.07. La valeur la plus grande de θ_s est pour l'horizon 10-30 et celle la plus petite pour l'horizon 30-70 cm. La teneur en eau volumique résiduelle θ_r varie en moyenne entre 0.05 sur l'horizon 0-10 cm et 0.02 sur l'horizon 30-70 cm. Les coefficients de variation de θ_r sont compris entre 0.13 et 0.38. L'inverse de la valeur d'entrée d'air varie en moyenne entre 0.036 et 0.034 cm^{-1} , ce qui correspond respectivement à des valeurs d'entrée d'air de 27.6 et 29.8 cm.

La comparaison de la méthode Beerkan (méthode 1) et de la méthode par extraction d'eau (méthode 2) montre que les valeurs des paramètres de formes m et n obtenues avec les deux méthodes sont comparables (Tableaux 5.5 et 5.6). Les valeurs de θ_s obtenues avec la méthode 2 sont légèrement plus grandes. Les différences se situent surtout sur les valeurs de α ; les valeurs de α obtenues avec la méthode 2 sont environ 2 fois plus grandes que celles obtenues avec la méthode 1. Ces différences peuvent s'expliquer par les imprécisions sur les modes opératoires. Par exemple, pour le bac à sable, une insuffisance de la pression appliquée peut expliquer les valeurs d'entrée d'air relativement élevées. Ce défaut peut être lié à l'appareillage ou à une durée insuffisante d'application des succions de faibles valeurs (une durée d'application de 5 jours a été adoptée). D'une manière générale, les coefficients de variation relativement faibles obtenus avec les deux méthodes montrent que le sol est assez homogène et peu structuré.

Tableau 5.5: Paramètres du modèle de van Genuchten de la courbe de rétention obtenus avec la méthode Beerkan.

	θ_s (cm ³ cm ⁻³)	n	m	α (cm ⁻¹)
Profondeur 10 cm				
Répétition 1	0.35	3.1	0.35	0.10
Répétition 2	0.36	3.1	0.35	0.07
Répétition 3	0.36	3.1	0.35	0.07
Moyenne	0.355	3.1	0.35	0.08
CV (-)	0.024	-	-	0.22
Profondeur entre 10 - 30 cm				
Répétition 1	0.36	0.08	3.4	0.41
Répétition 2	0.35	3.4	0.41	0.08
Répétition 3	0.31	3.4	0.41	0.064
Moyenne	0.342	3.4	0.41	0.07
CV (-)	0.082	-	-	0.13
Profondeur 30 - 80cm				
Répétition 1	0.306	3.6	0.44	0.15
Répétition 2	0.312	3.6	0.44	0.11
Répétition 3	0.314	3.6	0.44	0.07
Moyenne	0.310	3.6	0.44	0.115
CV (-)	0.0135	-	-	0.335

Tableau 5.6: Paramètres du modèle de van Genuchten de la courbe de rétention obtenus par extraction d'eau (bac à sable et cellule à pression).

	θ_s (cm ³ cm ⁻³)	θ_r) (cm ³ cm ⁻³)	n	m	α (cm ⁻¹)
Profondeur 10 cm					
Répétition 1	0.40	0.05	3.00	0.33	0.032
Répétition 2	0.36	0.04	2.90	0.31	0.032
Répétition 3	0.38	0.04	3.00	0.33	0.036
Moyenne	0.38	0.04	2.97	0.33	0.034
CV (-)	0.05	0.13	0.02	0.04	0.062
Profondeur 10 - 30 cm					
Répétition 1	0.37	0.03	3.29	0.39	0.037
Répétition 2	0.39	0.05	3.18	0.37	0.036
Répétition 3	0.41	0.03	3.30	0.39	0.031
Moyenne	0.39	0.04	3.26	0.39	0.035
CV (-)	0.05	0.38	0.02	0.03	0.090
Profondeur 30 - 80 cm					
Répétition 1	0.33	0.02	3.20	0.38	0.036
Répétition 2	0.33	0.03	2.80	0.29	0.037
Répétition 3	0.29	0.03	3.10	0.35	0.036
Moyenne	0.32	0.03	3.03	0.34	0.036
CV (-)	0.07	0.22	0.07	0.14	0.019

CV : coefficient de variation

5.3.5 Conductivité hydraulique du sol

5.3.5.1 Conductivité hydraulique à saturation obtenue avec les différentes méthodes

Les conductivités hydrauliques à saturation K_{sat} obtenues avec l'infiltrométrie à charge et avec la méthode Beerkan, entre la surface du sol et 70 cm de profondeur, sont mentionnées dans le tableau 5.7.

Pour la méthode Beerkan, K_{sat} varie en moyenne sur les 3 répétitions de $5 \cdot 10^{-5}$ à $9.2 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ avec un coefficient de variation compris entre 0.001 et 0.44. La valeur moyenne de K_{sat} est légèrement plus grande sur l'horizon 30 - 80 cm.

Pour la méthode d'infiltrométrie à charge, K_{sat} varie entre $1.9 \cdot 10^{-4}$ et $0.95 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ avec un coefficient de variation compris entre 0.1 et 0.2. La valeur de K_{sat} est aussi légèrement plus importante sur l'horizon 30 - 80 cm. La valeur de K_{sat} obtenue par la méthode d'infiltrométrie à charge est environ deux à trois fois plus grande que celle obtenue avec la méthode Beerkan. Les coefficients de variation peu élevés montrent que le sol est relativement homogène.

Tableau 5.7: Conductivité à saturation K_{sat} (10^{-3} m s^{-1}) mesurée avec les différentes méthodes.

Profondeur (cm)	Répétition 1	Répétition 2	Répétition 3	Moyenne	CV (-)
infiltromètre à charge					
0-10	0.093	0.096	0.079	0.095	0.1
10-20	0.155	0.140	0.113	0.15	0.14
20-30	0.144	0.111	0.133	0.13	0.13
30-40	0.149	0.102	0.145	0.12	0.2
40-50	0.137	0.189	0.200	0.16	0.2
50-60	0.128	0.175	0.180	0.15	0.19
60-70	0.185	0.203	0.137	0.19	0.17
70-80	0.161	0.148	0.123	0.15	0.13
infiltromètre à charge nulle (Beerkan)					
0-10	0.036	0.058	0.077	0.057	0.36
10-20	0.058	0.041	-	0.05	0.23
20-30	-	0.057	0.076	0.067	0.2
30-40	0.063	0.057	0.058	0.06	0.055
40-50	0.051	0.057	0.087	0.065	0.29
50-60	0.063	0.063	-	0.063	0.001
60-70	0.075	-	0.11	0.092	0.27
70-80	0.12	0.049	0.073	0.08	0.44

CV : coefficient de variation

5.3.5.2 Courbes de conductivité hydraulique

Les figures 5.11 et 5.12 montrent les courbes de conductivité hydraulique obtenues à différentes profondeurs :

- d’une part en utilisant la conductivité hydraulique à saturation K_{sat} et les paramètres m et n obtenus avec la méthode Beerkan (méthode 1) ;
- d’autre part en utilisant la conductivité hydraulique à saturation K_{sat} obtenue avec l’infiltrométrie à charge et les paramètres m et n obtenus avec la méthode d’extraction d’eau (bac à sable et cellule à pression (méthode 2)).

Avec les deux méthodes, la conductivité hydraulique $K(\theta)$ à 10, 20 et 50 cm de profondeur croît rapidement lorsque la teneur en eau volumique dépasse $0.15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Cette croissance de $K(\theta)$ est plus rapide à 50 cm de profondeur.

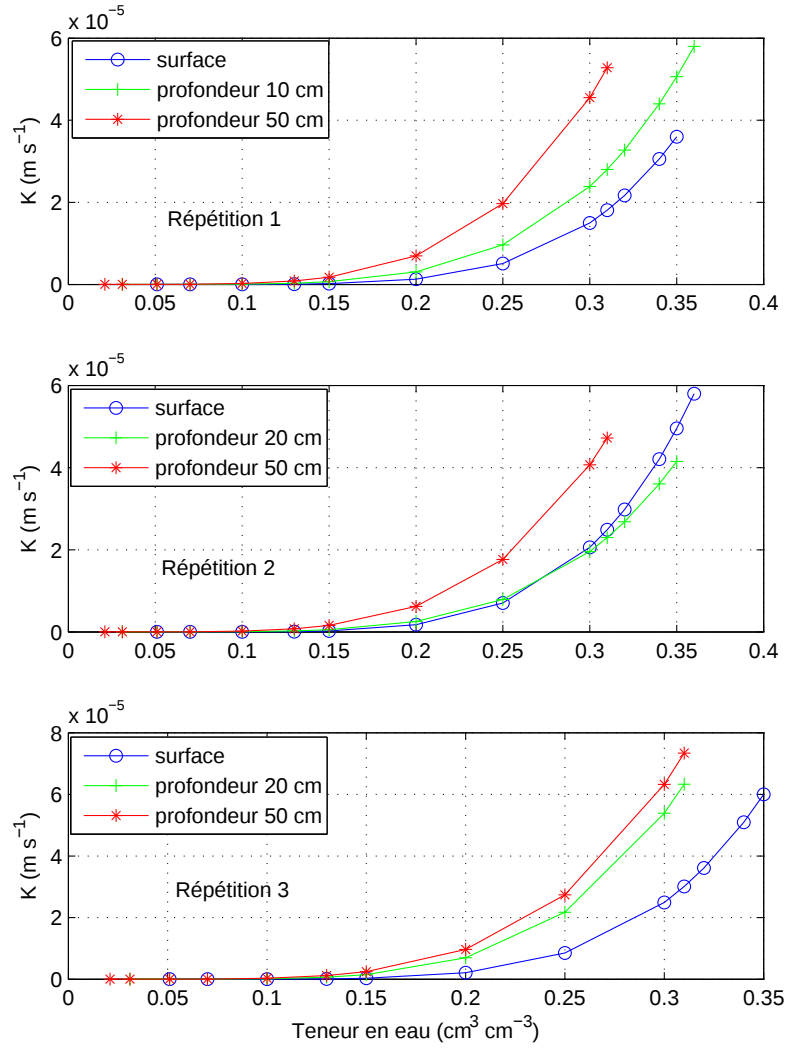


Fig. 5.11: Courbes de conductivité hydraulique obtenues avec les paramètres tirés de la méthode Beerkan. Le modèle de Brooks et Corey (équation 5.6) est utilisé avec $m=1-2/n$

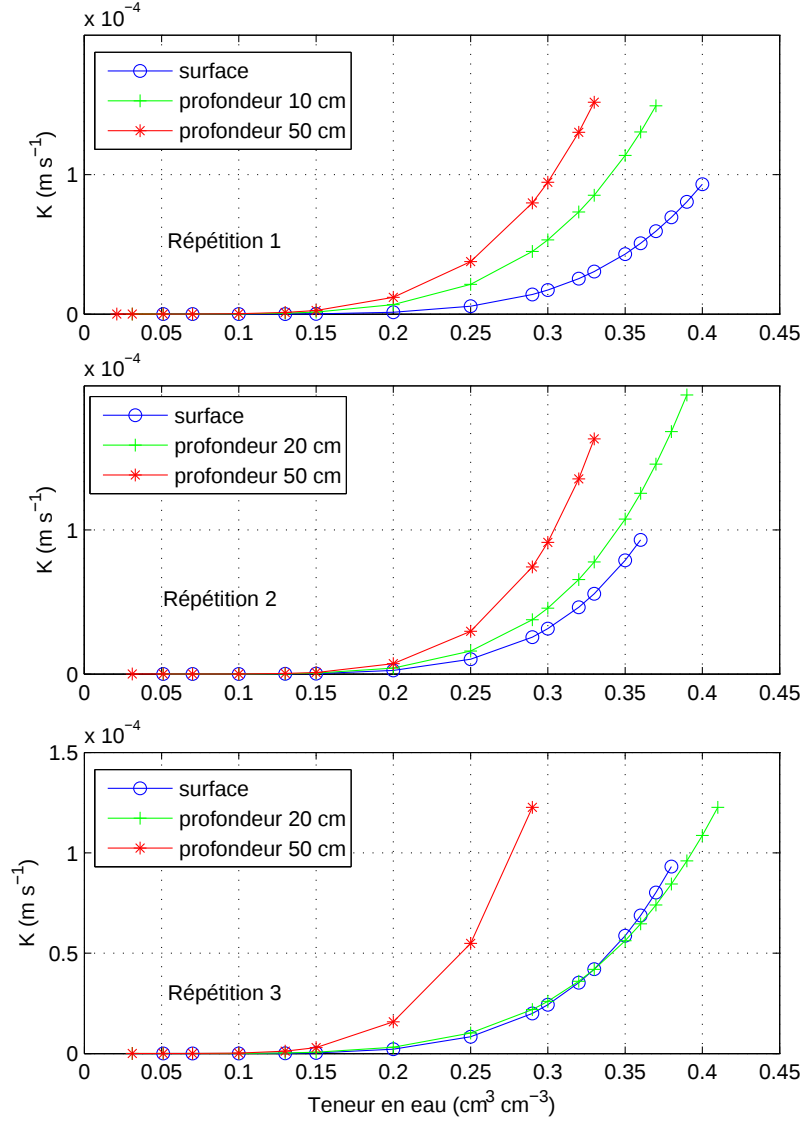


Fig. 5.12: Courbes de conductivité hydraulique obtenues avec les paramètres tirés de la méthode d'extraction d'eau (bac à sable et cellule à pression) et de la méthode d'infiltrométrie à charge. Le modèle de Brooks et Corey (équation 5.6) est utilisé avec $m=1-2/n$

5.3.6 Evolution des conditions hydriques du sol

5.3.6.1 Niveau de la nappe

Au cours de l'expérience, la nappe phréatique a baissé de 11 cm en moyenne en passant de 121 à 132 cm de profondeur, malgré l'irrigation. Cela peut s'expliquer par le fait qu'elle présente une pente descendante d'environ 1.5% dans le sens de l'intérieur de la cuvette vers où s'effectue donc un drainage (Fig. 5.13).

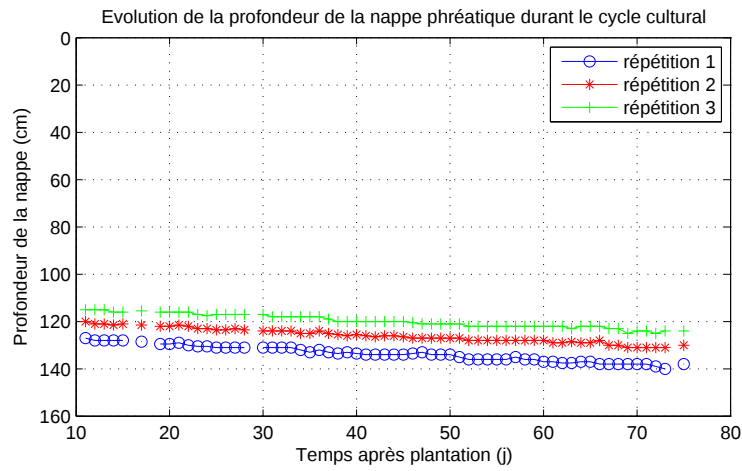


Fig. 5.13: Evolution de la profondeur de la nappe phréatique dans les 3 répétitions durant le cycle cultural.

5.3.6.2 Evolution des profils de charge au cours du cycle cultural

L'évolution du profil de charge hydraulique mesurée à 17 h (soit au moins 5 h de temps après l'irrigation) sur les 3 répétitions est montrée sur les figures 5.14, 5.15 et 5.16.

A la plantation (18/04), le profil de charge montre que le sol est plus humide en surface, à cause des pré - irrigations effectuées. La charge hydraulique varie peu entre 60 et 80 cm de profondeur et le même type de profil est observé le 28/04 et le 07/05 sur les 3 répétitions. A la date du 17/05, la charge hydraulique devient nettement plus faible en surface et demeure toujours peu variable entre 60 et 80 cm de profondeur. Ensuite sur les répétitions 1 et 2, la charge hydraulique diminue rapidement entre la surface et 40 cm de profondeur pour remonter entre 40 cm et 60 cm de profondeur. Sur la répétition 3, la profondeur où la charge hydraulique

devient la plus faible se situe à 30 cm. L'augmentation de la charge entre 40 cm et 60 cm sur les répétitions 1 et 2 peut s'expliquer par le fait que l'extraction d'eau par les racines n'atteint pas cette zone. Cette remontée de la charge se situe entre 30 cm et 60 cm de profondeur sur la répétition 3 et peut aussi s'expliquer par une extraction d'eau limitée à 30 cm de profondeur, étant donné que la nappe phréatique est moins profonde dans cette répétition. La valeur peu variable de la charge entre 60 et 80 cm de profondeur sur les trois répétitions peut s'expliquer par la présence de la nappe phréatique peu profonde (à environ 1.3 m). Donc avec le développement de la culture, le sol devient de plus en plus sec jusqu'à une certaine profondeur (30 cm à 40 cm) où la charge hydraulique est minimale et qui correspondrait à la profondeur maximale d'extraction d'eau. La valeur minimale de la charge hydraulique est plus faible pour la répétition 1 suivie de la répétition 2 et de la répétition 3. Cela peut s'expliquer par la profondeur de la nappe qui diminue progressivement de la répétition 1, à la répétition 3 et par des écoulements horizontaux, vu que la pente du terrain n'est pas négligeable.

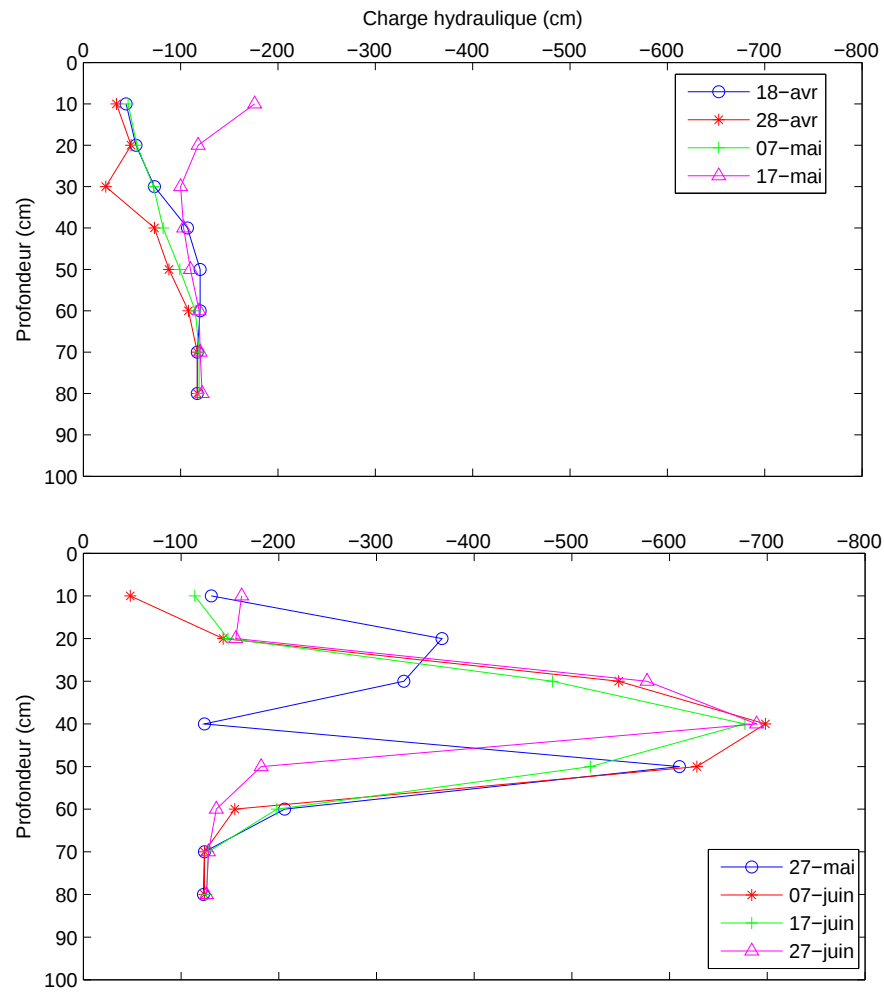


Fig. 5.14: Evolution du profil de charge hydraulique mesurée à 17 h durant le cycle cultural : Répétition 1.

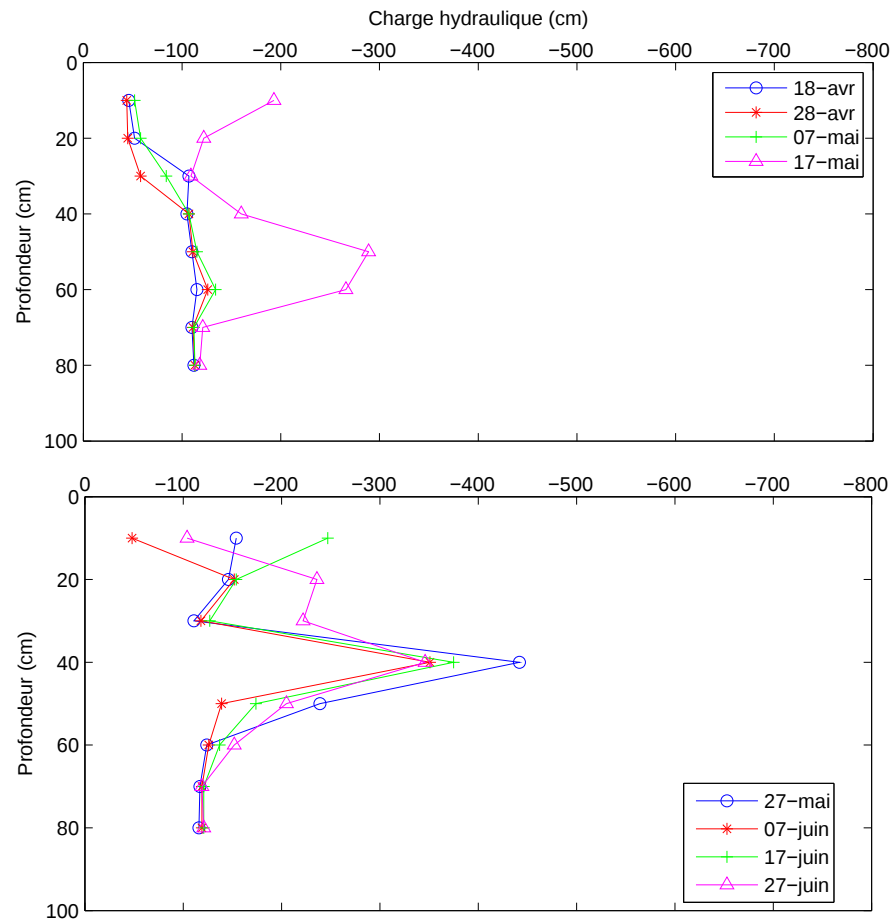


Fig. 5.15: Evolution du profil de charge hydraulique mesurée à 17 h durant le cycle cultural : Répétition 2.

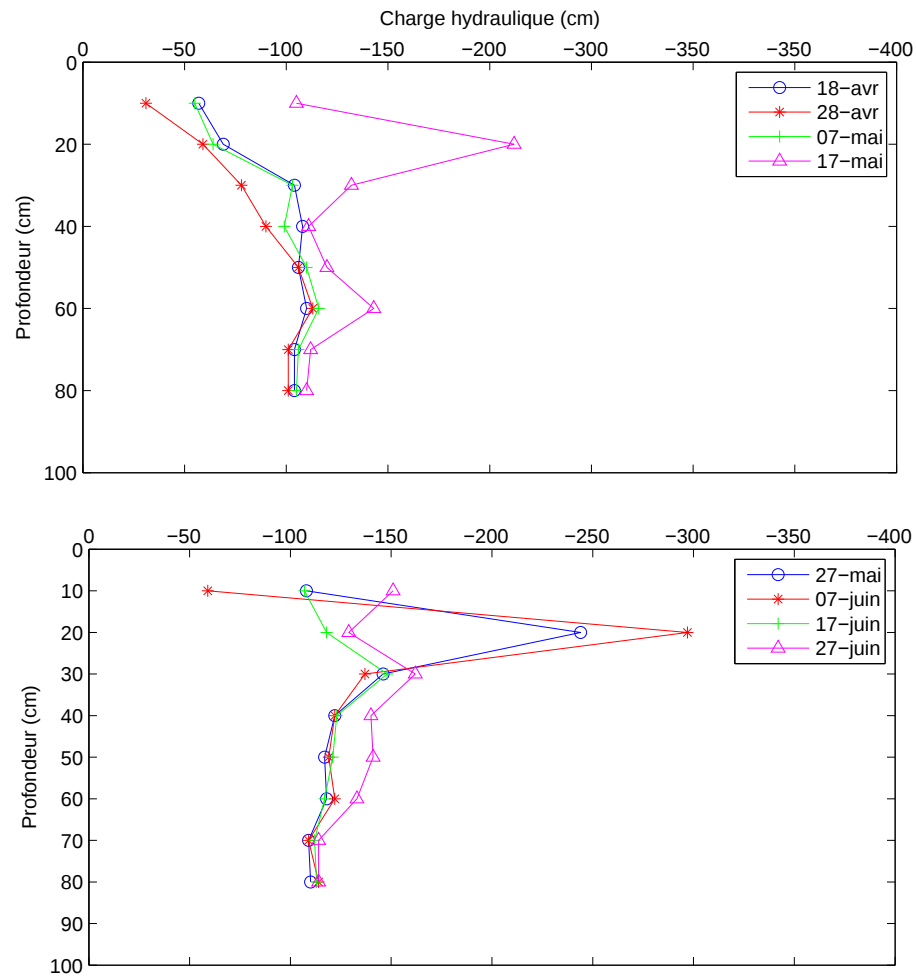


Fig. 5.16: Evolution du profil de charge hydraulique mesurée à 17 h durant le cycle cultural : Répétition 3.

5.3.6.3 Evolution de la charge hydraulique entre 30 et 70 cm

L'évolution de la charge hydraulique dans les trois répétitions est illustrée sur les figures 5.17, 5.18 et 5.19. D'une manière générale, la charge hydraulique à proximité de la surface du sol varie rapidement avec l'irrigation et avec une amplitude importante. L'amplitude de ces variations est moins grande sur la répétition 3 et les valeurs de charge hydraulique y sont moins faibles. La charge hydraulique près de la surface du sol baisse de façon importante entre 35 et 60 jours après la plantation pour ensuite remonter. Ce constat peut s'expliquer par une extraction d'eau plus importante durant cette période qui correspond à la phase de mi-saison de la culture et pendant la quelle le coefficient cultural K_c est maximum (Tableau 5.2). A la profondeur de 70 cm, la charge hydraulique varie peu, ce qui peu s'expliquer par la présence de la nappe phréatique peu profonde.

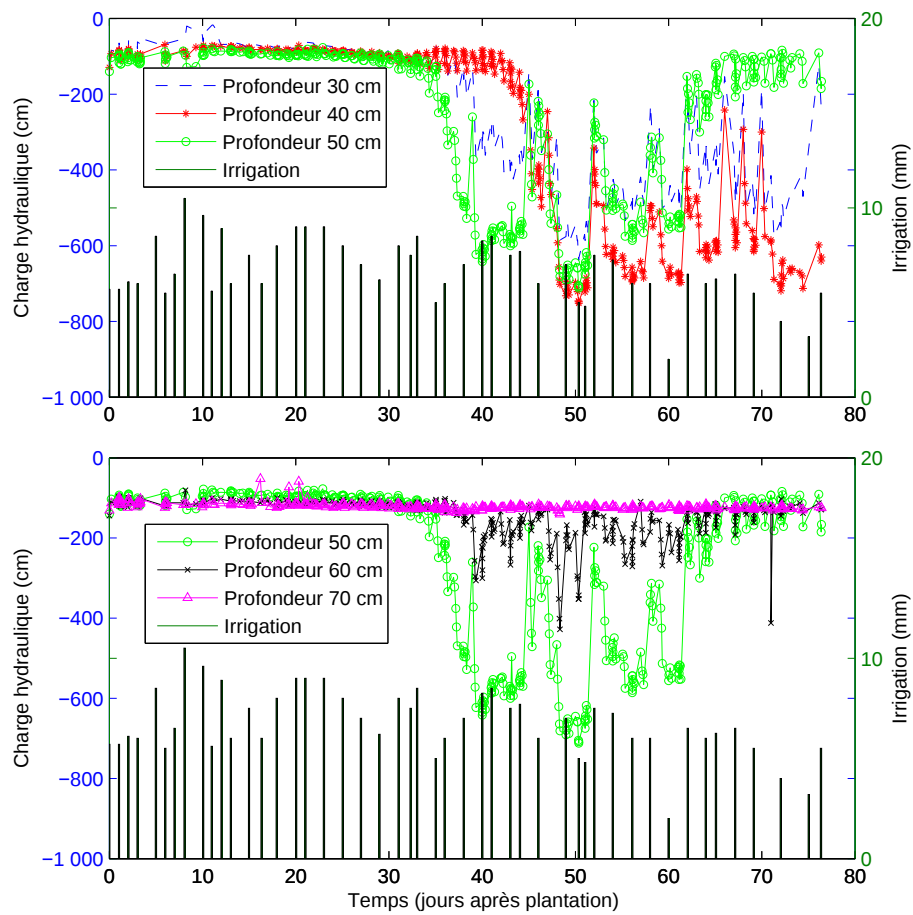


Fig. 5.17: Irrigation et évolution de la charge hydraulique à différentes profondeurs : Répétition 1.

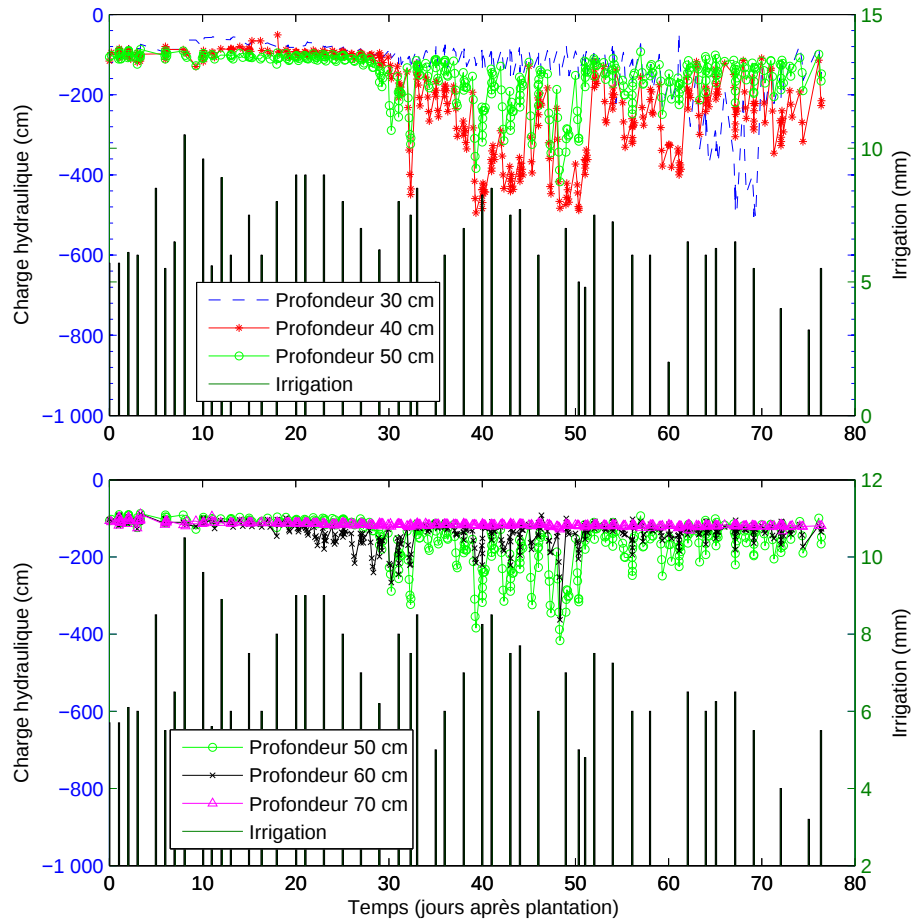


Fig. 5.18: Irrigation et évolution de la charge hydraulique à différentes profondeurs : Répétition 2.

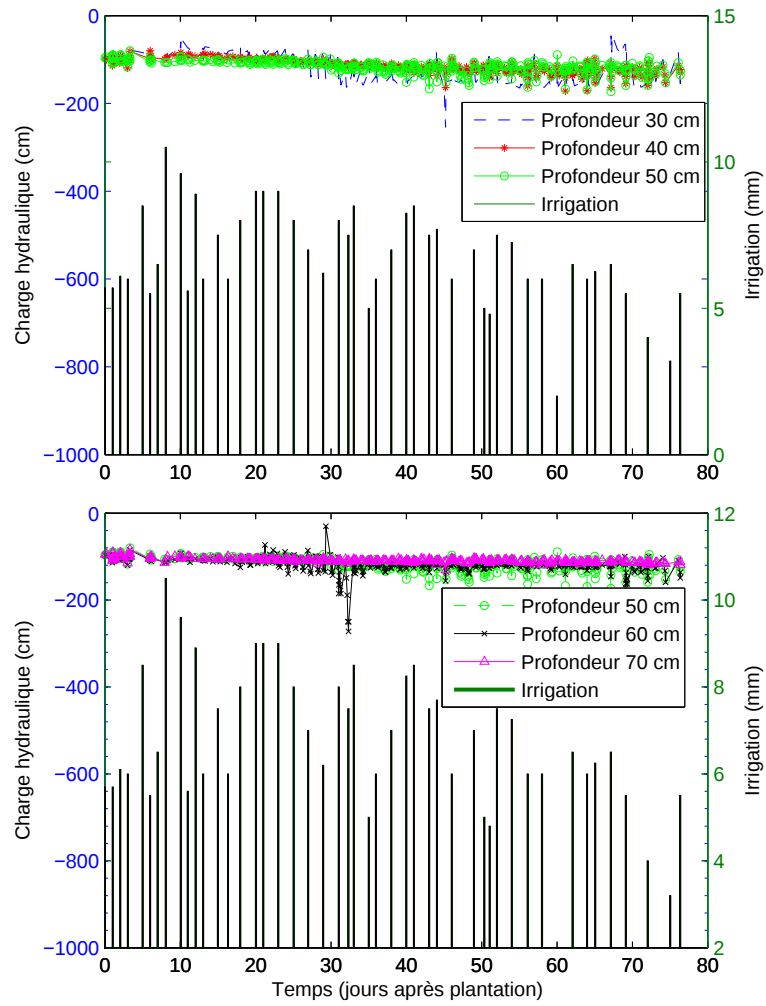


Fig. 5.19: Irrigation et évolution de la charge hydraulique à différentes profondeurs : Répétition 3.

5.3.6.4 Evolution de la teneur en eau à la profondeur maximale des racines (40 cm).

L'évolution à 40 cm de profondeur de la teneur en eau calculée avec les paramètres issus des différentes méthodes est montrée dans la figure 5.20.

Avec la méthode combinant l'extraction d'eau et l'infiltrométrie à charge, la teneur en eau $\theta(\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3})$ atteint des valeurs proches de 20% durant les premières semaines suivant la plantation. Elle diminue ensuite considérablement jusqu'à des valeurs proches de la teneur en eau résiduelle.

Avec la méthode Beerkan, la teneur en eau est aussi plus importante durant les premières semaines mais elle ne dépasse pas 10 %. Les différences de teneur en eau sont moins importantes tout au long du cycle.

Les différences entre les deux méthodes s'expliquent surtout par la valeur d'entrée d'air $1/\alpha$ élevée issue de la méthode utilisant l'extraction d'eau (bac à sable et cellule à pression). Cette valeur d'entrée d'air élevée permet un stockage d'eau important aux valeurs de faibles pressions matricielles.

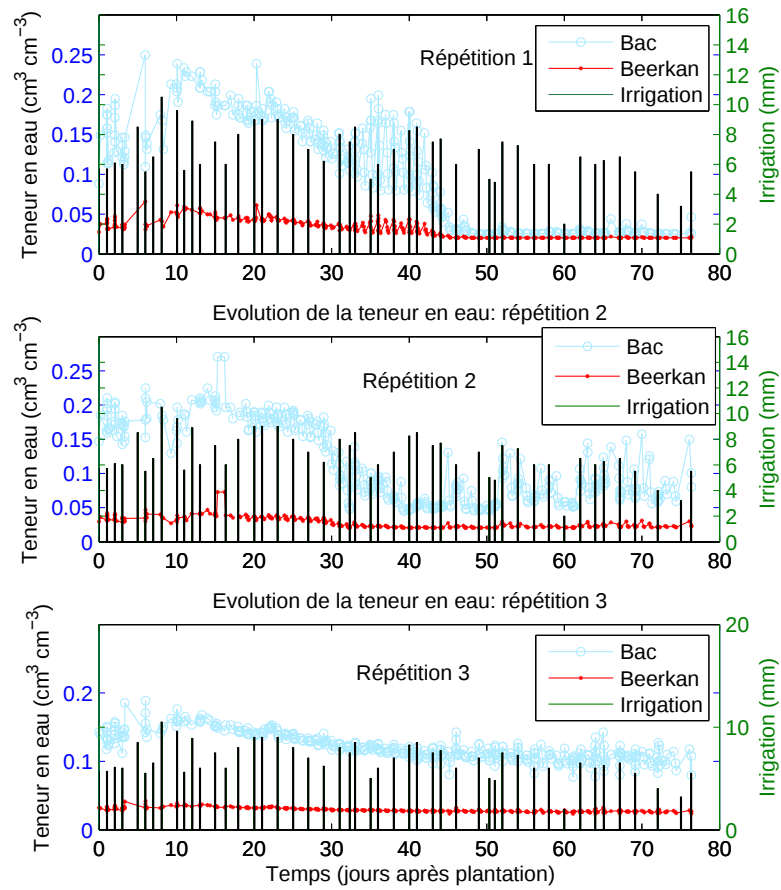


Fig. 5.20: Irrigation et évolution de la teneur en eau à 40 cm de profondeur sur les 3 répétitions.

5.3.7 Evolution de la concentration en nitrate de l'eau d'irrigation et de la solution du sol.

L'évolution de la concentration en nitrate de l'eau d'irrigation et de la solution du sol est montrée sur la figure 5.21. Dans l'eau d'irrigation, la concentration de nitrate est peu variable et a une valeur moyenne d'environ 163 mg l^{-1} . Par contre dans la solution du sol, cette concentration est très variable au cours du temps et d'une répétition à l'autre. Cette variabilité peut s'expliquer par le rythme de l'irrigation, la variabilité du prélèvement de l'azote par les plantes et le transport qui pourrait ne pas être rigoureusement en 1 dimension. La moyenne de la concentration de la solution du sol en nitrate qui dépasse 400 mg l^{-1} dans toutes les répétitions est supérieure à celle de l'eau d'irrigation. Ceci peut s'expliquer en considérant que le nitrate se concentre dans la solution du sol lorsque son prélèvement par les plantes est faible par rapport au prélèvement de l'eau ainsi que par l'évaporation, la minéralisation et la nitrification.

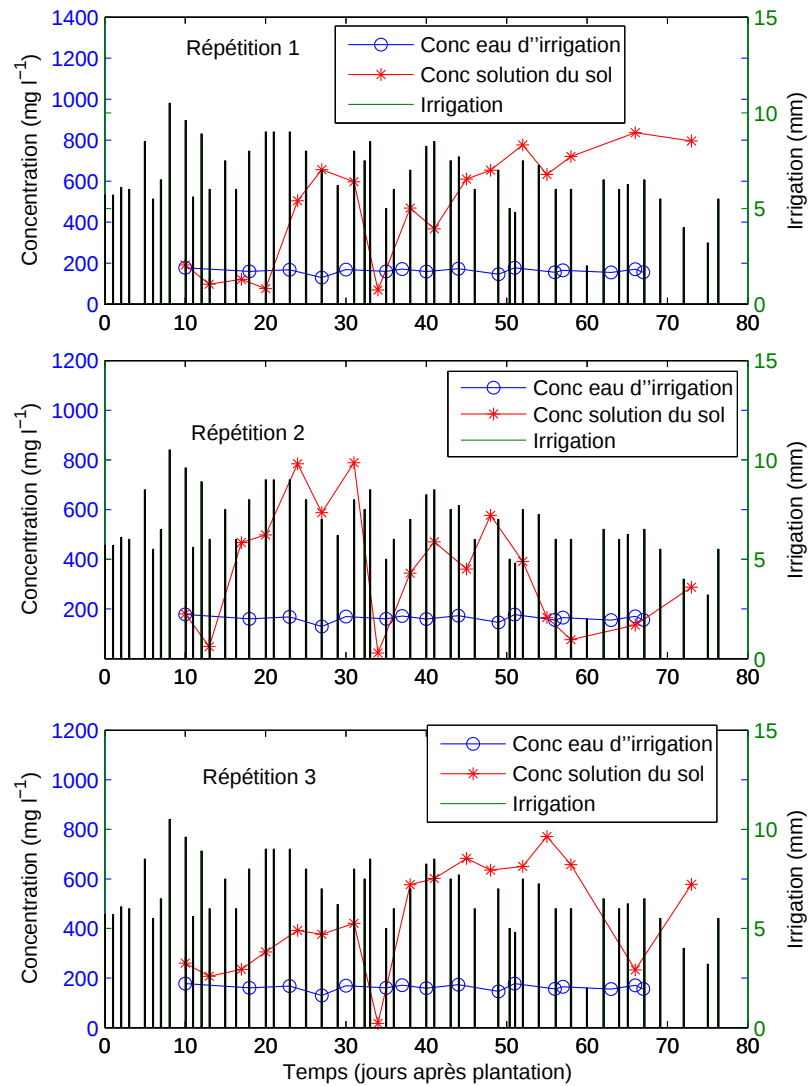


Fig. 5.21: Irrigation et évolution de la concentration en nitrate de l'eau d'irrigation et de la solution du sol à la profondeur de 60 cm .

5.3.8 Bilan d'eau et d'azote à la profondeur racinaire

5.3.8.1 Bilan d'eau

Malgré la multiplication des mesures effectuées, les flux d'eau calculés n'ont pas pu être utilisés pour le calcul des quantités d'eau drainée. En effet, pour une profondeur donnée, ces flux sont très variables au cours du temps suivant l'irrigation. Or, étant donné que les mesures sont quelques fois espacées de plusieurs heures (surtout pendant la nuit), l'intégration des flux calculés sur des temps longs aboutit quelques fois à des valeurs trop grandes. L'équation 2.1 du bilan d'eau a donc été utilisée après le calcul de la variation de stock et de l'évapotranspiration réelle. Le ruissellement est nul dans la parcelle et la remontée capillaire est aussi considérée comme nulle à la profondeur d'estimation du drainage. Les résultats obtenus en utilisant les deux méthodes de détermination des paramètres hydrauliques du sol, sont dans le tableau 5.8. Le drainage (D) obtenu avec la méthode du bac à sable est beaucoup plus grande qu'avec la méthode Beerkan. La valeur d'entrée d'air plus élevée pour le bac sable permet un stock d'eau plus important dans le profil en début de culture. Alors qu'en fin de culture, le stock est peu différent entre les deux méthodes car le sol est relativement sec.

Tableau 5.8: Termes du bilan d'eau à la profondeur des racines (40 cm) en utilisant les différentes méthodes de détermination.

	I (mm)	ETR (mm)	ΔS (mm)	D(mm)
		Beerkan		
Répétition 1	329.5	272.40	-7.21	64.31
Répétition 2	329.5	272.40	-6.05	63.15
Répétition 3	329.5	272.40	-4.66	61.76
Extraction d'eau (bac à sable et cellule à pression) et infiltrométrie a charge				
Répétition 1	329.5	272.40	-35.73	92.83
Répétition 2	329.5	272.40	-30.95	88.05
Répétition 3	329.5	272.40	-31.30	88.40

5.3.8.2 Bilan d'azote

Les résultats du bilan d'azote sont indiqués dans le tableau 5.9. Les apports d'azote pris en compte sont l'apport par l'eau d'irrigation et la fertilisation minérale apportée sous forme de granulés. La lixiviation est obtenue en multipliant la concentration moyenne de la solution du sol par la quantité d'eau drainée. L'analyse de sols prélevés sur les 3 répétitions à différentes profondeurs avant et après la culture ayant montré de très

faibles quantités d'azote (section 5.2.1.1), l'azote minéral avant et après la culture a été négligé.

Avec la méthode du bac à sable, les paramètres obtenus ont abouti à un drainage plus important et donc à une lixiviation plus importante comparée à la méthode Beerkan. Le paramètre responsable est probablement la valeur d'entrée d'air qui pourrait être surestimé avec le bac à sable. Une insuffisance de la pression matricielle au cours de l'expérience peut expliquer l'imprécision sur la détermination de ce paramètre. Avec toutes les deux méthodes le bilan (différence entre les entrées et les sorties d'azote dans le profil) est négatif. Ceci peut s'expliquer par le fait que d'autres sources probables d'azote comme la minéralisation de la matière organique du sol ne sont pas pris en compte. Aussi, le développement des algues dans le bassin d'irrigation (malgré son nettoyage régulier) peut aussi être source de matière organique.

Tableau 5.9: Termes du bilan d'azote à la profondeur des racines (40 cm) en utilisant les différentes méthodes de détermination.

	Apport (kg ha ⁻¹)	Exportation par plantes (kg ha ⁻¹)	Lixiviation (kg ha ⁻¹)	Bilan (Entrées -Sorties) (kg ha ⁻¹)
	Beerkan			
Répétition 1	161.2	152.4	73.2	(-64.3)
Répétition 2	161.2	152.4	57	(-48.1)
Répétition 3	161.2	152.4	62.5	(-53.6)
Extraction d'eau (Bac à sable et cellule à pression) et infiltrométrie a charge				
Répétition 1	161.2	152.4	105.6	(-96.8)
Répétition 2	161.2	152.4	79.5	(-70.6)
Répétition 3	161.2	152.4	89.4	(-80.5)

5.4 Conclusion

L'étude expérimentale du bilan d'eau et d'azote dans une parcelle de la zone des Niayes a permis de déterminer les paramètres hydrauliques du sol en utilisant différentes méthodes. Hormis la valeur d'entrée d'air et la conductivité hydraulique à saturation, la plupart des paramètres issus des différentes méthodes sont relativement comparables. Les bilans d'eau et d'azote calculés avec les paramètres de la méthode Beerkan ont donné des résultats de drainage et de lixiviation plus faibles. La matière organique du sol contribue pour une part importante dans le bilan d'azote et les mesures expérimentales ont montré qu'un risque potentiel de transfert de nitrate en dessous de la profondeur d'enracinement de

la culture existe. Ce risque est particulièrement important si la fertilisation n'est pas bien gérée ou que d'autres sources d'azote comme l'eau d'irrigation ne sont pas prises en compte. L'étude a aussi montré que l'utilisation de méthodes relativement simples et peu coûteuses permet d'estimer des paramètres très utiles pour la caractérisation du transport de soluté dans ce type de sol.

Chapitre 6

Développement du modèle *Wave_Mat*

6.1 Introduction

La modélisation de l'écoulement d'eau et du transport de soluté à travers la zone non saturée du sol requiert l'utilisation de solutions numériques. Le modèle *WAVE* (Vanclooster et al., 1995), qui résout numériquement les équations d'écoulement et de transport 1D est souvent utilisé pour simuler l'écoulement d'eau et le transport de substances chimiques (pesticides et nutriments) dans des sols agricoles. La version la plus récente (*WAVE* 3.1) a été soumise à de nombreuses études de validation et de benchmarking (Duwig, 1998; van Alphen et Stoorvogel, 2002; Vanderborght et al., 2005). La version originale du modèle est encodée en *fortran 77*. Pour faciliter l'exploitation et le développement futur du modèle *WAVE*, le code est actuellement entrain d'être transposé dans l'environnement *MATLABTM*. Ce chapitre présente la nouvelle version nommée *Wave_Mat* qui sera utilisée pour la modélisation du bilan d'eau et d'azote dans les conditions de la parcelle expérimentale. Une description du modèle *WAVE* et les développements de *Wave_Mat* qui ont été réalisés dans le cadre de ce travail sont d'abord présentés. Ensuite, les résultats de benchmarking avec des solutions analytiques et des solutions numériques d'un autre modèle numérique sont présentés.

6.2 Description du modèle *WAVE*

Le modèle *WAVE* décrit le transport de soluté et les transformations de l'énergie dans le sol, la plante et l'environnement de la zone non saturée du sol (vadose zone). Il permet aussi de simuler le transport et le

devenir de l'azote dans le sol. Il a été développé à la KU Leuven. C'est une version révisée du modèle SWATNIT (Vereecken et al., 1991) qui intègre le modèle SWARTNER (Feddes et al., 1978; Belmans et al., 1983; Dierkx et al., 1986), un modèle de simulation de l'azote basé sur SOILN (Bergström et al., 1991), un modèle de transport de chaleur basé sur LEACHN (Wagenet et Hutson, 1989) et le modèle universel de croissance de la plante SUCROS (van Keulen et al., 1982; Spitters et al., 1988). *WAVE* comporte 5 modules qui sont :

- WAT pour le calcul du bilan d'eau dans le système sol-plante ;
- SOL pour le calcul du bilan de soluté dans le système sol-plante ;
- HEAT pour le calcul du bilan de chaleur dans le système sol-plante ;
- NIT pour le calcul du bilan d'azote dans le système sol plante, et
- CROP pour la simulation de la croissance de la culture.

L'agencement de ces cinq modules est schématisé dans la figure 6.1.

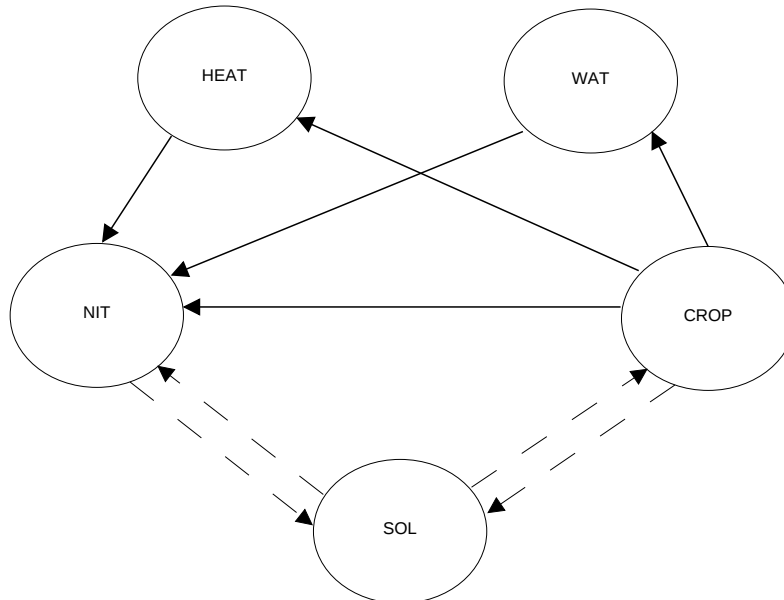


Fig. 6.1: Présentation schématique des modules dans *WAVE*.

Les lignes en traits pleins indiquent des relations obligatoires, les tirets sont des relations optionnelles.

Les paragraphes suivants reprennent quelques passages du manuel d'utilisation du logiciel *WAVE* (Vanclooster et al., 1995) qui décrit complètement le modèle.

6.2.1 Le module d'écoulement d'eau

Pour la résolution de l'équation d'écoulement (2.11), le sol est divisé en compartiments qui sont eux-mêmes regroupés en couches pédologiques. Sur chaque couche, la courbe de conductivité hydraulique et la courbe de rétention d'eau sont spécifiées. Plusieurs modèles de courbes de conductivité (Brooks et Corey, Mualem et van Genuchten, etc.) sont disponibles dans le modèle. Lorsqu'un phénomène d'hystérèse n'est pas considéré, le modèle de van Genuchten est utilisé pour la courbe de rétention, sinon d'autres modèles prenant en compte l'hystérèse sont disponibles.

Pour la résolution numérique, les dérivées partielles de l'équation (2.11) sont approximées par des rapports de différences finies. Une discrétisation implicite avec une linéarisation explicite de la conductivité hydraulique et de la capacité hydraulique sont effectuées. En sortie, le modèle fournit l'évolution des conditions hydriques dans chaque compartiment du profil de sol.

6.2.1.1 Conditions initiales et limites

Les conditions initiales du module WAT sont exprimées en termes de pression matricielle ou d'humidité volumique dans chaque compartiment.

Pour les conditions à la limite supérieure, les conditions climatiques comme la pluie, l'évaporation sont spécifiées de manière journalière par l'utilisateur. La pression matricielle minimum et le niveau maximum d'eau stagnante sont aussi fixés. Une condition de pression est considérée lorsqu'il y a stagnation d'eau ou lorsque le sol est trop sec pour permettre l'évaporation, alors qu'une condition de flux est considérée en cas d'infiltration ou d'évaporation.

Le modèle prend en charge plusieurs types de conditions à la limite inférieure (drainage libre, flux nul, présence de nappe, condition lysimètre) qui sont traduits en condition de flux ou de pression. Les conditions variables à la limite inférieure sont spécifiées de manière journalière. En présence de nappe, le flux peut être spécifié ou calculé par le modèle si la relation entre le flux et le niveau de la nappe est donnée.

6.2.1.2 Simulation en présence d'une culture

Pour la simulation du prélèvement d'eau par les plantes, les données sur le développement de la plante peuvent être fournies directement au modèle ou calculées avec le module CROP. En condition non limitante en

eau, la transpiration potentielle T_p et l'évaporation potentielle E_p sont obtenues à partir de l'évapotranspiration potentielle en utilisant l'indice foliaire (LAI) :

$$E_p = f.e^{-c.LAI}.ET_{crop} \quad (6.1)$$

$$T_p = ET_{crop} - E_p - \frac{CanStor}{1jour} \quad (6.2)$$

où :

ET_{crop} est l'évapotranspiration potentielle de la plante (mm j^{-1}) ;

E_p est la partie de ET_{crop} liée à l'évaporation de l'eau du sol (mm j^{-1}) ;

T_p est la partie de ET_{crop} liée à la transpiration de la plante (mm j^{-1}) ;

$CanStor$ est la quantité d'eau qui a été interceptée par la canopée et qui est actuellement relâchée (mm) ;

f et c sont des paramètres spécifiques de la culture (-) qui dans *WAVE* sont fixés respectivement à 1 et 0.6.

Une extraction maximale d'eau par les racines est décrite par une fonction $S_{max}(z)$ qui est une entrée dans le modèle. Cette fonction qui peut être exponentielle ou linéaire est influencée aussi bien par la culture que par le sol. Dans *WAVE*, la forme linéaire de la fonction est disponible :

$$S_{max}(z) = A - B.z \quad (6.3)$$

où :

A (j^{-1}) et B ($\text{j}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) sont des paramètres d'entrées du modèle.

Comme alternative, les valeurs de S_{max} peuvent être introduites pour chaque compartiment.

Le prélèvement d'eau est fortement affecté par les conditions d'humidité du sol. Ce prélèvement est réduit quand l'humidité est proche de la saturation à cause de l'anaérobiose, il est aussi réduit pour des valeurs de faible pression matricielle. Ce phénomène est pris en compte dans le modèle avec un facteur de réduction $\alpha(h)$, sans dimension, de l'extraction racinaire.

$$S(z) = \alpha(h).S_{max}(z) \quad (6.4)$$

Le modèle considère aussi que le prélèvement d'eau se fait surtout près de la surface du sol et que c'est seulement en cas de stress hydrique que l'extraction est faite dans les couches plus profondes. Ceci est pris en compte en intégrant l'extraction d'eau $S(z)$ entre la surface du sol et

une profondeur croissante inférieure ou égale à la profondeur racinaire jusqu'à ce que l'extraction soit égale à la transpiration potentielle de la culture. Si l'extraction intégrée jusqu'à la profondeur racinaire n'est pas suffisante pour expliquer la transpiration potentielle, un stress hydrique est considéré et l'extraction est réduite à l'intégrale calculée de $S(z)$.

6.2.2 Le module de transport de soluté

Les principes utilisés dans *WAVE* pour le transport de soluté sont décrits à la section (2.5.2.1). La même discrétisation du temps et de l'espace que pour l'écoulement d'eau est utilisée pour résoudre l'équation de transport. Les équations (2.23) et (2.24) sont exprimées en différences finies en utilisant le schéma de Crank Nicholson pour assurer la convergence et minimiser la dispersion numérique. Une cinétique de dégradation de premier ordre peut être considérée et le terme puits est alors ajouté à l'équation (2.23). En sortie le modèle fournit l'évolution de la concentration de soluté (mg m^{-2}) dans chaque compartiment du profil ainsi que les termes du bilan de masse

6.2.2.1 Conditions initiales et limites

Les conditions initiales sont spécifiées avec la concentration initiale C_i de soluté (mg m^{-2}) dans chaque compartiment du profil. Pour les conditions à la limite supérieure, les quantités de soluté apportées par l'eau de pluie (mg l^{-1}), les dépôts secs (mg m^{-2}), l'irrigation (mg m^{-2}) et la fertilisation inorganique (mg m^{-2}) sont spécifiées pour chaque jour. Le modèle tient compte des dates et profondeur de labour pour la distribution du fertilisant dans les couches de sol concernées.

6.2.3 Le module de transport de chaleur

Pour le transport de chaleur qui influence la plupart des processus biochimiques dans le sol et notamment le cycle de l'azote (cf. section 2.1.1.1), l'équation de transport de chaleur est utilisée :

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{\lambda(\theta)}{\rho C_p} \cdot \frac{\partial T}{\partial z} \right) \quad (6.5)$$

où :

T est la température du sol ($^{\circ}\text{C}$) ;

$\lambda(\theta)$ est la conductivité thermique ($\text{J m}^{-1} \text{s}^{-1} ^{\circ}\text{C}$) ;

ρ est la densité du sol (kg m^{-3}) ;

C_p est la capacité de chaleur spécifique ($\text{J Kg}^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$) ;

L'équation 6.5 est résolue après expansion en séries de Taylor et ré-arrangement implicite en différences centrales.

6.2.3.1 Conditions aux limites

La variation de la température à la surface du sol est considérée comme le résultat de la variation de la radiation solaire, et est exprimée par la fonction :

$$T = T_a + \gamma \cdot \sin \frac{2\pi t}{p} \quad (6.6)$$

où :

T est la température actuelle de la surface du sol ($^\circ\text{C}$) ;

T_a est la température moyenne journalière ($^\circ\text{C}$) ;

γ est l'amplitude de la température journalière ($^\circ\text{C}$) (usuellement prise égale à la différence entre les températures maximum et minimum) ;

p est la période pour compléter un cycle (usuellement prise égale à 1 j) ;

t est le temps (j).

6.2.4 Le module de croissance de la culture

La simulation de la croissance de la plante permet de calculer les flux d'énergie dans la plante en terme d'assimilation de carbone basée sur le processus de la photosynthèse. Une fraction de l'énergie assimilée est utilisée pour le maintien de la plante, le reste de cette énergie permet l'accroissement de la biomasse. La croissance de la biomasse est ensuite partagée entre les différentes composantes de la plante. Les paramètres spécifiques de la culture varient en fonction du temps et finalement, les taux de croissance des différentes parties de la plante sont exprimés en développement foliaire, en longueur et en densité des racines.

6.2.5 Le module de transformation et de prélèvement de l'azote

Ce module permet de simuler les processus de transformation de l'azote organique et de l'azote inorganique du sol (cf. section 2.1). Les concepts utilisés pour le recyclage de la matière organique s'inspirent de la figure 6.2.

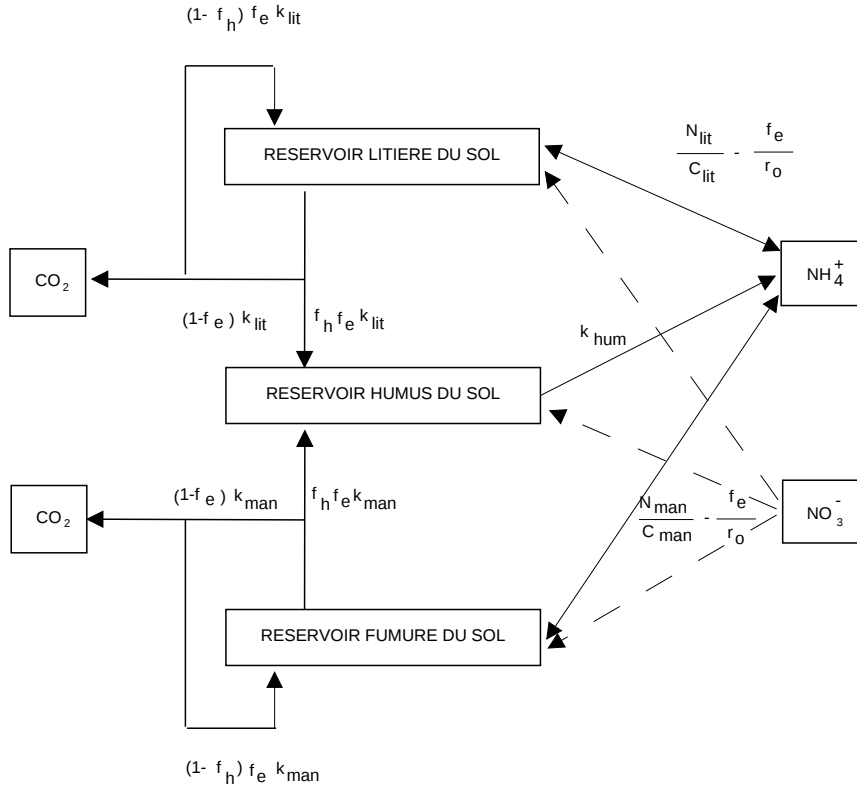


Fig. 6.2: Concepts utilisés pour le recyclage de la matière organique

Le recyclage de la matière organique dans le réservoir litière est représenté par la boucle supérieure de la figure 6.2. La fraction de carbone de la litière concernée par le recyclage par unité de temps est égale à $k_{lit} \cdot C_{lit}$. L'efficacité du recyclage f_e détermine la fraction effectivement transformée en une nouvelle matière organique et la fraction qui est décomposée. La constante d'humification f_h détermine ensuite la fraction concernée par le recyclage qui rejoint le réservoir humus. Ainsi l'augmentation nette de carbone dans le réservoir litière est :

$$\frac{\partial C_{lit}}{\partial t} = IN - OUT = [(1 - f_h) f_e - 1] k_{lit} \cdot C_{lit} \quad (6.7)$$

où :

C_{lit} est la teneur de carbone C dans le réservoir litière ($\text{kg C m}^{-3} \text{ sol}$) ;

f_h est la constante d'humification (-) ;

f_e est l'efficacité du recyclage (-) ;

k_{lit} est le taux de dégradation de la litière (j^{-1}).

Au cours du recyclage du carbone de la litière, une immobilisation ou une minéralisation de N peut avoir lieu en fonction du rapport C/N de la litière (C_{lit}/N_{lit}) et de la biomasse (r_o). A partir de l'équation (6.7), il suit que l'augmentation nette de l'azote dans la litière s'écrit :

$$\frac{\partial N_{lit}}{\partial t} = \left[(1 - f_h) f_e \frac{1}{r_o} - \frac{N_{lit}}{C_{lit}} \right] k_{lit} \cdot C_{lit} \quad (6.8)$$

où :

N_{lit} est la teneur d'azote N dans le réservoir litière ($kg\ N\ m^{-3}\ sol$) ;

r_o est le rapport C/N de la biomasse.

Dans l'équation (6.8), il est considéré que les métabolites du recyclage ont le même rapport C/N que la biomasse (r_o).

Pour le réservoir fumier, un recyclage similaire est représenté par la boucle inférieure de la figure 6.2. Des équations similaires aux équations (6.7) et (6.8) peuvent être écrites :

$$\frac{\partial C_{man}}{\partial t} = [(1 - f_h) f_e - 1] k_{man} \cdot C_{man} \quad (6.9)$$

$$\frac{\partial N_{man}}{\partial t} = \left[(1 - f_h) f_e \frac{1}{r_o} - \frac{N_{man}}{C_{man}} \right] k_{man} \cdot C_{man} \quad (6.10)$$

où :

C_{man} est la teneur de carbone C dans le réservoir fumier ($kg\ C\ m^{-3}\ sol$) ;

N_{man} est la teneur d'azote N dans le réservoir fumier ($kg\ N\ m^{-3}\ sol$) ;

k_{man} est le taux de dégradation du fumier (j^{-1}).

Les valeurs des constantes f_e et f_h sont considérées comme identiques pour le réservoir litière et pour le réservoir fumier.

La figure 6.2 montre que l'augmentation nette de carbone et d'azote dans l'humus peut être écrite ainsi :

$$\frac{\partial C_{hum}}{\partial t} = f_e \cdot f_h (k_{lit} \cdot C_{lit} + k_{man} \cdot C_{man}) - k_{hum} \cdot C_{hum} \quad (6.11)$$

$$\frac{\partial N_{hum}}{\partial t} = \frac{f_e \cdot f_h}{r_o} (k_{lit} \cdot C_{lit} + k_{man} \cdot C_{man}) - k_{hum} \cdot C_{hum} \quad (6.12)$$

où :

C_{hum} est la teneur de carbone C dans le réservoir humus ($kg\ C\ m^{-3}\ sol$) ;

N_{hum} est la teneur d'azote N dans le réservoir humus ($\text{kg N m}^{-3} \text{ sol}$) ;
 k_{hum} est le taux de dégradation de l'humus (j^{-1}).

Toutes les réactions de recyclage de C et N de la figure 6.2 peuvent résulter dans une production ou consommation nette d'azote en fonction du rapport C/N de la biomasse et des différents réservoirs. Comme l'augmentation de l'azote NH_4^+ due à la minéralisation est égale à la diminution de l'azote organique dans les différents réservoirs, il résulte des équations (6.8), (6.10) et (6.12) :

$$\frac{\partial \text{NH}_4^+}{\partial t} = \left[\frac{N_{lit}}{C_{lit}} - \frac{f_e}{r_o} \right] k_{lit} \cdot C_{lit} + \left[\frac{N_{man}}{C_{man}} - \frac{f_e}{r_o} \right] k_{man} \cdot C_{man} + k_{hum} \cdot N_{hum} \quad (6.13)$$

L'équation 6.13 montre s'il y a une minéralisation (le terme de droite de l'équation est positif) ou s'il y a une immobilisation (le terme de droite est négatif). Lorsque l'ammonium n'est pas disponible pour l'immobilisation le nitrate est utilisé suivant l'équation :

$$\frac{\partial \text{NO}_3^-}{\partial t} = -\frac{f_e}{r_o} (k_{lit} \cdot C_{lit} - k_{man} \cdot C_{man}) \quad (6.14)$$

Le rapport C/N , la constante d'humification, l'efficacité du recyclage et les taux de dégradation des trois réservoirs sont des entrées du modèle. Les taux de dégradation sont réduites en fonction de l'humidité et de la température.

La nitrification, la dénitrification, l'hydrolyse de l'urée et la volatilisation de l'azote sont aussi décrites par une cinétique de premier ordre. Les constantes de nitrification (rk_{nitri}), de dénitrification (rk_{denit}), d'hydrolyse de l'urée (rk_{hyd}), et de volatilisation (rk_{volat}) sont réduites en fonction de la température et de l'humidité dans le profil de sol.

6.2.5.1 Le prélèvement d'ammonium et de nitrate

La consommation d'azote par la culture est exprimée par un terme puits qui est ajouté à l'équation (2.23). Lorsque le module CROP n'est pas utilisé, le taux potentiel de prélèvement d'azote ($\partial N / \partial t$) est donné par :

$$\frac{\partial N}{\partial t} |_p = A.t. (G - t) \quad \text{pour } t < G \quad (6.15)$$

$$\frac{\partial N}{\partial t} |_p = 0 \quad \text{pour } t \geq G \quad (6.16)$$

où

G est le temps où le prélèvement d'azote s'arrête (j) ;

A est un paramètre qui assure qu'en condition de non stress, le prélèvement maximum d'azote N_{max} est atteint ($\text{mg m}^{-2} \text{ j}^{-3}$).

A la plantation, le temps t est égal à 0.

L'intégration des équations 6.15 et 6.16 donne :

$$N = \frac{A.G.t^2}{2} - \frac{A.t^3}{3} \quad (6.17)$$

qui dans des conditions optimales ($t=0$, $N=0$; $t=G$, $N=N_{max}$), permet de calculer $A = N_{max}/(G^3/2 - G^3/3)$.

La figure 6.3 illustre cette conceptualisation de l'évolution du prélèvement de l'azote par la plante.

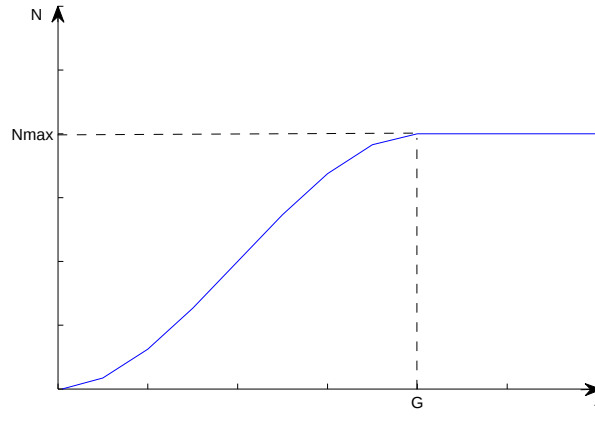


Fig. 6.3: Illustration de l'évolution du prélèvement d'azote par la plante

L'utilisateur spécifie une valeur pour G (jour) et pour le prélèvement maximum d'azote N_{max} (mg m^{-2}). Pour simplifier les entrées, G est exprimé comme une fraction du cycle total de la culture. Ainsi, sa valeur varie entre 0 et 1.

Le taux potentiel de prélèvement d'azote est divisé en une partie convective et une partie diffusive. La partie convective est liée à l'extraction racinaire d'eau qui est calculée dans le module eau et est limitée par le taux potentiel de prélèvement d'azote. Lorsque le taux de prélèvement potentiel convectif est inférieur au taux de prélèvement potentiel, le taux de prélèvement diffusif constitué par la différence est calculé.

Le taux de prélèvement diffusif maximum dépend de la densité de la longueur des racines ($rdensi$ (cm l^{-1})), du diamètre moyen des racines ($rorad$ (mm)), du coefficient de diffusion moléculaire dans le sol (Dif ($\text{mm}^2 \text{ jour}^{-1}$)), de la résistance de la distance parcourue entre la solution du sol et la racine ($1/D0$ ($1/\text{mm}$)), de la concentration de nitrate ou d'ammonium (Cm (mg l^{-1})) et de l'incrément de la profondeur (dz (mm)). Ce taux maximum de prélèvement diffusif est limité par le taux de prélèvement diffusif potentiel.

Lorsque le module CROP n'est pas utilisé, $rdensi$ est calculé en fonction de la densité des racines à la surface du sol ($rdens0$ (cm l^{-1}))

Le taux de prélèvement à un temps t donné est la somme du taux de prélèvement convectif et du taux de prélèvement diffusif.

6.2.5.2 Conditions initiales et limites

Pour les conditions initiales, la concentration de carbone organique et d'azote organique sont fournies pour chaque compartiment. Pour la condition limite supérieure les dates d'apport et les quantités de carbone organique et d'azote organique sont spécifiées par l'utilisateur.

6.3 Développement du modèle *Wave_Mat*

6.3.1 Présentation du modèle

L'organisation de *Wave_Mat* est la même que celle du modèle *WAVE* avec les mêmes modules et les mêmes relations entre les modules. Les concepts utilisés et les variables de sorties sont également les mêmes. L'encodage du module de simulation de l'eau (WAT) a commencé vers 2000 à l'UCL. En Janvier 2009, une équipe constituée de professeurs et doctorants provenant de l'UCL (M. Vanclooster et M. Sall) et de la KU Leuven (J. Diels et J. Vansteenkiste) s'est fixée pour objectif de compléter le modèle *Wave_Mat*. Un point de partage (Sharepoint) a été créé sur Internet pour partager les informations et assurer la mise à jour continue du modèle.

Dans le cadre de cette collaboration, ma contribution a consisté à ajouter le module de transport de soluté, le module de transformation et de prélèvement de l'azote, et aussi le prélèvement d'eau par les plantes au module WAT. Aussi, comme tous les modules sont étroitement liés à l'écoulement d'eau, j'ai aussi effectué des vérifications et ajustements nécessaires sur le module WAT.

Actuellement, les modules SOL, NIT et HEAT sont disponibles et sont

entraînent d'être testés en même temps que le module WAT.

Les scripts des différents modules sont décrits dans le tableau 6.1.

6.3.2 Différences par rapport à la version originale

Parmi les différences les plus importantes, il peut être noté que :

1. Dans les modules *WAT*, *SOL* et *NIT* de *Wave_Mat*, l'utilisateur est libre de choisir un système d'unités en veillant au respect des équations aux dimensions.
2. L'information sur les entrées peut être donnée pour des intervalles de temps non entières. Ainsi par exemple, en condition climatique, il n'est pas nécessaire de répartir la pluie sur une ou des journées entière(s).
3. Les concentrations des solutés calculées sont exprimées en unité de masse par unité de volume de solution du sol. Actuellement, les concentrations initiales sont introduites en unité de masse par unité de surface
4. Pour la simulation du transport de soluté, la condition limite supérieure peut être une condition de concentration ou une condition de flux.
5. Dans la version présente, l'effet de l'interception d'eau par les plantes et l'effet du labour ne sont pas encore pris en compte.

Tableau 6.1: Scripts du modèle

N°	Script	Description
1	calc_boco	Détermination du type de condition limite supérieure actuelle
2	calc_dt_new	Calcul du pas de temps dt pour la simulation
3	calc_fluxes	Calcul des flux d'eau sur tous les compartiments du profil de sol
4	calc_stock	Calcul du stock d'eau dans le profil de sol
5	check_balance	Vérification du bilan de masse d'eau
6	check_bc	Vérification du changement des conditions aux limites durant l'itération
7	check_ini	Vérification de certaines variables d'entrée
8	conduct	Calcul de la conductivité hydraulique sur tous les compartiments du profil de sol
9	conduct_in	Calcul de la conductivité hydraulique entre les compartiments du profil de sol
10	diff_moist_capac	Calcul de la capacité hydraulique différentielle
11	draw_cmt	Présentation des graphiques relatifs au transport de soluté et de chaleur
12	draw_output	Présentation des graphiques relatifs à l'écoulement d'eau
13	find_gwl	Détermination du niveau de la nappe phréatique
14	fix_uboco	Changement de la condition limite supérieure en condition de pression
15	In_Boundary_conditions	Entrée des conditions aux limites supérieure et inférieure pour l'écoulement d'eau
16	in_cmt_profile	Définition des vecteurs devant contenir les valeurs calculés pour le soluté et la température aux temps et noeuds choisis
17	In_ETsplit	Entrée des paramètres de prélèvement d'eau par la culture
18	In_general_data	Entrée des données générales sur le temps, la discrétisation, et options de simulation
19	In_initial_om	Entrée des valeurs initiales de la matière organique dans le profil de sol
20	In_initial_pressure_head	Entrée des valeurs initiales de pression ou d'humidité dans le profil de sol
21	In_initial_solute	Entrée des valeurs initiales de concentrations de soluté dans le profil de sol
22	In_initial_temperature	Entrée des valeurs initiales de température dans le profil de sol
23	In_nitro_om_param	Entrée des paramètres de l'azote et de la matière organique pour la simulation de l'azote
24	In_soil_parameter_data	Entrée des paramètres des courbes de conductivité et de rétention
25	In_solute_boundary	Entrée des conditions à la limite supérieure pour le soluté

Suite à la page suivante

Tableau 6.1 – Suite

N°	Script	Description
26	in_solute_parameter	Entrée des paramètres de transport pour les solutés
27	In_temperature_param	Entrée des paramètres relatifs au transport de chaleur
28	lamda_control	Contrôle de la valeur du facteur de tortuosité
29	miner_immob	Calcul de la minéralisation et l'immobilisation de l'azote
30	moist_ret	Calcul de la teneur en eau pour tous les compartiments du profil de sol
31	nitro_sink	Calcul du terme puits pour les solutés dans le cas de l'azote (urée, NH_4^+ , NO_3^-)
32	nitro_uptake	Calcul du prélèvement d'azote par les plantes
33	om_applic	Entrée de l'application du carbone organique (C) et de l'azote organique (N) en fonction du temps
34	RER	Calcul de l'extraction d'eau par les plantes
35	soil_boundary_conditions_new	Détermination des conditions aux limites du sol en fonction des types de condition aux limites actuelles
36	sol_intgr	Intégration des valeurs relatives aux solutés et calcul du bilan de masse du soluté
37	solute_data	Calcul de la distribution initiale de la concentration des solutés dans les différentes zones du sol (mobile/immobile) pour chaque compartiment.
38	solute_sink	Calcul du terme puits pour les solutés dans le cas où l'azote n'est pas considéré
39	solve_flow	Résolution de l'équation d'écoulement d'eau
40	solve_solute	Résolution de l'équation de transport de soluté
41	solve_temperature	Résolution de l'équation de transport de chaleur
42	state_var	Calcul des variables (teneur en eau, conductivité, capacité hydraulique et l'extraction racinaire) pour une pression donnée
43	store_cmt	Stockage des valeurs de concentration de solutés et de température calculées
44	store_data	Stockage des valeurs simulées pour l'écoulement d'eau (teneur en eau, pression, évaporation, extraction racinaire, flux d'eau)
45	thomas_block2	Inversion de la matrice tridiagonale pour le calcul de la pression matricielle actuelle
46	wat_intgr	Intégration des valeurs relatives à l'écoulement d'eau et calcul du bilan de masse d'eau
47	wat_sol	Transfert au module Soluté les variables calculées dans le module Eau
48	wave_mat105_sol	Programme principal

6.4 Vérification du modèle

Suivant les principes de bonnes procédures de modélisation, une méthode de contrôle de version est adoptée. Une partie essentielle du contrôle de version est la vérification (benchmarking) de chaque nouvelle version. Dans cette partie, les résultats de vérification des modules d'écoulement d'eau et de transport de soluté du modèle *Wave_Mat* sont présentés. Pour l'écoulement d'eau sur un sol non cultivé, des comparaisons de simulation sont effectuées avec *WAVE* et avec le modèle *Hydrus* 1D (Simunek et al., 1998). Une vérification est aussi effectuée dans le cas d'un sol cultivé en comparant avec *WAVE*. Pour le transport de soluté, les simulations obtenues avec *Wave_Mat* sont comparées avec des solutions analytiques de l'équation de transport et avec celles obtenues avec *Hydrus* 1D. Les solutions analytiques utilisées (van Genuchten et Alves, 1982) sont implémentées dans le logiciel *Solusol* (Lambot et Biolders, 2003). Différents types de sols, types de solutés, régimes d'écoulements et conditions aux limites sont considérés.

Pour la simulation de l'azote, des vérifications ont été effectuées en comparant les résultats de *Wave_Mat* avec celle de *WAVE*.

Les types de sols considérés (Tableau 6.2) sont les mêmes que ceux utilisés par Vanderborght et al. (2005).

Les résultats des différentes solutions sont présentés sur les mêmes figures pour une évaluation qualitative des résultats. Pour une évaluation quantitative des résultats, le coefficient de détermination R^2 (équation 2.26) est utilisé. Le tableau 6.3 résume les scénarios utilisés.

Tableau 6.2: Paramètres des fonctions hydrauliques (van Genuchten) pour les différents types de sol

	θ_r	θ_s	α cm^{-1}	n	K_s $cm\ jour^{-1}$	I
Sable	0.045	0.43	0.15	3	1000	0.5
Limon	0.08	0.43	0.04	1.6	50	0.5
Argile	0.1	0.4	0.01	1.1	10	0.5

Tableau 6.3: Scénarios considérés pour la vérification

Scénario	Description
Scénario a	Infiltration constante
Scénario b	Evaporation transitoire
Suite à la page suivante	

Tableau 6.3 – Suite

Scénario	Description
Scénario c	Ecoulement d'eau en conditions climatiques cas 1
Scénario d	Ecoulement d'eau en conditions climatiques cas 2
Scénario e	Ecoulement d'eau en présence d'une culture
Transport d'un soluté en régime permanent	
Scénario 1	Transport d'un soluté inerte dans un sol argileux
Scénario 2	Transport d'un soluté inerte dans un sol limoneux
Scénario 3	Transport d'un soluté inerte dans un sol sableux
Scénario 4	Transport d'un soluté s'adsorbant dans un sol argileux
Scénario 5	Transport d'un soluté s'adsorbant dans un sol limoneux
Scénario 6	Transport d'un soluté s'adsorbant dans un sol sableux
Scénario 7	Transport d'un soluté se dégradant dans un sol argileux
Scénario 8	Transport d'un soluté se dégradant dans un sol limoneux
Scénario 9	Transport d'un soluté se dégradant dans un sol sableux
Scénario 10	Transport d'un soluté inerte dans un sol argileux avec l'existence d'eau immobile
Scénario 11	Transport d'un soluté inerte dans un sol limoneux avec l'existence d'eau immobile
Scénario 12	Transport d'un soluté inerte dans un sol sableux avec l'existence d'eau immobile
Transport d'un soluté en régime non permanent	
Scénario 13	Transport d'un soluté inerte dans un sol limoneux
Scénario 14	Transport d'un soluté inerte dans un sol sableux
Transport d'un soluté en conditions climatiques	
Scénario 15	Transport d'un soluté inerte dans un sol argileux sur une période sèche suivie d'une période humide
Scénario 16	Transport d'un soluté inerte dans un sol limoneux sur une période sèche suivie d'une période humide
Scénario 17	Transport d'un soluté inerte dans un sol sableux sur une période sèche suivie d'une période humide
Scénario 18	Transport d'un soluté inerte dans un sol argileux sur période humide
Scénario 19	Transport d'un soluté inerte dans un sol limoneux avec une période sèche suivie d'une période humide
Scénario 20	Transport d'un soluté inerte dans un sol sableux avec une période sèche suivie d'une période humide
Scénario 21	Transport d'un soluté inerte dans un sol argileux sur une période sèche suivie d'une période humide et avec une concentration initiale
Scénario 22	Transport d'un soluté inerte dans un sol limoneux sur une période sèche suivie d'une période humide et avec une concentration initiale
Scénario 23	Transport d'un soluté inerte dans un sol sableux sur une période sèche suivie d'une période humide et avec une concentration initiale
Simulation de l'azote sans adsorption	
Scénario 24	Simulation de l'azote sur un sol limoneux sans adsorption
Scénario 25	Simulation de l'azote sur un sol sableux sans adsorption
Scénario 26	Simulation de l'azote sur un sol argileux sans adsorption
Suite à la page suivante	

Tableau 6.3 – Suite

Scénario	Description
Scénario 27	Simulation de l'azote sur un sol limoneux avec adsorption
Scénario 28	Simulation de l'azote sur un sol sableux avec adsorption
Scénario 29	Simulation de l'azote sur un sol argileux avec adsorption

6.4.1 Simulation de l'écoulement d'eau

Pour la simulation de l'écoulement d'eau sur un sol cultivé ou non cultivé, les conditions des scénarios a, b, c, d et e sont dans le tableau 6.4. Les figures 6.4, 6.5 et 6.6 présentent les résultats de simulation des scénarios a, b et c où les comparaisons sont effectuées avec *Hydrus* 1D. Pour les scénarios d et e les comparaisons sont effectuées avec *WAVE* en adoptant le même mode de calcul de la moyenne de la conductivité hydraulique (moyenne géométrique). Les résultats des scénarios d et e sont présentés dans les figures 6.7 et 6.8. Dans l'ensemble, les résultats de simulation de *Wave_Mat* sont similaires à ceux de *Hydrus* et *WAVE* avec des coefficients de détermination supérieurs à 0.95.

Tableau 6.4: Conditions des scénarios a, b, c, d et e

*Conditions initiales	*Conditions aux limites	*Remarques
Scénario a : Infiltration constante		
$\Psi_i(z,t=0)=-100$ cm	$J_w(z=0)=-1$ cm jour ⁻¹	3 couches de sol (couche supérieure : limon 20 cm, couche intermédiaire : sable 30 cm et couche inférieure : argile 50 cm)
	Drainage libre	Longueur du profil = 100 cm Discretisation du profil = 1 cm $dt_{max} = 0.1$ jour
Scénario b : Evaporation transitoire		
$\Psi_i(z,t=0)=-100$ cm	$J_w(z=0) = -0.5$ cm jour ⁻¹ pour $t \leq 19$ jours ; $J_w(z=0) = 0$ cm jour ⁻¹ pour $19 \text{ jours} < t \leq 40$ jours et $J_w(z=0) = -1$ cm jour ⁻¹ pour $t > 40$ jours	3 couches de sol (couche supérieure : limon 20 cm, couche intermédiaire : sable 30 cm et couche inférieure : argile 50 cm)
	Drainage libre	Longueur du profil = 100 cm
Suite à la page suivante		

Tableau 6.4 – Suite

*Conditions initiales	*Conditions aux limites	*Remarques
		Discretisation du profil = 1 cm $dt_{max} = 0.1$ jour
Scénario c : Conditions climatiques cas 1, sans plante		
$\Psi_i(z,t=0)=-100$ cm	voir Annexe C	3 couches de sol (couche supérieure : limon 20 cm, couche intermédiaire : sable 30 cm et couche inférieure : argile 50 cm)
	Drainage libre	Longueur du profil = 100 cm Discretisation du profil = 1 cm $dt_{max} = 0.1$ jour
Scénario d : Conditions climatiques cas 2, sans plante		
$\Psi_i(z,t=0)=-100$ cm	voir Annexe D	Type de sol : sable
	Drainage libre	Longueur du profil = 220 cm Discretisation du profil = 1 cm $dt_{max} = 0.1$ jour
Scénario e : Conditions climatiques avec plante		
$\Psi_i(z,t=0)=-100$ cm	voir Annexe D	Type de sol : limon
	Drainage libre	Longueur du profil = 220 cm Discretisation du profil = 1 cm $dt_{max} = 0.1$ jour , $kc = 1$, $LAI = 2$; $drz = 40$ cm
*Ψ_i est la pression initiale, J_w est le flux d'infiltration (+) ou d'évaporation (-), dt_{max} est le pas de temps maximum, kc est le coefficient cultural, LAI est l'indice foliaire.		

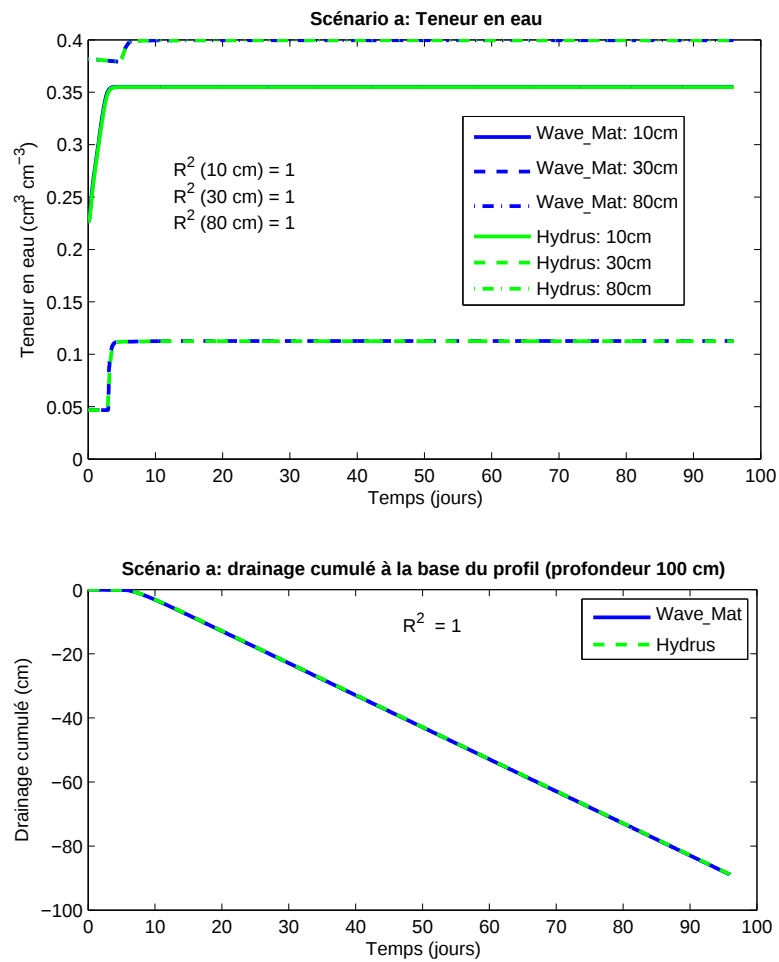


Fig. 6.4: Scénario a, résultats de simulation de l'écoulement d'eau.

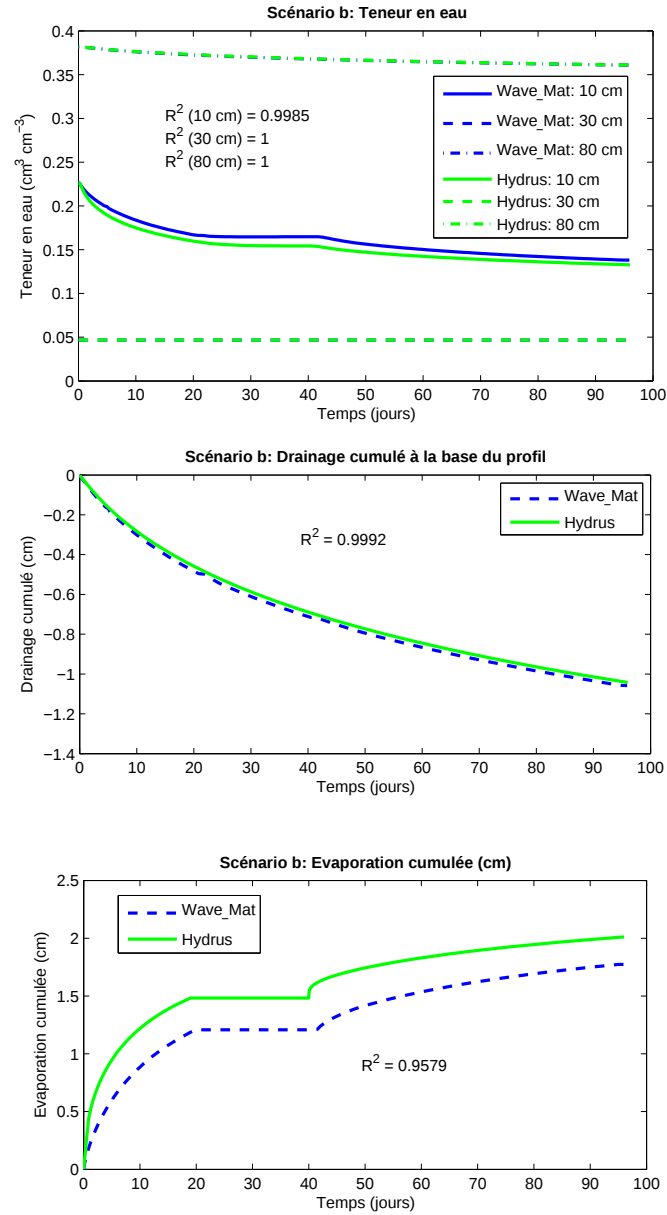


Fig. 6.5: Scénario b, résultats de simulation de l'écoulement d'eau.

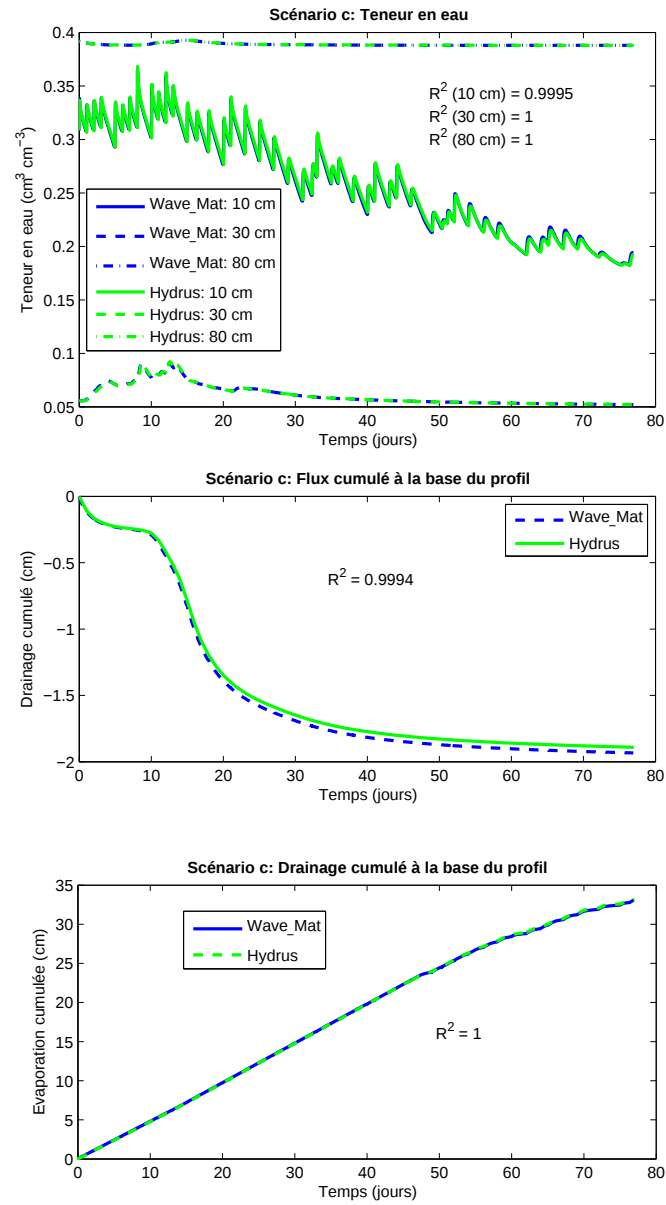


Fig. 6.6: Scénario c, résultats de simulation de l'écoulement d'eau.

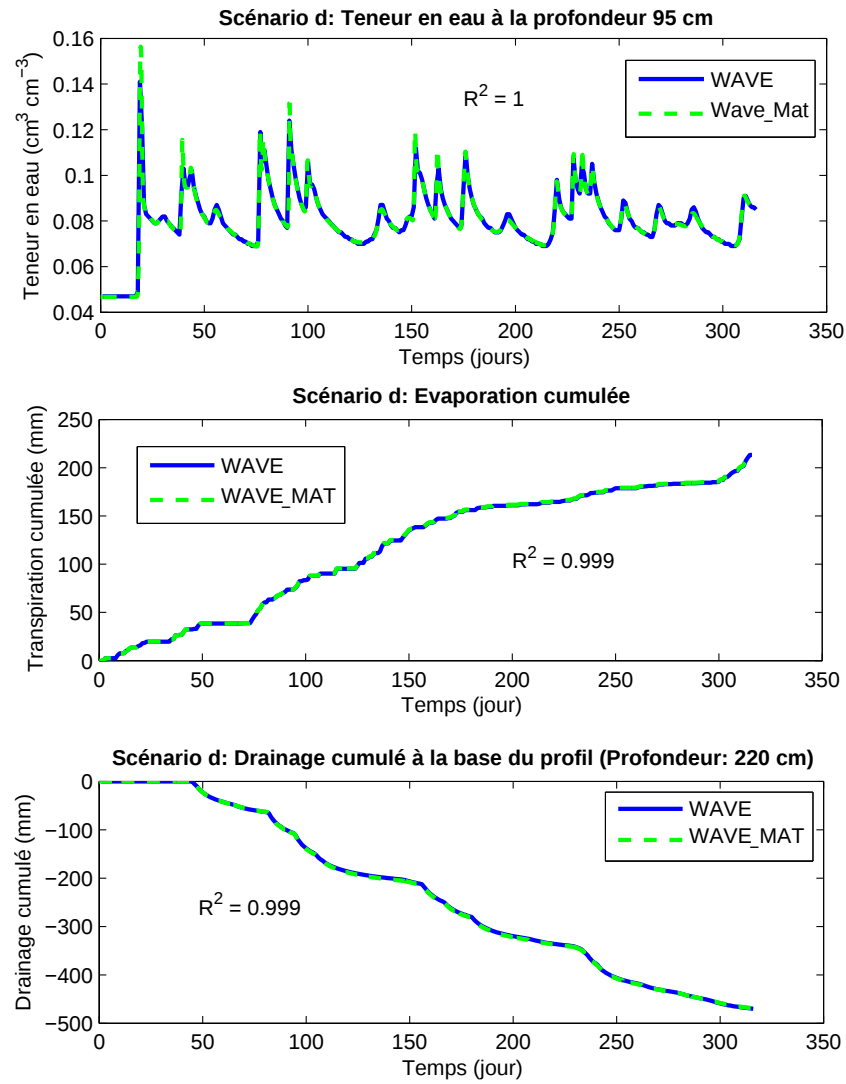


Fig. 6.7: Scénario d, résultats de simulation de l'écoulement d'eau sans plante

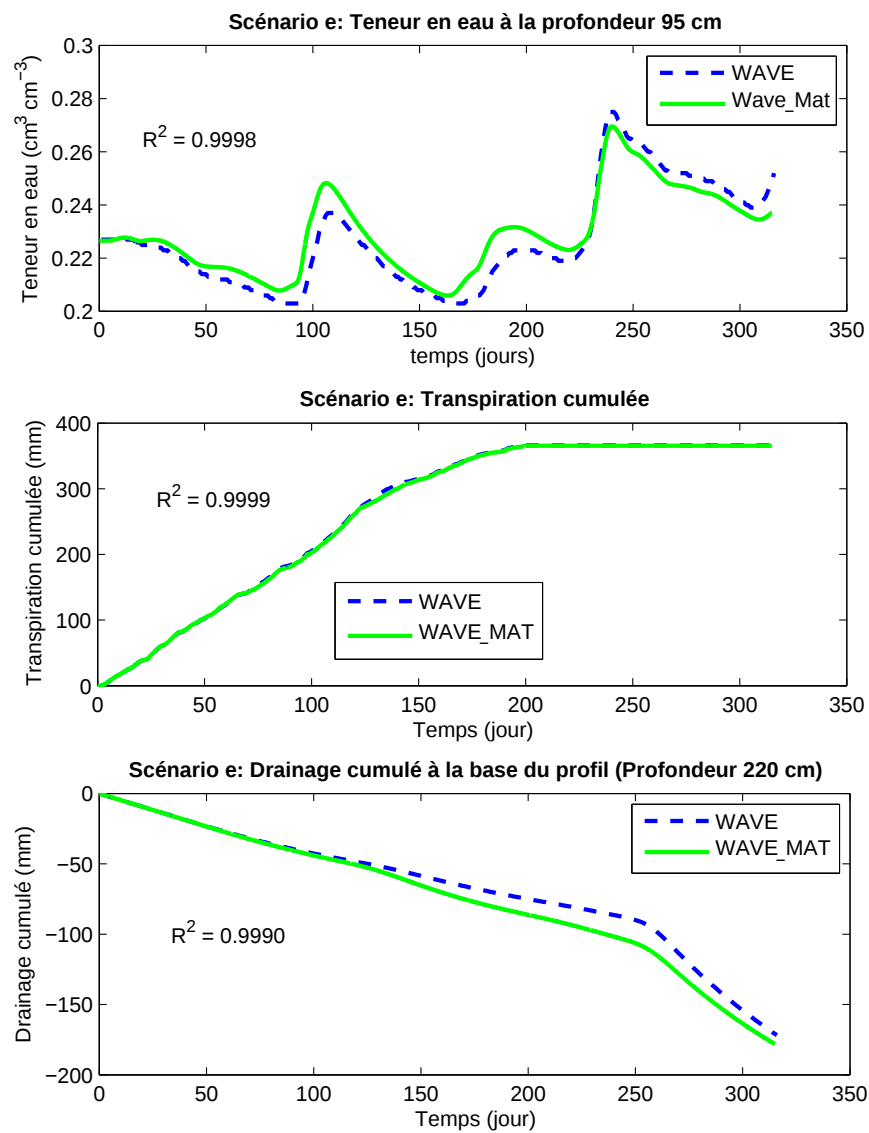


Fig. 6.8: Scénario e, résultats de simulation de l'écoulement d'eau avec plante

6.4.2 Simulation du transport de soluté en régime d'écoulement permanent

Pour le régime d'écoulement permanent, la pression matricielle initiale et le flux d'eau sont choisis de façon à obtenir une teneur en eau constante avec *Hydrus*. Ensuite, les mêmes pressions matricielles et flux d'eau sont considérés pour *Wave_Mat* et la teneur en eau obtenue est adoptée pour *Solusol*.

6.4.2.1 Transport d'un soluté inerte

Les conditions de ces scénarios (1, 2 et 3) sont présentées dans le tableau 6.5. Les figures 6.9, 6.10 et 6.11 qui montrent des résultats obtenus permettent de constater la similarité des courbes de restitution obtenues avec les 3 solutions. Pour le sol argileux, la profondeur 200 cm n'est pas observée car le soluté arrive à peine à ce niveau pour la période de simulation considérée. Pour la comparaison quantitative entre *Wave_Mat* et la solution analytique, les coefficients de détermination R^2 sont supérieurs à 0.9 à toutes les profondeurs observées. Les figures montrent aussi que les conditions assurant la constance de la teneur en eau pour *Hydrus* donne pratiquement le même résultat pour *Wave_Mat*.

Tableau 6.5: Conditions des scénarios 1, 2 et 3

*Conditions initiales	*Conditions aux limites	*Remarques
Scénario 1 : Transport d'un soluté inerte dans un sol argileux		
$\Psi_i(z,t=0)=-0.58$ cm	$J_w(z=0)=-0.5$ cm jour ⁻¹	Type de sol = argile
$C_i(z,t=0)=0$	$C_0(z=0)=100$ mg cm ⁻³ pour $0 < t \leq 1$ jour $C_0(z=0)=0$ pour $t > 1$ jour	Longueur du profil = 200 cm Discrétisation du profil = 1 cm
	Concentration BC Drainage libre	$dt_{max} = 0.1$ jour $k_d = 0$ mg ⁻¹ cm ³ $k_{degr} = 0$ jour ⁻¹ $\rho_b = 1.5$ mg cm ⁻³ $\lambda = 20$ cm ratio = 1
Scénario 2 : Transport d'un soluté inerte dans un sol limoneux		
$\Psi_i(z,t=0)=-16.98$ cm	$J_w(z=0)=-5$ cm jour ⁻¹	Type de sol = limon
$C_i(z, t = 0)=0$	$C_0(z=0)=100$ mg cm ⁻³ pour $0 < t \leq 1$ jour $C_0(z=0)=0$ pour $t > 1$ jour	Longueur du profil = 200 cm Discrétisation du profil = 1 cm
	Concentration BC Drainage libre	$dt_{max} = 0.1$ jour $k_d = 0$ mg ⁻¹ cm ³ $k_{degr} = 0$ jour ⁻¹ $\rho_b = 1.5$ mg cm ⁻³ $\lambda = 10$ cm ratio = 1
Scénario 3 : Transport d'un soluté inerte dans un sol sableux		
$\Psi_i(z,t=0)=-16.19$ cm	$J_w(z=0)=-1$ cm jour ⁻¹	Type de sol = sable
$C_i(z,t=0)=0$	$C_0(z=0)=100$ mg cm ⁻³ pour $0 < t \leq 1$ jour $C_0(z=0)=0$ pour $t > 1$ jour	Longueur du profil = 200 cm Discrétisation du profil = 1 cm
	Concentration BC Drainage libre	$dt_{max} = 0.1$ jour $k_d = 0$ mg ⁻¹ cm ³ $k_{degr} = 0$ jour ⁻¹ $\rho_b = 1.5$ mg cm ⁻³ $\lambda = 10$ cm ratio = 1

* Ψ_i est la pression initiale, C_i est la concentration initiale de soluté, J_w est le flux d'eau, C_0 est la concentration appliquée, λ est la dispersivité, k_{degr} est la constante de dégradation de premier ordre, ρ_b est la densité du sol, dt_{max} est le pas de temps maximum, k_d est la constante de distribution, ratio est le pourcentage d'eau mobile.

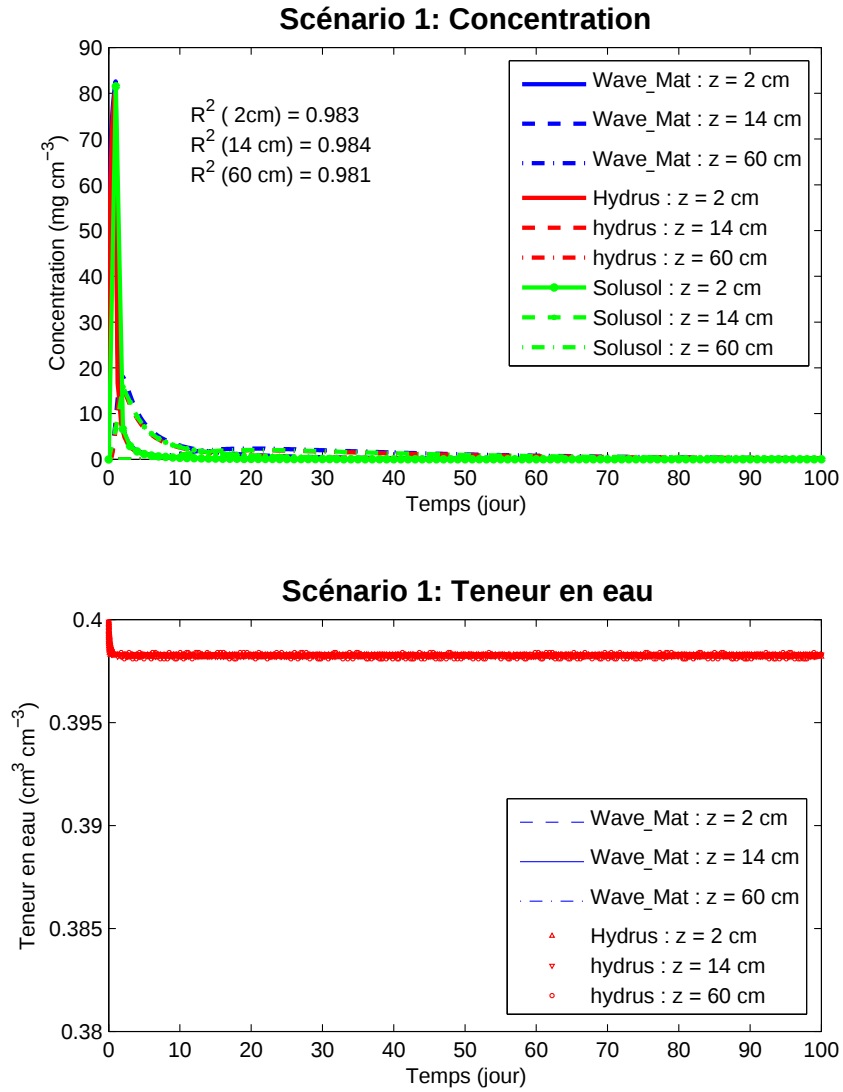


Fig. 6.9: Scénario 1, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté sans adsorption et sans dégradation dans un sol argileux

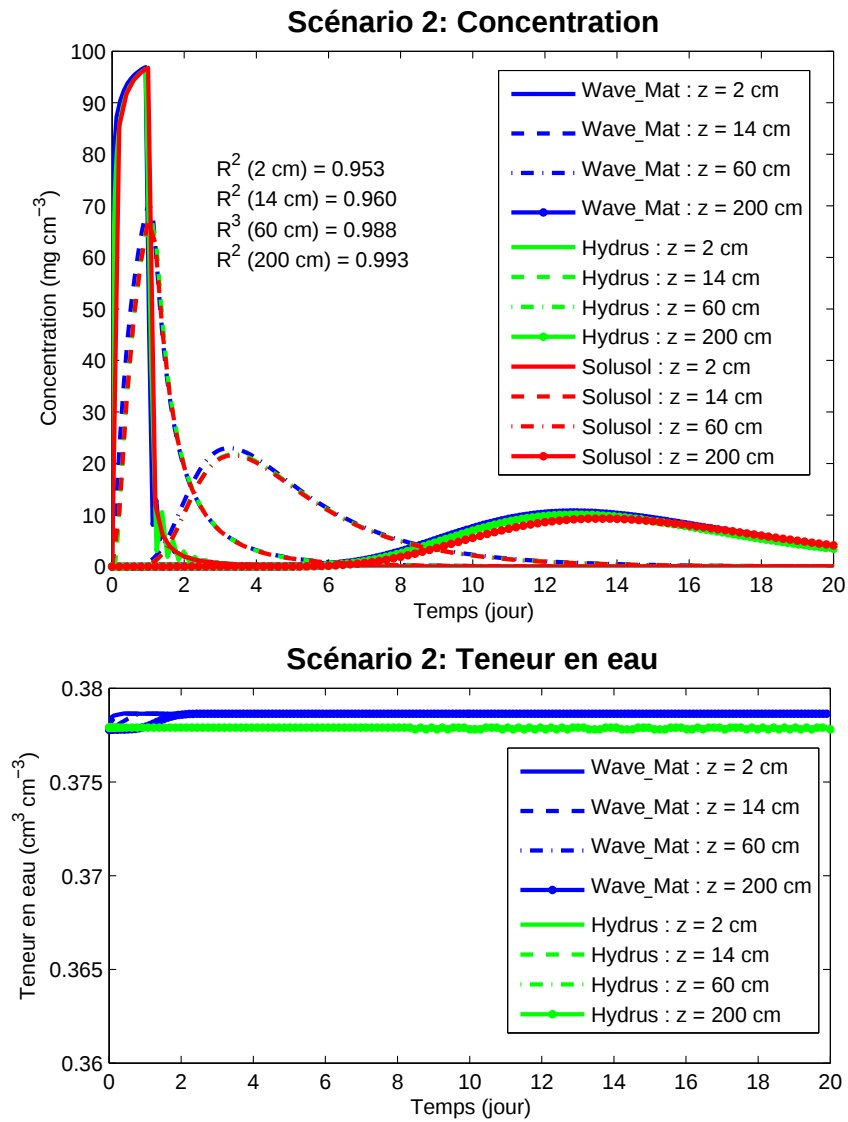


Fig. 6.10: Scénario 2, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté sans adsorption et sans dégradation dans un sol limoneux

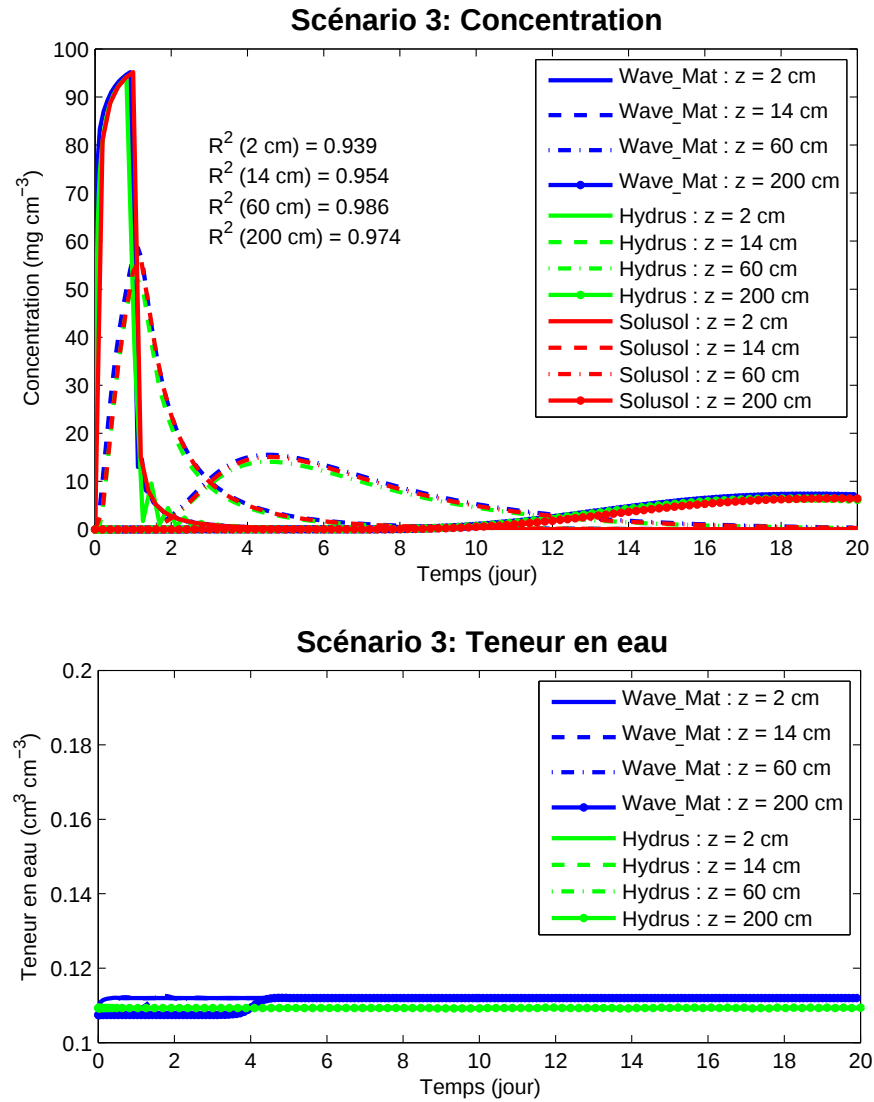


Fig. 6.11: Scénario 3, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté sans adsorption et sans dégradation dans un sol sableux

6.4.2.2 Transport d'un soluté s'adsorbant

Les conditions de ces scénarios (4, 5 et 6) sont présentées dans le tableau 6.6. Les figures 6.12, 6.13 et 6.14 qui montrent des résultats obtenus permettent de constater la similarité des courbes de restitution obtenues avec les 3 solutions. Pour le sol argileux, la profondeur 200 cm n'est pas observée car le soluté arrive à peine à ce niveau pour la période de simulation considérée. Pour la comparaison quantitative entre *Wave_Mat* et la solution analytique, les coefficients de détermination R^2 sont pour la plus part supérieurs à 0.9 à toutes les profondeurs observées. Pour le sol limoneux à 200 cm de profondeur, la valeur de R^2 s'explique surtout par un faible nombre de points considérés pour la comparaison car le soluté arrive à ce niveau vers la fin de la simulation.

Tableau 6.6: Conditions des scénarios 4, 5 et 6

*Conditions initiales	*Conditions aux limites	*Remarques
Scénario 4 : Transport d'un soluté s'adsorbant dans un sol argileux		
$\Psi_i(z, t=0) = -0.58$ cm	$J_w(z=0) = -0.5$ cm jour ⁻¹	Type de sol = argile
$C_i(z, t=0) = 0$	$C_0(z=0) = 100$ mg cm ⁻³	Longueur du profil = 200 cm
	pour $0 < t \leq 1$ jour	
	$C_0(z=0) = 0$ pour $t > 1$ jour	Discretisation du profil = 1 cm
	Concentration BC	$dt_{max} = 0.1$ jour
	Drainage libre	$k_d = 0.2$ mg ⁻¹ cm ³
		$k_{degr} = 0$ jour ⁻¹
		$\rho_b = 1.5$ mg cm ⁻³
		$\lambda = 20$ cm
		ratio = 1
Scénario 5 : Transport d'un soluté s'adsorbant dans un sol limoneux		
$\Psi_i(z, t = 0) = -16.98$ cm	$J_w(z=0) = -5$ cm jour ⁻¹	Type de sol = limon
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z=0) = 100$ mg cm ⁻³	Longueur du profil = 200 cm
	for $0 < t \leq 1$ jour	
	$C_0(z = 0) = 0$ pour $t > 1$ jour	Discretisation du profil = 1 cm
	Concentration BC	$dt_{max} = 0.1$ jour
	Drainage libre	$k_d = 0.2$ mg ⁻¹ cm ³
		$k_{degr} = 0$ jour ⁻¹
		$\rho_b = 1.5$ mg cm ⁻³
		$\lambda = 10$ cm
		ratio = 1
Scénario 6 : Transport d'un soluté s'adsorbant dans un sol sableux		
$\Psi_i(z, t = 0) = -16.19$ cm	$J_w(z = 0) = -1$ cm jour ⁻¹	Type de sol = sable
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z=0) = 100$ mg cm ⁻³	Longueur du profil = 200 cm
	pour $0 < t \leq 1$ jour	
	$C_0(z = 0) = 0$ for $t > 1$ jour	Discretisation du profil = 1 cm
	Concentration BC	$dt_{max} = 0.1$ jour
	Drainage libre	$k_d = 0.2$ mg ⁻¹ cm ³
		$k_{degr} = 0$ jour ⁻¹
		$\rho_b = 1.5$ mg cm ⁻³
		$\lambda = 10$ cm
		ratio = 1

* Ψ_i est la pression initiale, C_i est la concentration initiale de soluté, J_w est le flux d'eau, C_0 est la concentration appliquée, λ est la dispersivité, k_{degr} est la constante de dégradation de premier ordre, ρ_b est la densité du sol, dt_{max} est le pas de temps maximum, k_d est la constante de distribution, ratio est le pourcentage d'eau mobile.

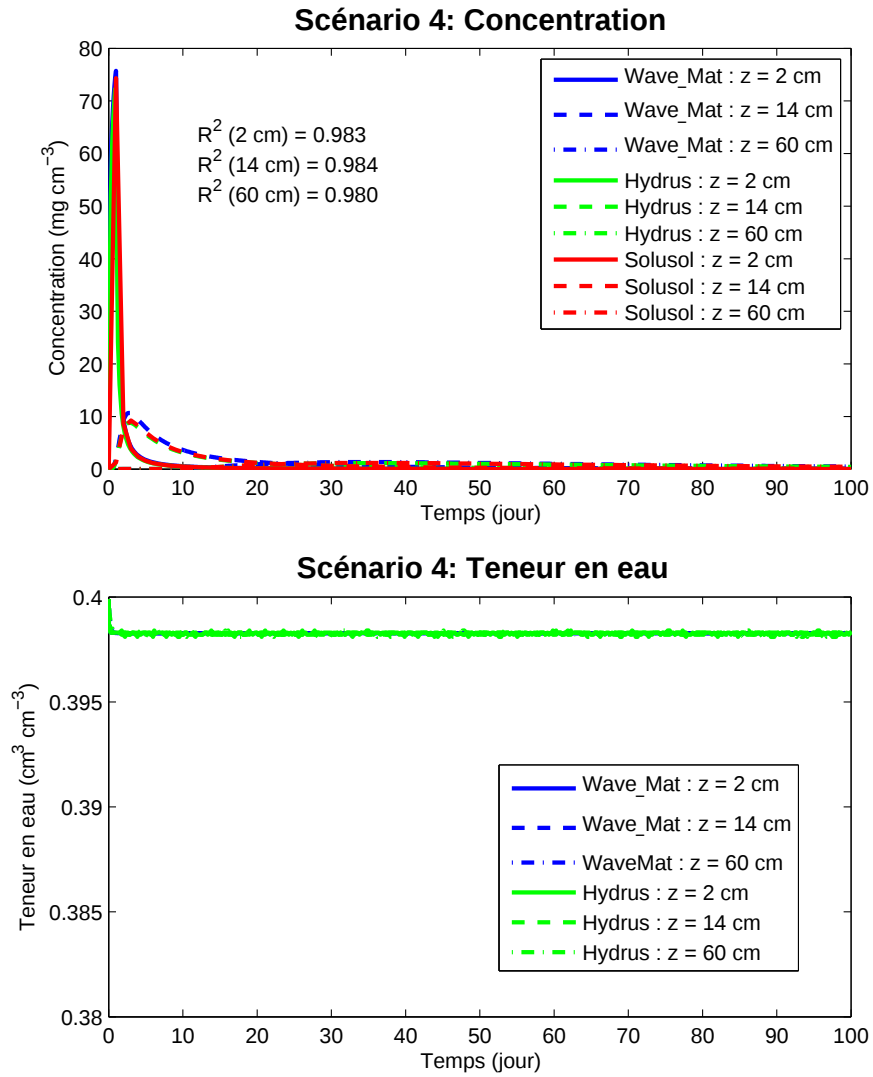


Fig. 6.12: Scénario 4, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec adsorption dans un sol argileux

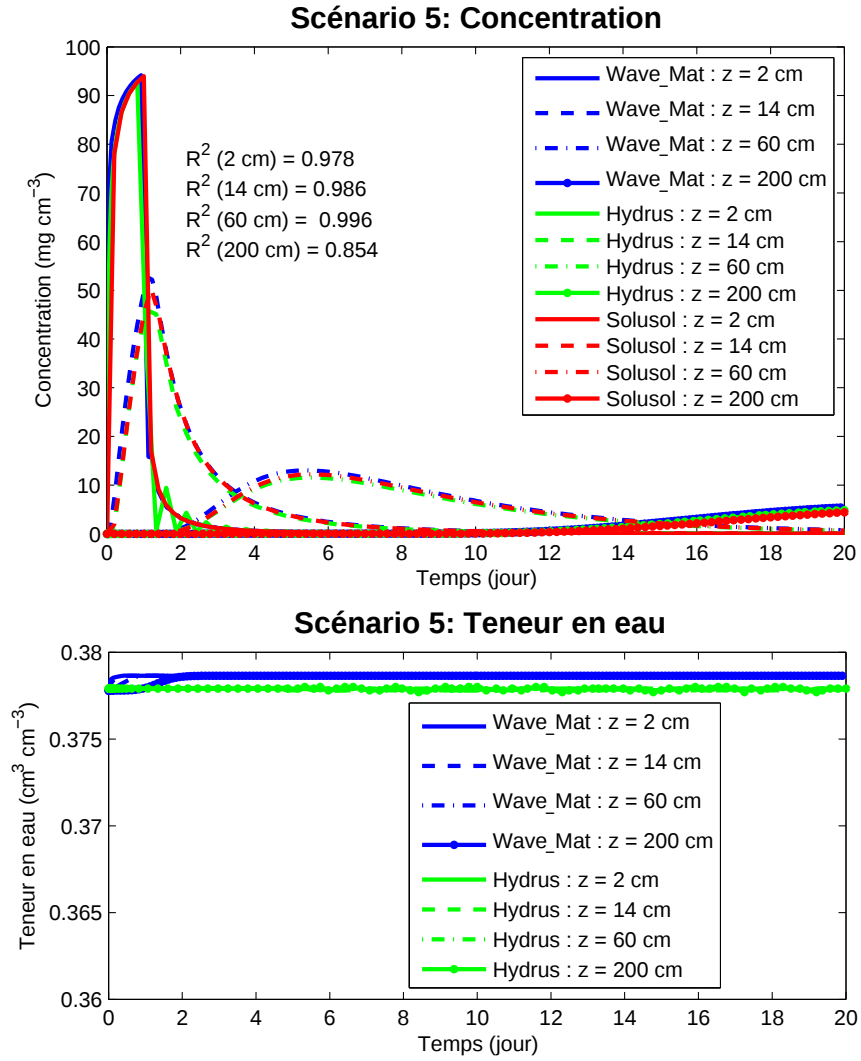


Fig. 6.13: Scénario 5, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec adsorption dans un sol limoneux

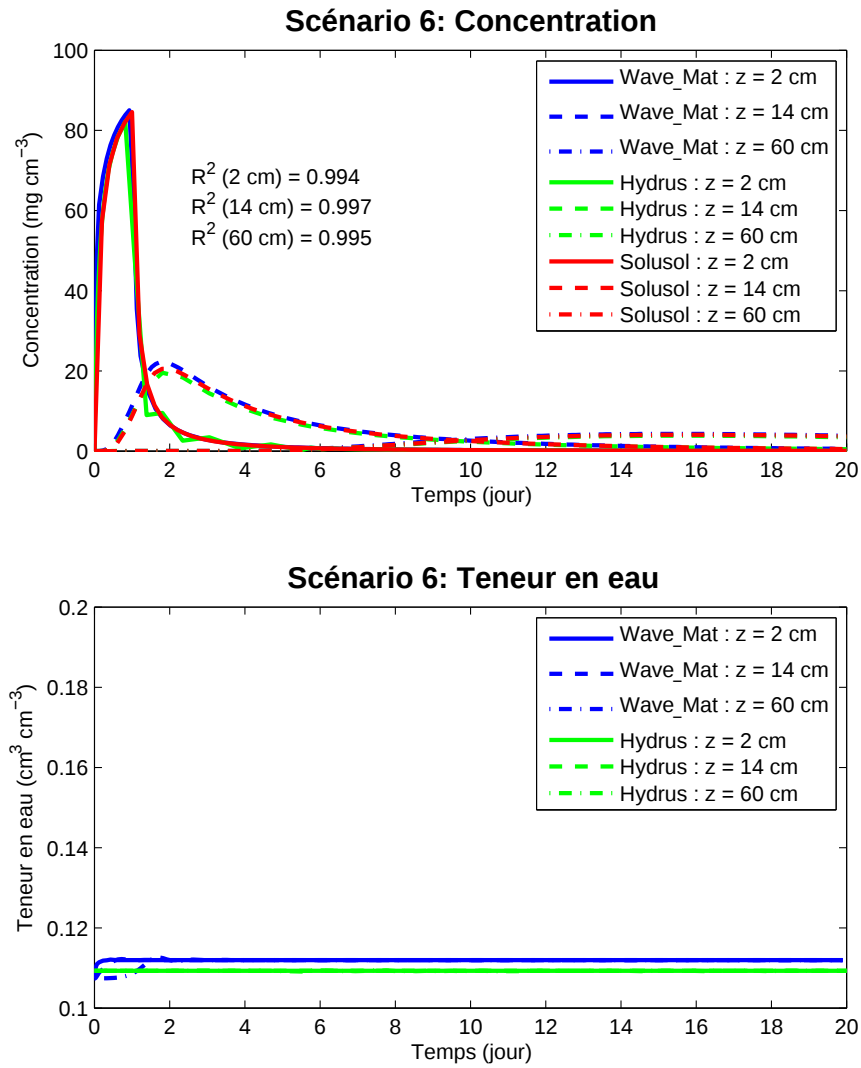


Fig. 6.14: Scénario 6, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec adsorption dans un sol sableux

6.4.2.3 Transport d'un soluté se dégradant

Les conditions de ces scénarios (7, 8 et 9) sont présentées dans le tableau 6.7. Les figures 6.15, 6.16 et 6.17 qui montrent des résultats obtenus permettent de constater la similarité des courbes de restitution obtenues avec les 3 solutions. Pour le sol argileux, la profondeur 200 cm n'est pas observée car le soluté arrive à peine à ce niveau pour la période de simulation considérée. Pour la comparaison quantitative entre *Wave_Mat* et la solution analytique, les coefficients de détermination R^2 sont supérieurs à 0.95 à toutes les profondeurs observées.

Tableau 6.7: Conditions des scénarios 7, 8 et 9

*Conditions initiales	*Conditions aux limites	*Remarques
Scénario 7 : Transport d'un soluté se dégradant dans un sol argileux		
$\Psi_i(z, t = 0) = -0.58 \text{ cm}$	$J_w(z = 0) = -0.5 \text{ cm jour}^{-1}$	Type de sol = argile
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z = 0) = 100 \text{ mg cm}^{-3}$ pour $0 < t \leq 1 \text{ jour}$ $C_0(z = 0) = 0$ pour $t > 1 \text{ jour}$	Longueur du profil = 200 cm Discrétisation du profil = 1 cm
	Concentration BC	$dt_{max} = 0.1 \text{ jour}$
	Drainage libre	$k_d = 0 \text{ mg}^{-1} \text{ cm}^3$ $k_{degr} = 0.2 \text{ jour}^{-1}$ $\rho_b = 1.5 \text{ mg cm}^{-3}$ $\lambda = 20 \text{ cm}$ ratio = 1
Scénario 8 : Transport d'un soluté se dégradant dans un sol limoneux		
$\Psi_i(z, t = 0) = -16.98 \text{ cm}$	$J_w(z = 0) = -5 \text{ cm jour}^{-1}$	Type de sol = limon
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z=0) = 100 \text{ mg cm}^{-3}$ pour $0 < t \leq 1 \text{ jour}$ $C_0(z = 0) = 0$ pour $t > 1 \text{ jour}$	Longueur du profil = 200 cm Discrétisation du profil = 1 cm
	Concentration BC	$dt_{max} = 0.1 \text{ jour}$
	Drainage libre	$k_d = 0 \text{ mg}^{-1} \text{ cm}^3$ $k_{degr} = 0.2 \text{ jour}^{-1}$ $\rho_b = 1.5 \text{ mg cm}^{-3}$ $\lambda = 10 \text{ cm}$ ratio = 1
Scénario 9 : Transport d'un soluté se dégradant dans un sol sableux		
$\Psi_i(z, t = 0) = -16.19 \text{ cm}$	$J_w(z = 0) = -1 \text{ cm jour}^{-1}$	Type de sol = sable
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z=0) = 100 \text{ mg cm}^{-3}$ pour $0 < t \leq 1 \text{ jour}$ $C_0(z = 0) = 0$ pour $t > 1 \text{ jour}$	Longueur du profil = 200 cm Discrétisation du profil = 1 cm
Concentration BC $dt_{max} = 0.1 \text{ jour}$		
Drainage libre $k_d = 0 \text{ mg}^{-1} \text{ cm}^3$		$k_{degr} = 0.2 \text{ jour}^{-1}$ $\rho_b = 1.5 \text{ mg cm}^{-3}$ $\lambda = 10 \text{ cm}$ ratio = 1

* Ψ_i est la pression initiale, C_i est la concentration initiale de soluté, J_w est le flux d'eau, C_0 est la concentration appliquée, λ est la dispersivité, k_{degr} est la constante de dégradation de premier ordre, ρ_b est la densité du sol, dt_{max} est le pas de temps maximum, k_d est la constante de distribution, ratio est le pourcentage d'eau mobile.

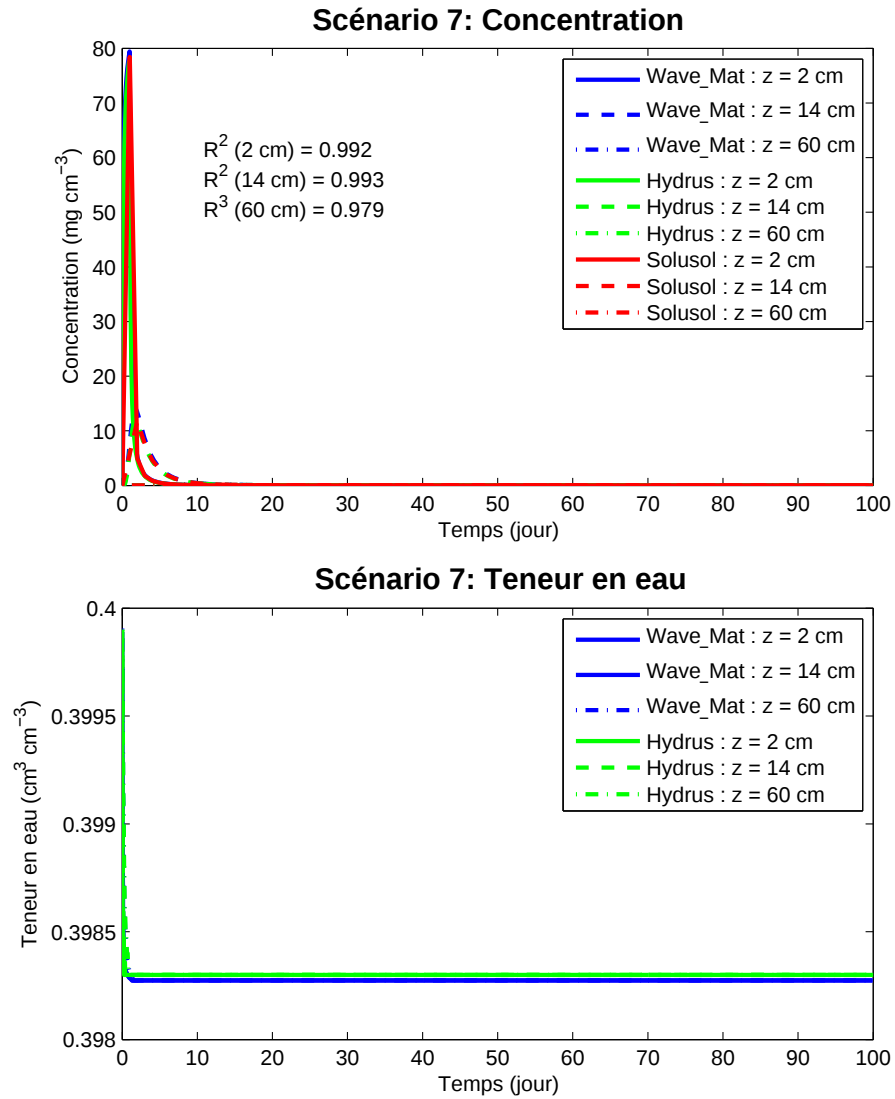


Fig. 6.15: Scénario 7, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec dégradation dans un sol argileux

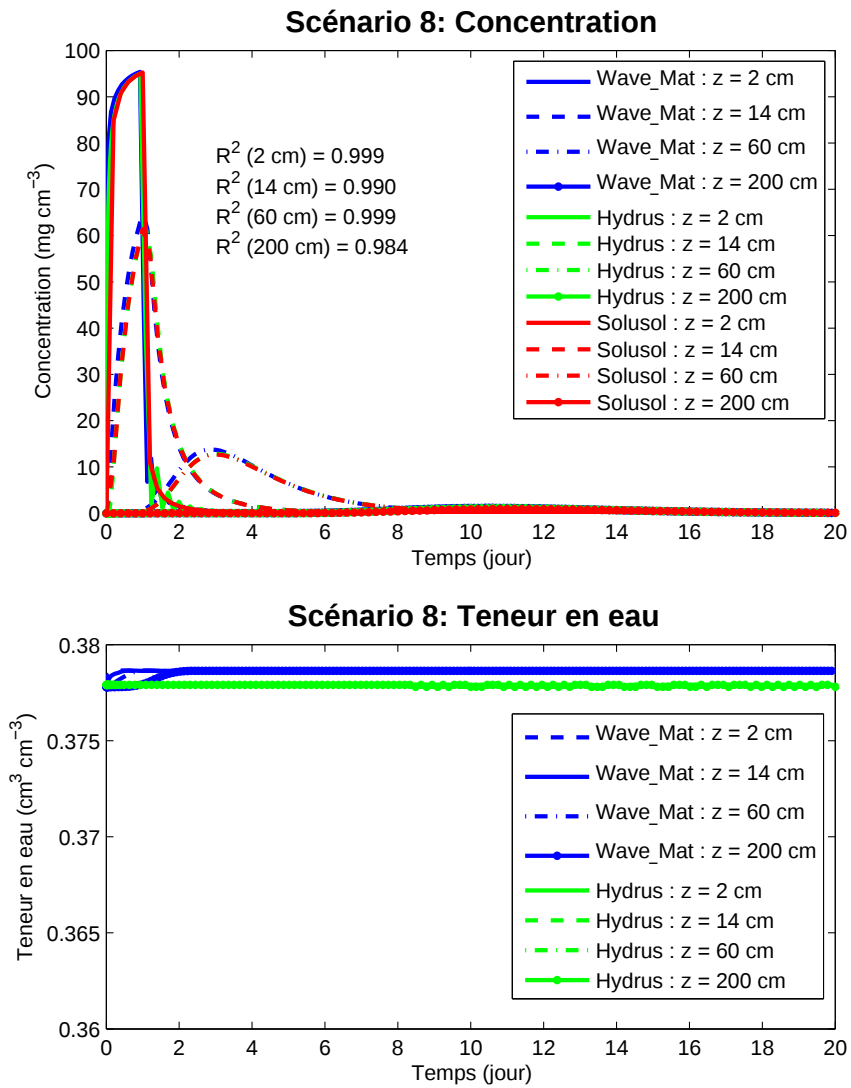


Fig. 6.16: Scénario 8, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec dégradation dans un sol limoneux

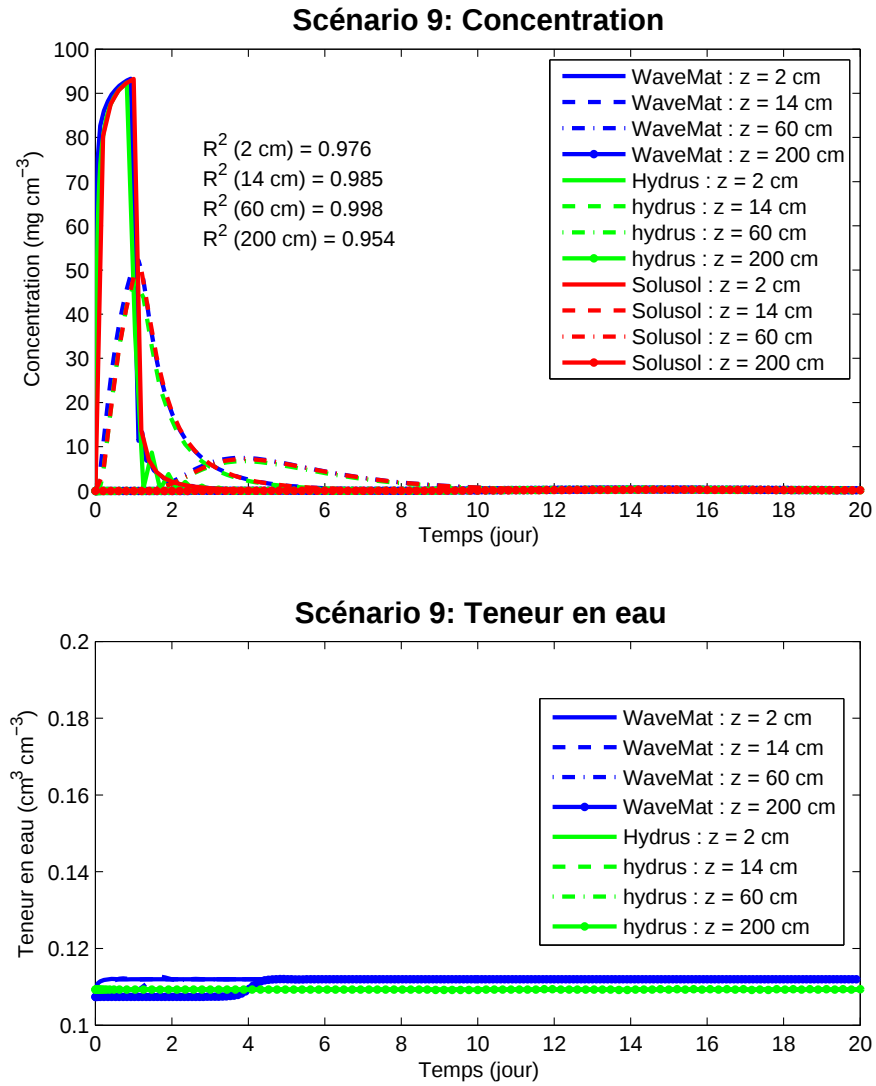


Fig. 6.17: Scénario 9, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec dégradation dans un sol sableux

6.4.2.4 Simulation du transport d'un soluté inerte avec l'existence d'eau immobile

Les conditions des scénarios 10, 11 et 12 sont dans le tableau 6.8 et les résultats sont présentés sur les figures 6.18, 6.19 et 6.20. La comparaison avec *Hydrus* montre des coefficients de détermination R^2 supérieurs à 0.95 à toutes les profondeurs observées et pour les 3 types de sols.

Tableau 6.8: Conditions des scénarios 10, 11 et 12

*Conditions initiales	*Conditions aux limites	*Remarques
Scénario 10 : Soluté inerte, sol argileux et existence d'eau immobile		
$\Psi_i(z, t = 0) = -0.58 \text{ cm}$	$J_w(z = 0) = -0.5 \text{ cm jour}^{-1}$	Type de sol = argile
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z = 0) = 100 \text{ mg cm}^{-3}$ pour $0 < t \leq 1 \text{ jour}$	Longueur du profil = 200 cm
	$C_0(z = 0) = 0$ pour $t > 1 \text{ jour}$	Discretisation du profil = 1 cm
	Concentration BC	$dt_{max} = 0.1 \text{ jour}$
	Drainage libre	$k_d = 0 \text{ mg}^{-1} \text{ cm}^3$
		$k_{degr} = 0 \text{ jour}^{-1}$
		$\rho_b = 1.5 \text{ mg cm}^{-3}$
		$\lambda = 20 \text{ cm}$
		ratio = 0.5, $\alpha = 0.5$, f=1
Scénario 11 : Soluté inerte, sol limoneux et existence d'eau immobile		
$\Psi_i(z, t = 0) = -16.98 \text{ cm}$	$J_w(z=0) = -5 \text{ cm jour}^{-1}$	Type de sol = limon
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z = 0) = 100 \text{ mg cm}^{-3}$ pour $0 < t \leq 1 \text{ jour}$	Longueur du profil = 200 cm
	$C_0(z = 0) = 0$ pour $t > 1 \text{ jour}$	Discretisation du profil = 1 cm
	Concentration BC	$dt_{max} = 0.1 \text{ jour}$
	Drainage libre	$k_d = 0 \text{ mg}^{-1} \text{ cm}^3$
		$k_{degr} = 0 \text{ jour}^{-1}$
		$\rho_b = 1.5 \text{ mg cm}^{-3}$
		$\lambda = 10 \text{ cm}$
		ratio = 0.5, $\alpha = 0.5$, f=1
Scénario 12 : Soluté inerte, sol sableux et existence d'eau immobile		
$\Psi_i(z, t = 0) = -16.19 \text{ cm}$	$J_w(z = 0) = -1 \text{ cm jour}^{-1}$	Type de sol = sable
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z = 0) = 100 \text{ mg cm}^{-3}$ pour $0 < t \leq 1 \text{ jour}$	Longueur du profil = 200 cm
	$C_0(z = 0) = 0$ pour $t > 1 \text{ jour}$	Discretisation du profil = 1 cm
	Concentration BC	$dt_{max} = 0.1 \text{ jour}$
	Drainage libre	$k_d = 0 \text{ mg}^{-1} \text{ cm}^3$
		$k_{degr} = 0 \text{ jour}^{-1}$
		$\rho_b = 1.5 \text{ mg cm}^{-3}$
		$\lambda = 10 \text{ cm}$
		ratio = 0.5, $\alpha = 0.5$, f=1

* Ψ_i est la pression initiale, C_i est la concentration initiale de soluté, J_w est le flux d'eau, C_0 est la concentration appliquée, λ est la dispersivité, k_{degr} est la constante de dégradation de premier ordre, ρ_b est la densité du sol, dt_{max} est le pas de temps maximum, k_d est la constante de distribution, ratio est le pourcentage d'eau mobile, α est le coefficient de transfert de masse, f est le pourcentage de sites d'adsorption dans la région mobile.

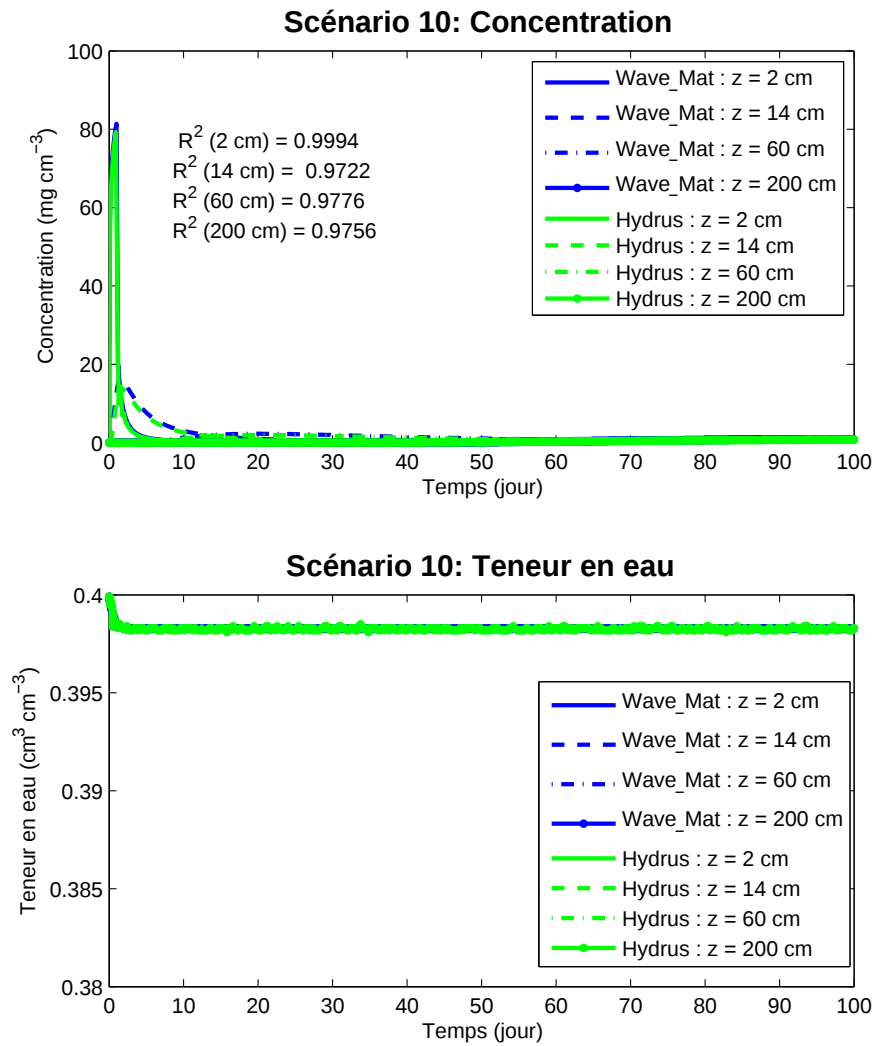


Fig. 6.18: Scénario 10, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec existence d'eau immobile dans un sol argileux

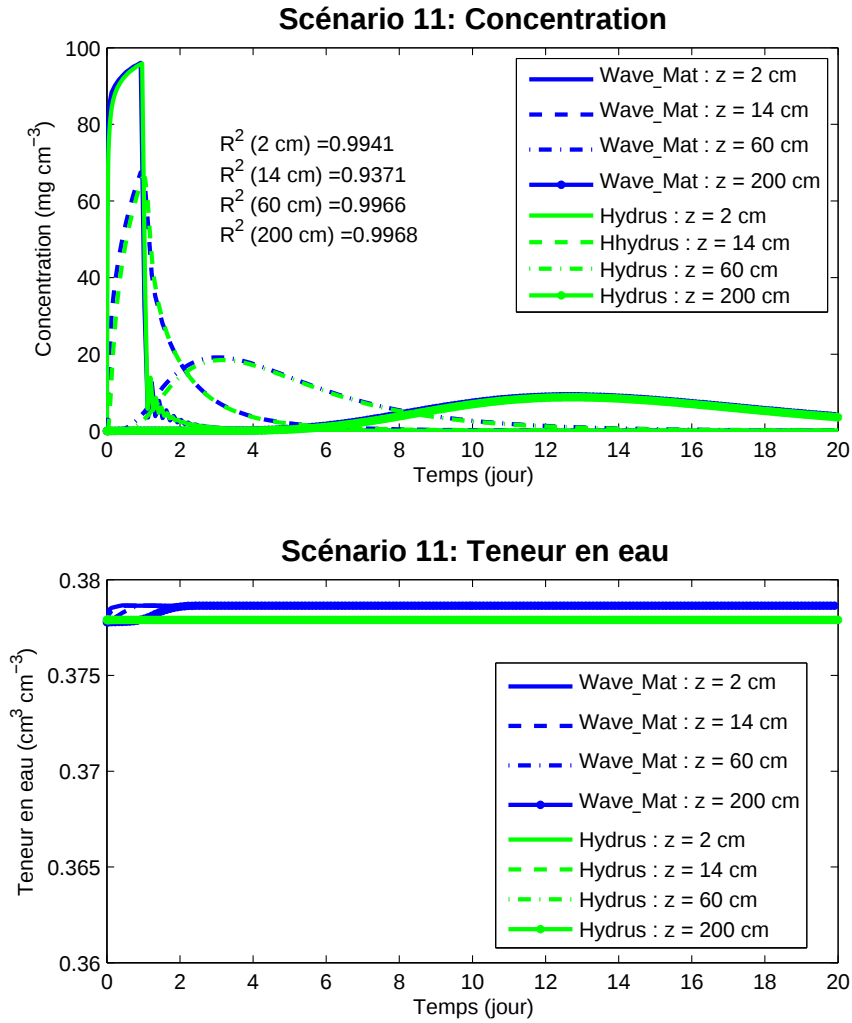


Fig. 6.19: Scénario 11, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec existence d'eau immobile dans un sol limoneux

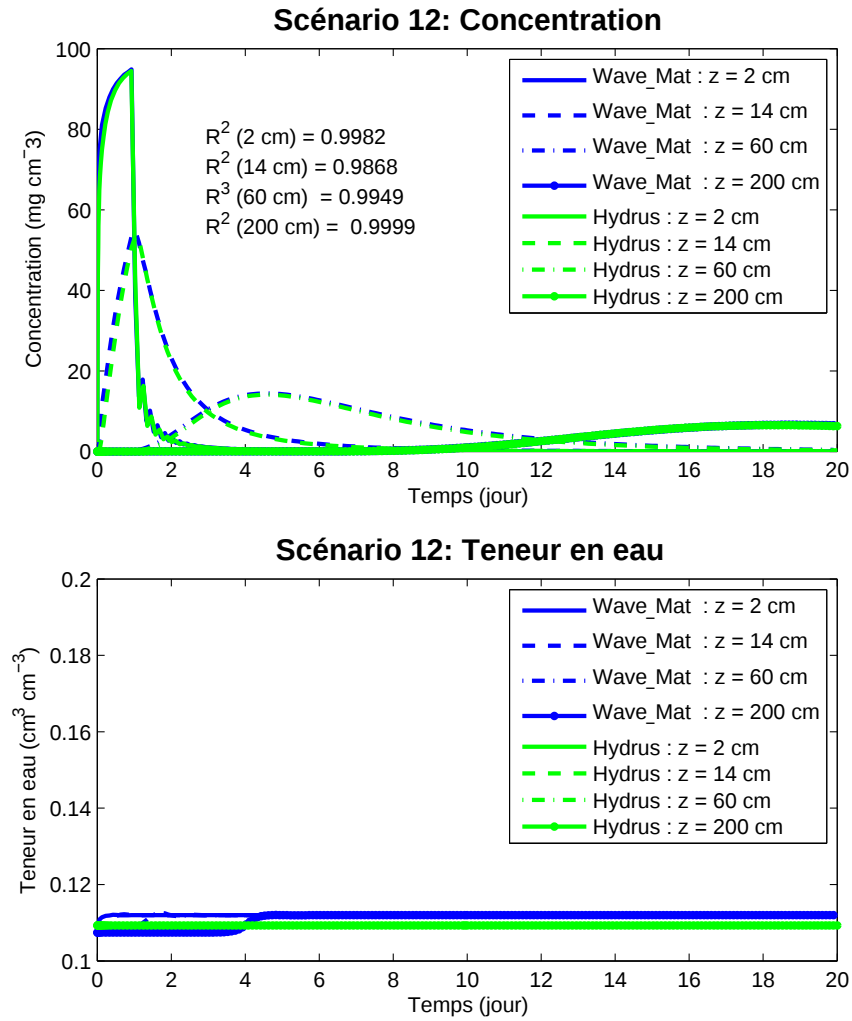


Fig. 6.20: Scénario 12, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté avec existence d'eau immobile dans un sol sableux

6.4.3 Simulation du transport d'un soluté inerte en régime d'écoulement non permanent

La teneur en eau est variable avec le temps pour ces scénarios et la comparaison est uniquement faite avec *Hydrus*. Le tableau 6.9 présente les conditions de ces scénarios pour les sols limoneux et sableux. Pour le sol argileux, le soluté se déplace trop lentement pour permettre des observations car la teneur en eau diminue. La comparaison entre les deux solutions donne un coefficient de détermination supérieur à 0.95 pour tous les scénarios (Fig. 6.21 et 6.22). Les valeurs de teneur en eau fournies par les deux solutions sont aussi similaires.

Tableau 6.9: Conditions des scénarios 13 et 14

*Conditions initiales	*Conditions aux limites	*Remarques
Scénario 13 : Transport d'un soluté inerte dans un sol limoneux		
$\Psi_i(z, t = 0) = -16.98 \text{ cm}$	$J_w(z=0) = -1 \text{ cm jour}^{-1}$	Type de sol = limon
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z = 0) = 100 \text{ mg cm}^{-3}$	Longueur du profil = 200 cm
	pour $0 < t \leq 1 \text{ jour}$	
	$C_0(z = 0) = 0 \text{ for } t > 1 \text{ jour}$	Discretisation du profil = 1 cm
	Concentration BC	$dt_{max} = 0.1 \text{ jour}$
	Drainage libre	$k_d = 0 \text{ mg}^{-1} \text{ cm}^3$
		$k_{degr} = 0 \text{ jour}^{-1}$
		$\rho_b = 1.5 \text{ mg cm}^{-3}$
		$\lambda = 20 \text{ cm}$
		ratio = 1
Scénario 14 : Transport d'un soluté inerte dans un sol sableux		
$\Psi_i(z, t = 0) = -100 \text{ cm}$	$J_w(z = 0) = -1 \text{ cm jour}^{-1}$	Type de sol = sable
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z = 0) = 100 \text{ mg cm}^{-3}$	Longueur du profil = 200 cm
	pour $0 < t \leq 1 \text{ jour}$	
	$C_0(z = 0) = 0 \text{ pour } t > 1 \text{ jour}$	Discretisation du profil = 1 cm
	Concentration BC	$dt_{max} = 0.1 \text{ jour}$
	Drainage libre	$k_d = 0 \text{ mg}^{-1} \text{ cm}^3$
		$k_{degr} = 0 \text{ jour}^{-1}$
		$\rho_b = 1.5 \text{ mg cm}^{-3}$
		$\lambda = 20 \text{ cm}$
		ratio = 1

* Ψ_i est la pression initiale, C_i est la concentration initiale de soluté, J_w est le flux d'eau, C_0 est la concentration appliquée, λ est la dispersivité, k_{degr} est la constante de dégradation de premier ordre, ρ_b est la densité du sol, dt_{max} est le pas de temps maximum, k_d est la constante de distribution, ratio est le pourcentage d'eau mobile.

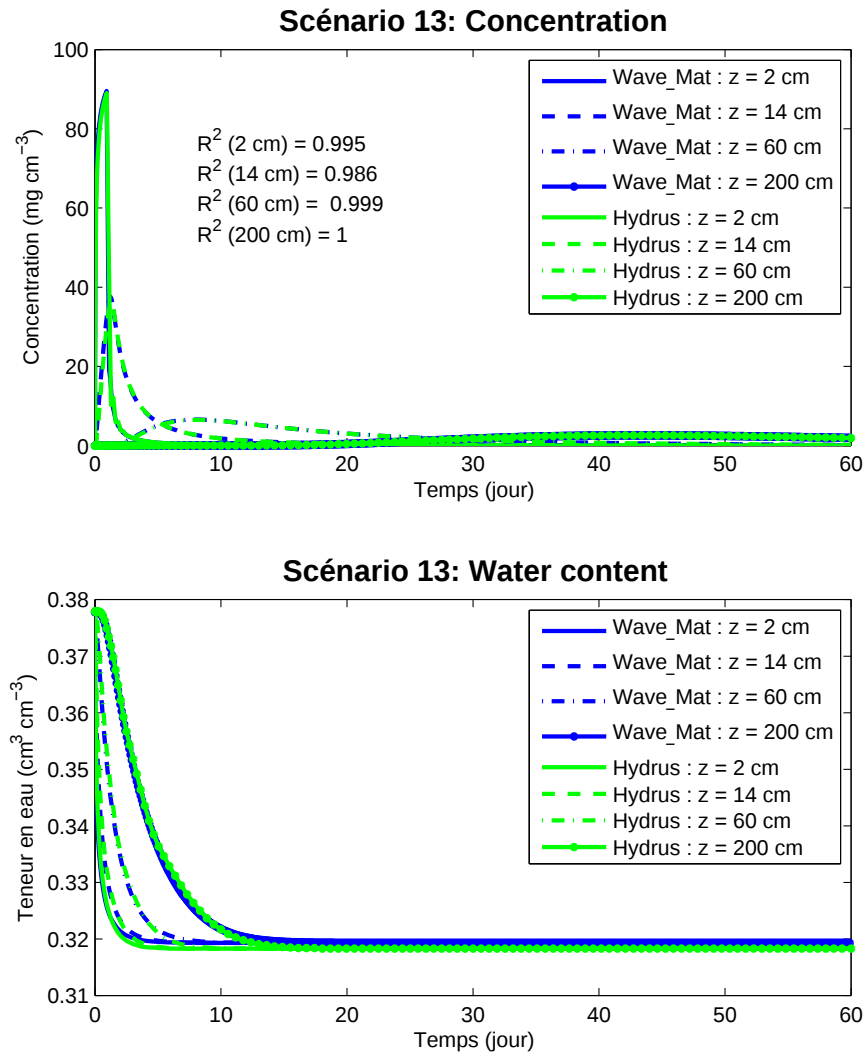


Fig. 6.21: Scénario 13, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en régime non permanent dans un sol limoneux

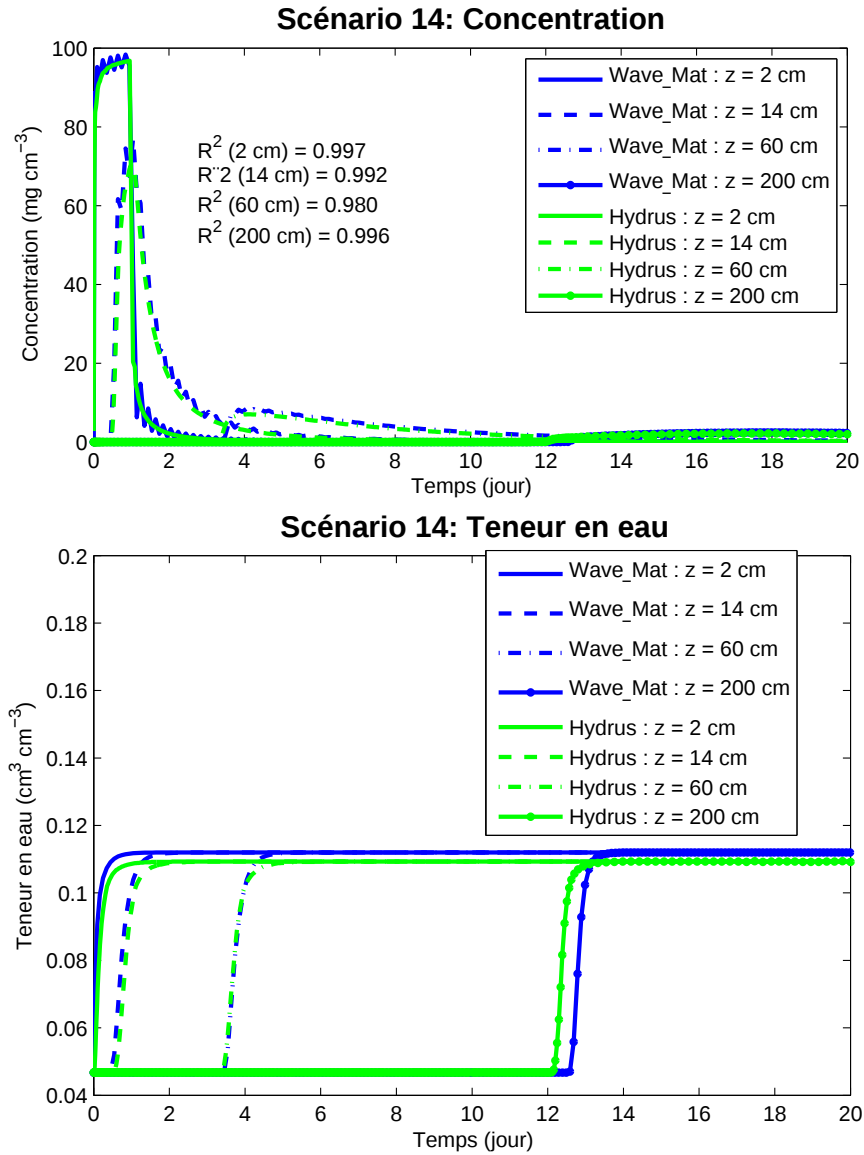


Fig. 6.22: Scénario 14, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en régime non permanent dans un sol sableux

6.4.4 Simulation du transport d'un soluté inerte en conditions climatiques

Dans ces scénarios, la pluie est très variable au cours du temps (Annexes E et F). Les simulations sont effectuées, sur des périodes sèches ou humides et avec ou sans concentration initiale dans le profil de sol. Les comparaisons concernent les solutions de *Wave_Mat* et *Hydrus*.

6.4.4.1 Transport d'un soluté inerte sur une période sèche suivie d'une période humide

Les conditions de ces scénarios (15, 16 et 17) sont dans le tableau 6.10. Les figures 6.23, 6.24 et 6.25 montrent des résultats similaires avec des coefficients de détermination supérieurs à 0,99. Les teneurs en eau des deux solutions sont aussi similaires.

Tableau 6.10: Conditions des scénarios 15, 16 et 17

*Conditions initiales	*Conditions aux limites	*Remarques
Scénario 15 : Soluté inerte, sol argileux, période sèche suivie de période humide		
$\Psi_i(z, t = 0) = -150\text{cm}$	$J_w(z = 0)$: voir Annexe E	Type de sol = argile
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z=0) = 0$ pour $0 < t < 91$ jours	Longueur du profil = 200 cm
	$C_0(z = 0) = 80$ pour $91 \leq t \leq 150$ jours	Discrétisation du profil = 1 cm
	Concentration BC	$dt_{max} = 0.1$ jour
	Drainage libre	$k_d = 0 \text{ mg}^{-1} \text{ cm}^3$
		$k_{degr} = 0 \text{ jour}^{-1}$
		$\rho_b = 1.5 \text{ mg cm}^{-3}$
		$\lambda = 10 \text{ cm}$
		ratio = 1
Scénario 16 : Soluté inerte, sol limoneux et période sèche suivie d'une période humide		
$\Psi_i(z, t = 0) = -150 \text{ cm}$	$J_w(z = 0)$: voir Annexe E	Type de sol = limon
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z = 0) = 0$ pour $0 < t < 91$ jours	Longueur du profil = 200 cm
	$C_0(z = 0) = 80$ pour $91 \leq t \leq 150$ jours	Discrétisation du profil = 1 cm
	Concentration BC	$dt_{max} = 0.1$ jour
	Drainage libre	$k_d = 0 \text{ mg}^{-1} \text{ cm}^3$
		$k_{degr} = 0 \text{ jour}^{-1}$
		$\rho_b = 1.5 \text{ mg cm}^{-3}$
		$\lambda = 10 \text{ cm}$
		ratio = 1
Scénario 17 : Soluté inerte, sol sableux et période sèche suivie d'une période humide		
$\Psi_i(z, t = 0) = -150 \text{ cm}$	$J_w(z=0)$: voir Annexe E	Type de sol = sable
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z = 0) = 0$ pour $0 < t < 91$ jours	Longueur du profil = 200 cm
	$C_0(z = 0) = 80$ pour $91 \leq t \leq 150$ jourss	Discrétisation du profil = 1 cm
	Concentration BC	$dt_{max} = 0.1$ jour
	Drainage libre	$k_d = 0 \text{ mg}^{-1} \text{ cm}^3$
		$k_{degr} = 0 \text{ jour}^{-1}$
		$\rho_b = 1.5 \text{ mg cm}^{-3}$
		$\lambda = 10 \text{ cm}$
		ratio = 1

* Ψ_i est la pression initiale, C_i est la concentration initiale de soluté, J_w est le flux d'eau, C_0 est la concentration appliquée, λ est la dispersivité, k_{degr} est la constante de dégradation de premier ordre, ρ_b est la densité du sol, dt_{max} est le pas de temps maximum, k_d est la constante de distribution, ratio est le pourcentage d'eau mobile.

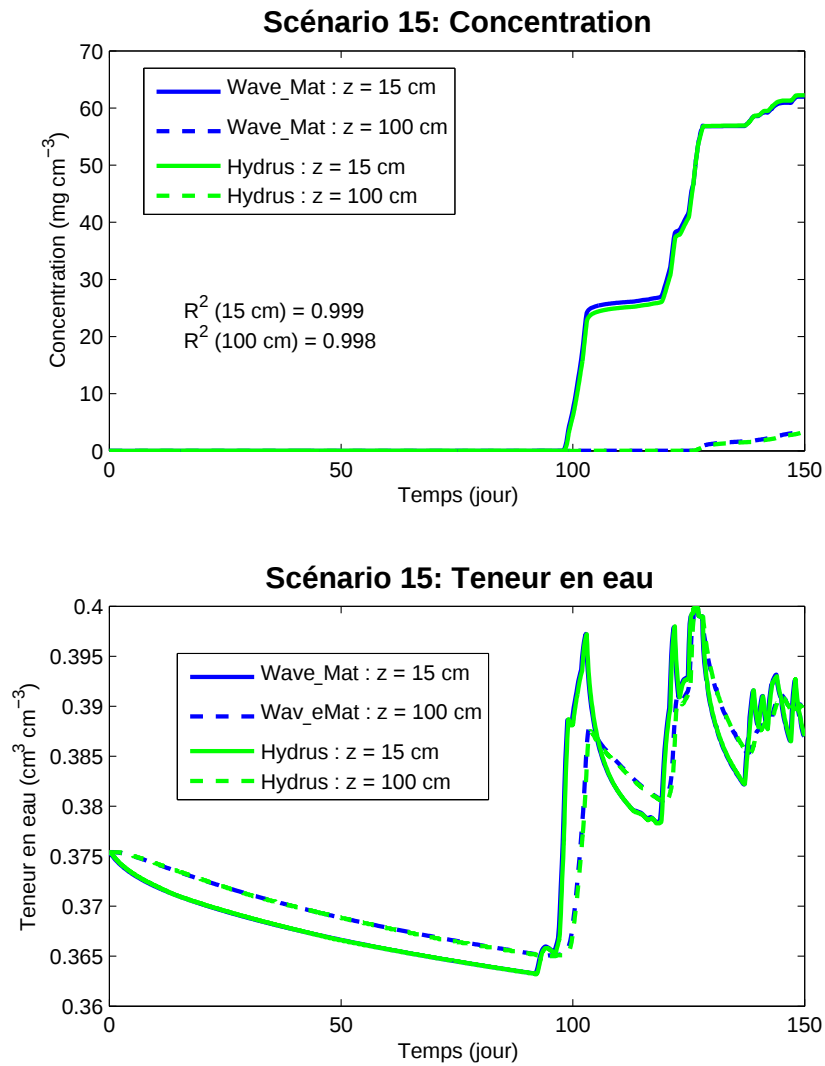


Fig. 6.23: Scénario 15, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période sèche suivie de période humide) dans un sol argileux

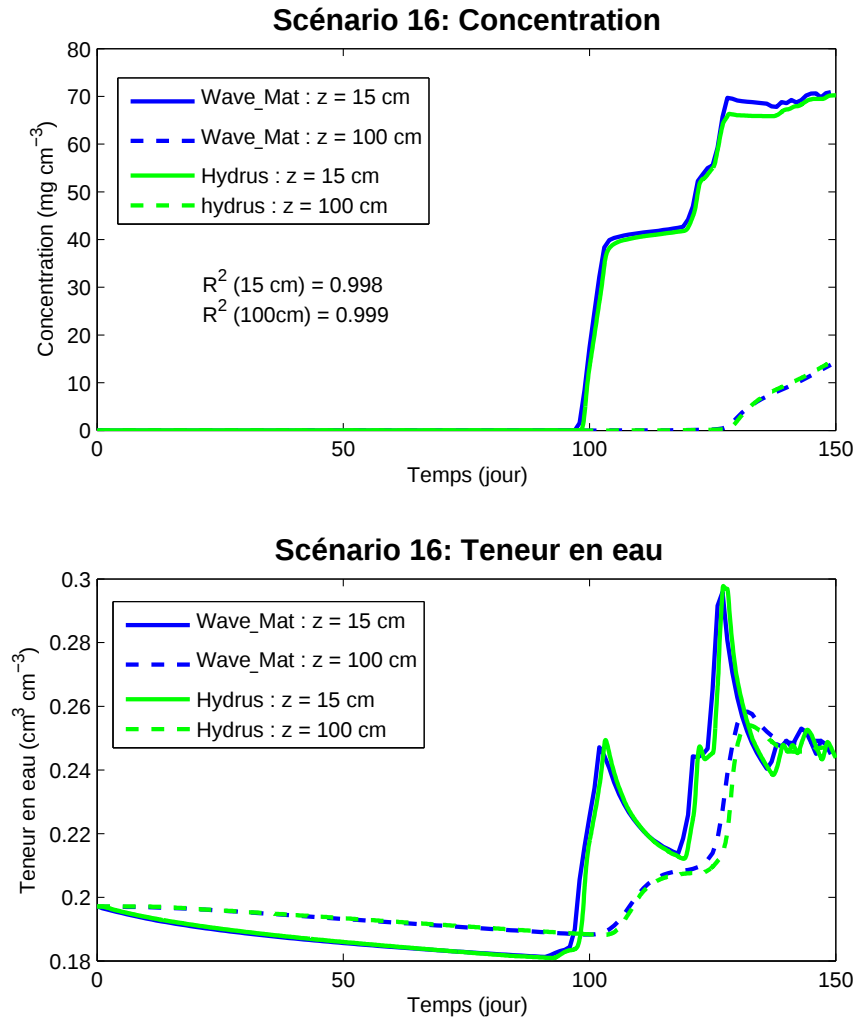


Fig. 6.24: Scénario 16, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période sèche suivie de période humide) dans un sol limoneux

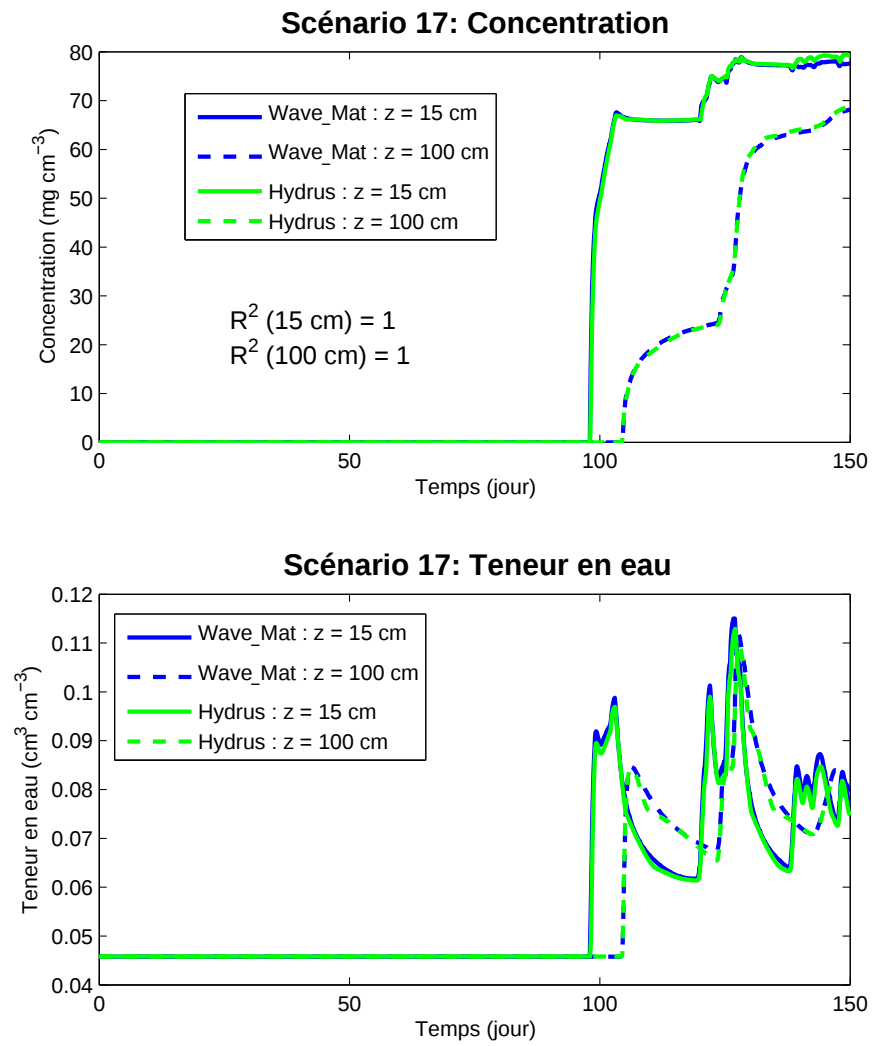


Fig. 6.25: Scénario 17, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période sèche suivie de période humide) dans un sol sableux

6.4.4.2 Transport d'un soluté inerte sur une période humide

Les conditions de ces scénarios (18, 19 et 20) sont dans le tableau 6.11. Les figures 6.26, 6.27 et 6.28 montrent des résultats similaires avec des coefficients de détermination supérieurs à 0,99. Les teneurs en eau des deux solutions sont aussi similaires.

Tableau 6.11: Conditions des scénarios 18, 19 et 20

*Conditions initiales	*Conditions aux limites	*Remarques
Scénario 18 : Soluté inerte, sol argileux et période humide		
$\Psi_i(z, t = 0) = -40$ cm	$J_w(z = 0)$: voir Annexe F	Type de sol = argile
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z = 0) = 163$ mg cm ³ pour $0 < t \leq 76$ jours Concentration BC	Longueur du profil = 100 cm Discrétisation du profil = 1 cm
	Drainage libre	$dt_{max} = 0.1$ jour $k_d = 0$ mg ⁻¹ cm ³ $k_{degr} = 0$ jour ⁻¹ $\rho_b = 1.5$ mg cm ⁻³ $\lambda = 10$ cm ratio = 1
Scénario 19 : Soluté inerte, sol limoneux et période humide		
$\Psi_i(z, t = 0) = -40$ cm	$J_w(z=0)$: voir Annexe F	Type de sol = limon
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z=0) = 163$ mg cm ³ pour $0 < t \leq 76$ jours Concentration BC	Longueur du profil = 100 cm Discrétisation du profil = 1 cm
	Drainage libre	$dt_{max} = 0.1$ jour $k_d = 0$ mg ⁻¹ cm ³ $k_{degr} = 0$ jour ⁻¹ $\rho_b = 1.5$ mg cm ⁻³ $\lambda = 10$ cm ratio = 1
Scénario 20 : Soluté inerte, sol sableux et période humide		
$\Psi_i(z, t = 0) = -40$ cm	$J_w(z=0)$: voir Annexe F	Type de sol = sable
$C_i(z, t = 0) = 0$	$C_0(z = 0) = 163$ mg cm ³ pour $0 < t \leq 76$ jours Concentration BC	Longueur du profil = 100 cm Discrétisation du profil = 1 cm
	Drainage libre	$dt_{max} = 0.1$ jour $k_d = 0$ mg ⁻¹ cm ³ $k_{degr} = 0$ jour ⁻¹ $\rho_b = 1.5$ mg cm ⁻³ $\lambda = 10$ cm ratio = 1

* Ψ_i est la pression initiale, C_i est la concentration initiale de soluté, J_w est le flux d'eau, C_0 est la concentration appliquée, λ est la dispersivité, k_{degr} est la constante de dégradation de premier ordre, ρ_b est la densité du sol, dt_{max} est le pas de temps maximum, k_d est la constante de distribution, ratio est le pourcentage d'eau mobile.

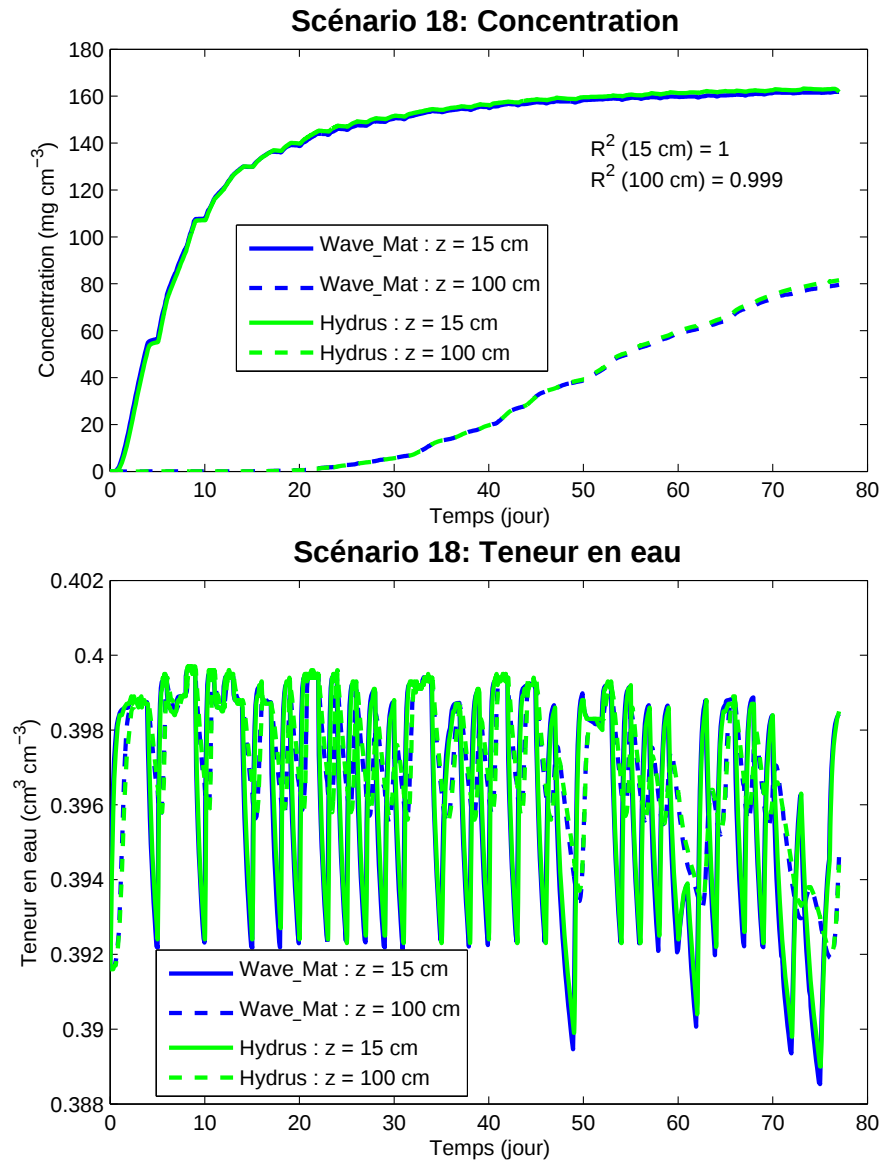


Fig. 6.26: Scénario 18, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période humide uniquement) dans un sol argileux

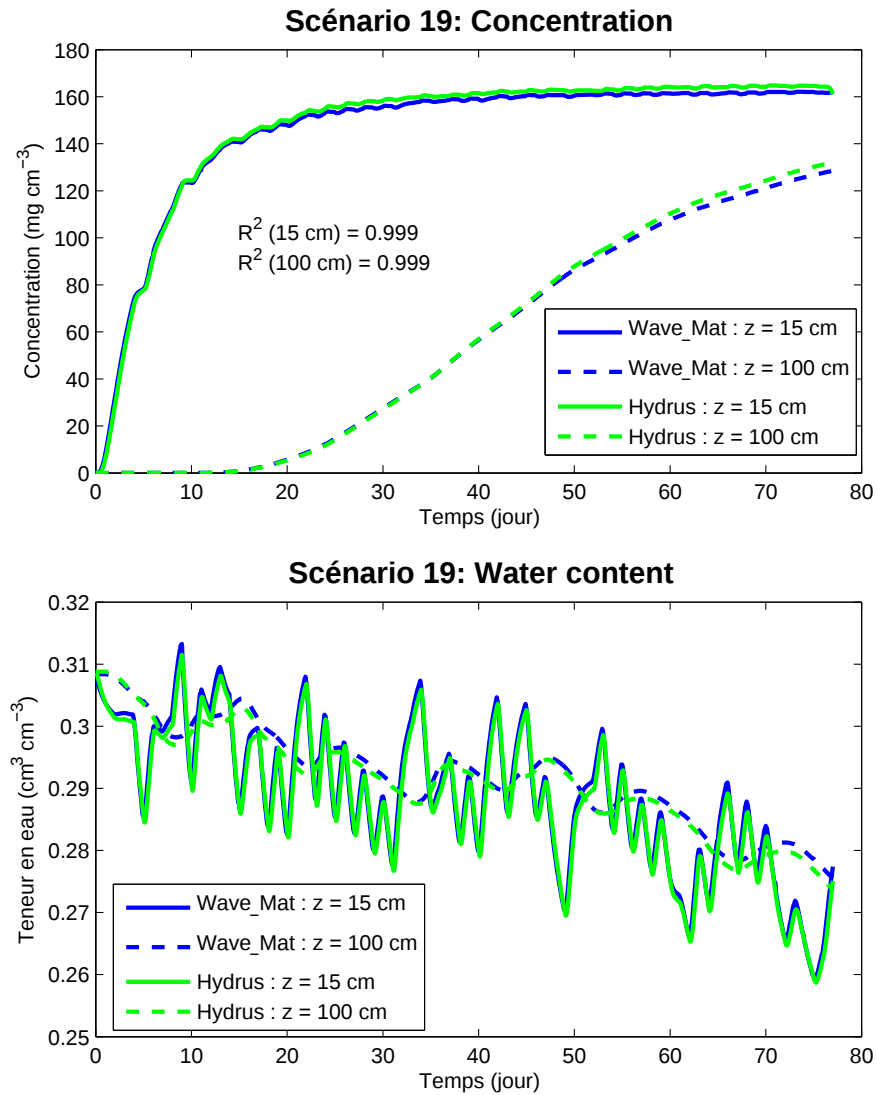


Fig. 6.27: Scénario 19, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période humide uniquement) dans un sol limoneux

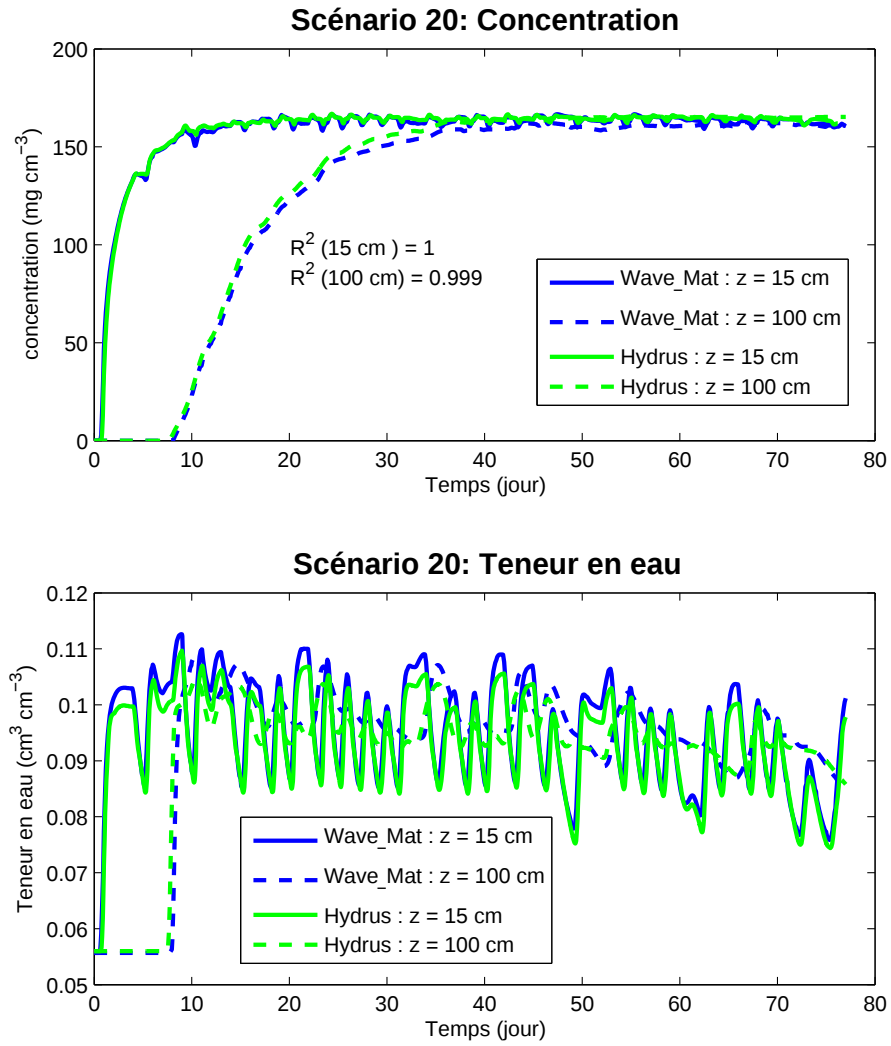


Fig. 6.28: Scénario 20, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période humide uniquement) dans un sol sableux

6.4.4.3 Transport d'un soluté inerte sur une période sèche suivie d'une période humide avec la présence d'une concentration initiale

Les conditions de ces scénarios (21, 22 et 23) sont dans le tableau 6.12. Pour *Wave_Mat*, la concentration initiale dans le profil de sol (tcsoloini) est exprimée en mg cm^{-2} . Elle est choisie de façon à ce que, lorsqu'elle est exprimée en mg cm^{-3} , elle soit égale à la même concentration initiale que celle de *Hydrus*. La conversion de mg cm^{-2} en mg cm^{-3} est effectuée dans le modèle *Wave_Mat* par le script `solute_data`. Les figures 6.29, 6.30 et 6.31 montrent des résultats similaires avec des coefficients de détermination supérieurs à 0,99 pour tous les scénarios. Les teneurs en eau des deux solutions sont aussi similaires.

Tableau 6.12: Conditions des scénarios 21, 22 et 23

*Conditions initiales	*Conditions aux limites	*Remarques
Scénario 21 : Soluté inerte et sol argileux avec une concentration initiale		
$\Psi_i(z, t = 0) = -150$ cm	$J_w(z=0)$: voir Annexe E	Type de sol = argile
$C_i(z, t = 0) = 0.3836$ mg cm ⁻³	$C_0(z=0) = 0$	Longueur du profil = 200 cm
Concentration initiale = 0.144 mg cm ⁻²	Concentration BC	Discretisation du profil = 1 cm
	Drainage libre	dt _{max} = 0.1 jour
	Drainage libre	k _d = 0 mg ⁻¹ cm ³
		k _{degr} = 0 jour ⁻¹
		ρ _b = 1.5 mg cm ⁻³
		λ = 10 cm
		ratio = 1
Scénario 22 : Soluté inerte et sol limoneux avec une concentration initiale		
$\Psi_i(z, t = 0) = -150$ cm	$J_w(z=0)$: voir Annexe E	Type de sol = limon
$C_i(z, t = 0) = 0.3836$ mg cm ⁻³	$C_0(z=0) = 0$	Longueur du profil = 200 cm
Concentration initiale = 0.07556 mg cm ⁻²	Concentration BC	Discretisation du profil = 1 cm
	Drainage libre	dt _{max} = 0.1 jour
		k _d = 0 mg ⁻¹ cm ³
		k _{degr} = 0 jour ⁻¹
		ρ _b = 1.5 mg cm ⁻³
		λ = 10 cm
		ratio = 1
Scénario 23 : Soluté inerte et sol sableux avec une concentration initiale		
$\Psi_i(z, t = 0) = -150$ cm	$J_w(z=0)$: voir Annexe E	Type de sol = sable
$C_i(z, t = 0.3836$ mg cm ⁻³)=0	$C_0(z=0) = 0$	Longueur du profil = 200 cm
Concentration initiale = 0.01757 mg cm ⁻²	Concentration BC	discretisation du profil = 1 cm
	Drainage libre	dt _{max} = 0.1 jour
		k _d = 0 mg ⁻¹ cm ³
		k _{degr} = 0 jour ⁻¹
		ρ _b = 1.5 mg cm ⁻³
		λ = 10 cm
		ratio = 1

* Ψ_i est la pression initiale, C_i est la concentration initiale de soluté, J_w est le flux d'eau, C_0 est la concentration appliquée, λ est la dispersivité, k_{degr} est la constante de dégradation de premier ordre, ρ_b est la densité du sol, dt_{max} est le pas de temps maximum, k_d est la constante de distribution, ratio est le pourcentage d'eau mobile.

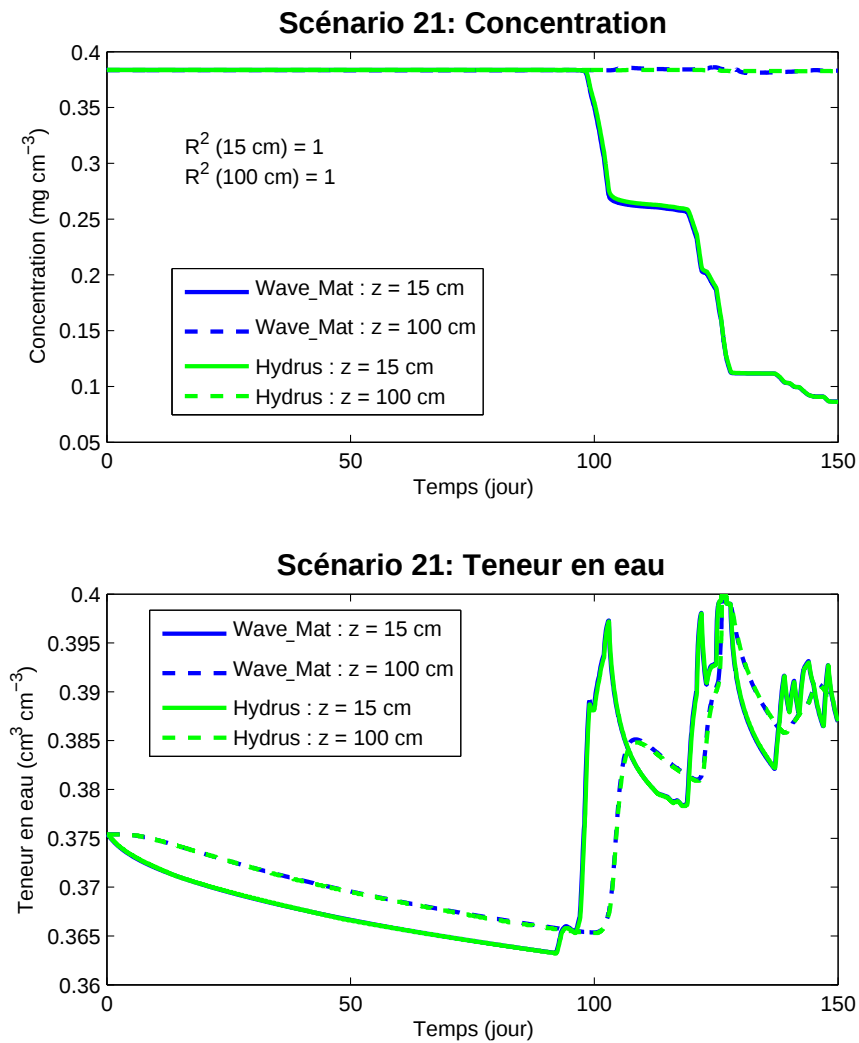


Fig. 6.29: Scénario 21, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période sèche suivie d'une période humide) dans un sol argileux avec une concentration initiale

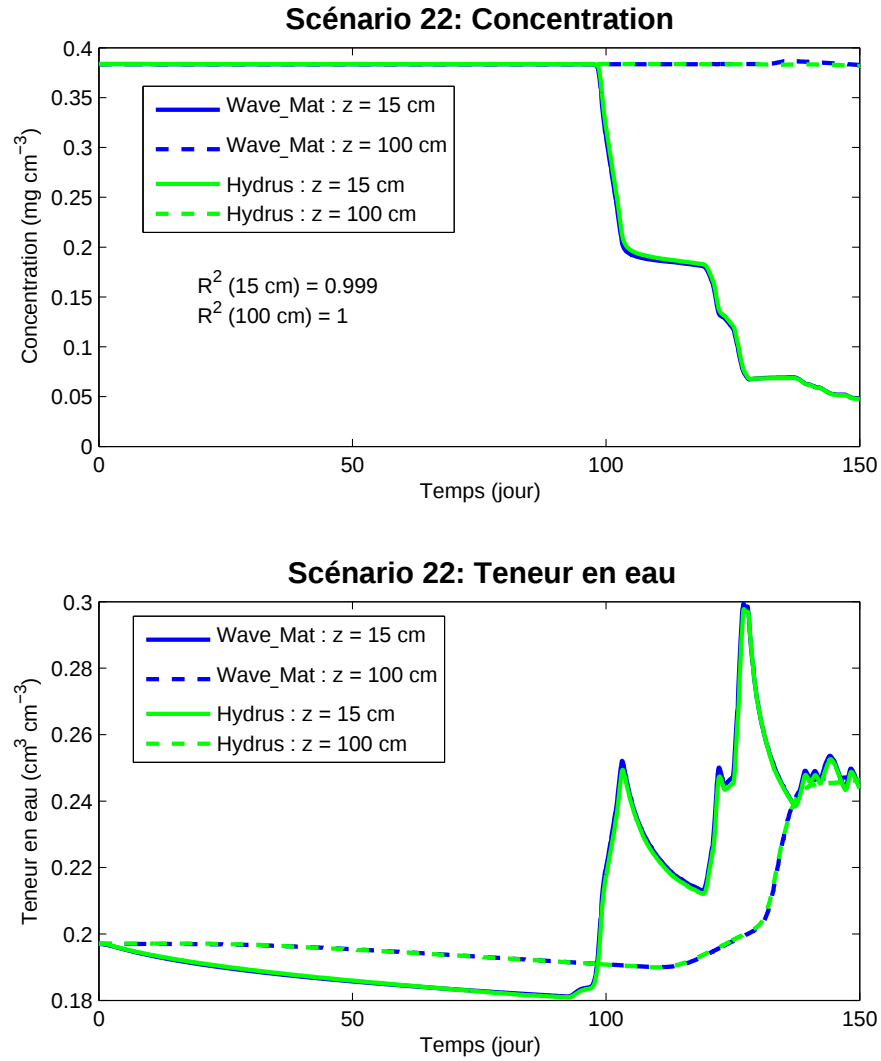


Fig. 6.30: Scénario 22, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période sèche suivie d'une période humide) dans un sol limoneux avec une concentration initiale

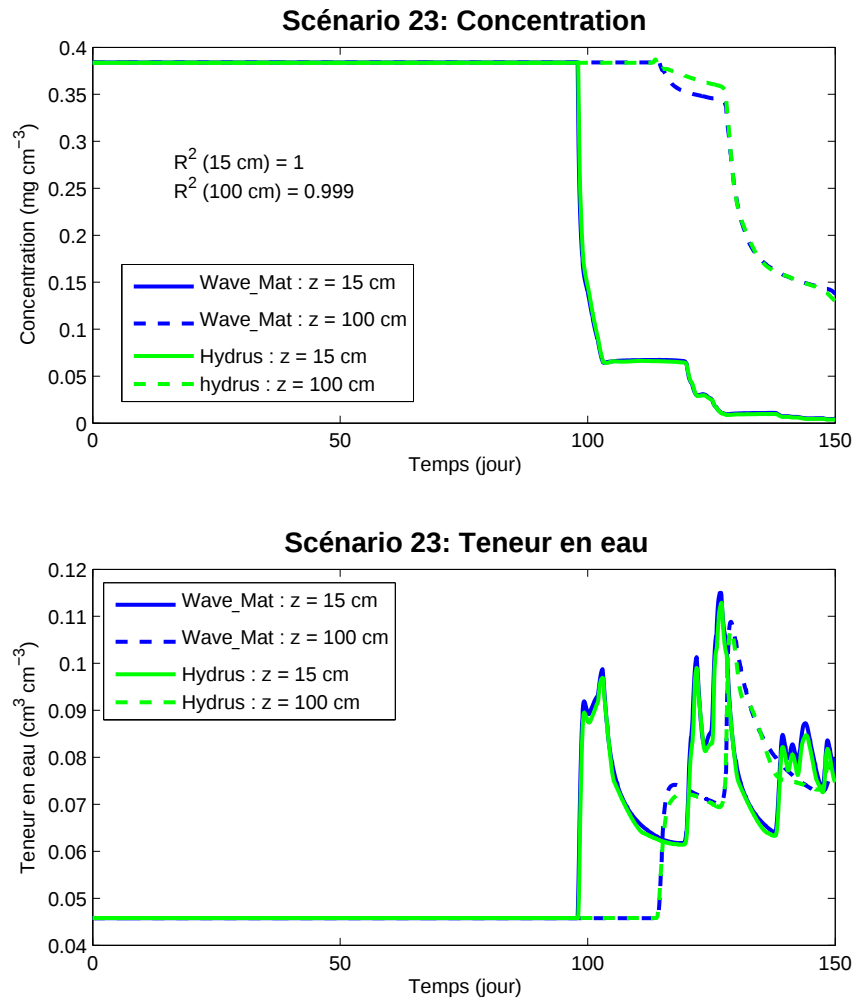


Fig. 6.31: Scénario 23, courbes de restitution et de teneur en eau pour le transport du soluté en conditions climatiques (période sèche suivie d'une période humide) dans un sol sableux avec une concentration initiale

6.4.5 Simulation de l'azote en régime transitoire sans adsorption de l'ammonium

Les conditions des scénarios 24, 25 et 26 sans adsorption de l'ammonium sont dans le tableau 6.13 et les figures 6.32, 6.33 et 6.34 montrent les résultats. La simulation de l'urée et du nitrate donne des résultats similaires pour les 3 types de sol. Pour l'ammonium le coefficient de détermination est plutôt faible dans le cas du sol argileux. Les scénarios 27, 28 et 29 sont testés pour essayer de comprendre les différences pour l'ammonium.

Tableau 6.13: Conditions des scénarios 24, 25 et 26

*Conditions initiales	*Conditions aux limites	*Remarques
Simulation de l'azote sans adsorption de l'ammonium		
$\Psi_i(z, t = 0) = -100$ cm	Pluie = 1 cm jour ⁻¹ pour t ≤ 20 jours ;	Constantes de transformation : voir Annexe G
$C_i = 0$	Pluie = 0 cm jour ⁻¹ pour 20 jours < t ≤ 40 jours ; Pluie = 1 cm jour ⁻¹ pour t > 40 jours ;	Longueur du profil = 220 cm Discrétisation du profil = 10 cm
MO_i : voir Annexe H	Evaporation = -5 cm jour ⁻¹ pour t > 0 $C_0(z=0) = 0$ Flux de concentration, Drainage libre $N_{org} = 8300$ mg m ⁻² à t = 2 jours et = 13550 mg m ⁻² à t = 3 jours $C_{org} = 83000$ mg m ⁻² à t = 2 jours et 135500 mg m ⁻² à t = 3 jours	$dt_{max} = 0.1$ jour $k_d = 0$ mg ⁻¹ cm ³ $\rho_b = 1.52$ mg cm ⁻³ $\lambda = 10$ cm, ratio = 1 $ro = 10$, $fe = 0.3$, $fh = 0.4$

* Ψ_i est la pression initiale, C_i est la concentration initiale de soluté, MO_i est la matière organique initiale dans le profil, J_w est le flux d'eau, C_0 est la concentration de soluté appliquée, N_{org} est la quantité d'azote organique appliquée, C_{org} est la quantité de carbone organique appliquée, λ est la dispersivité, ρ_b est la densité du sol, dt_{max} est le pas de temps maximum, k_d est la constante de distribution, ratio est le pourcentage d'eau mobile, ro est le rapport C/N, fe est la constante d'efficacité de synthèse et fh est la coefficient d'humification.

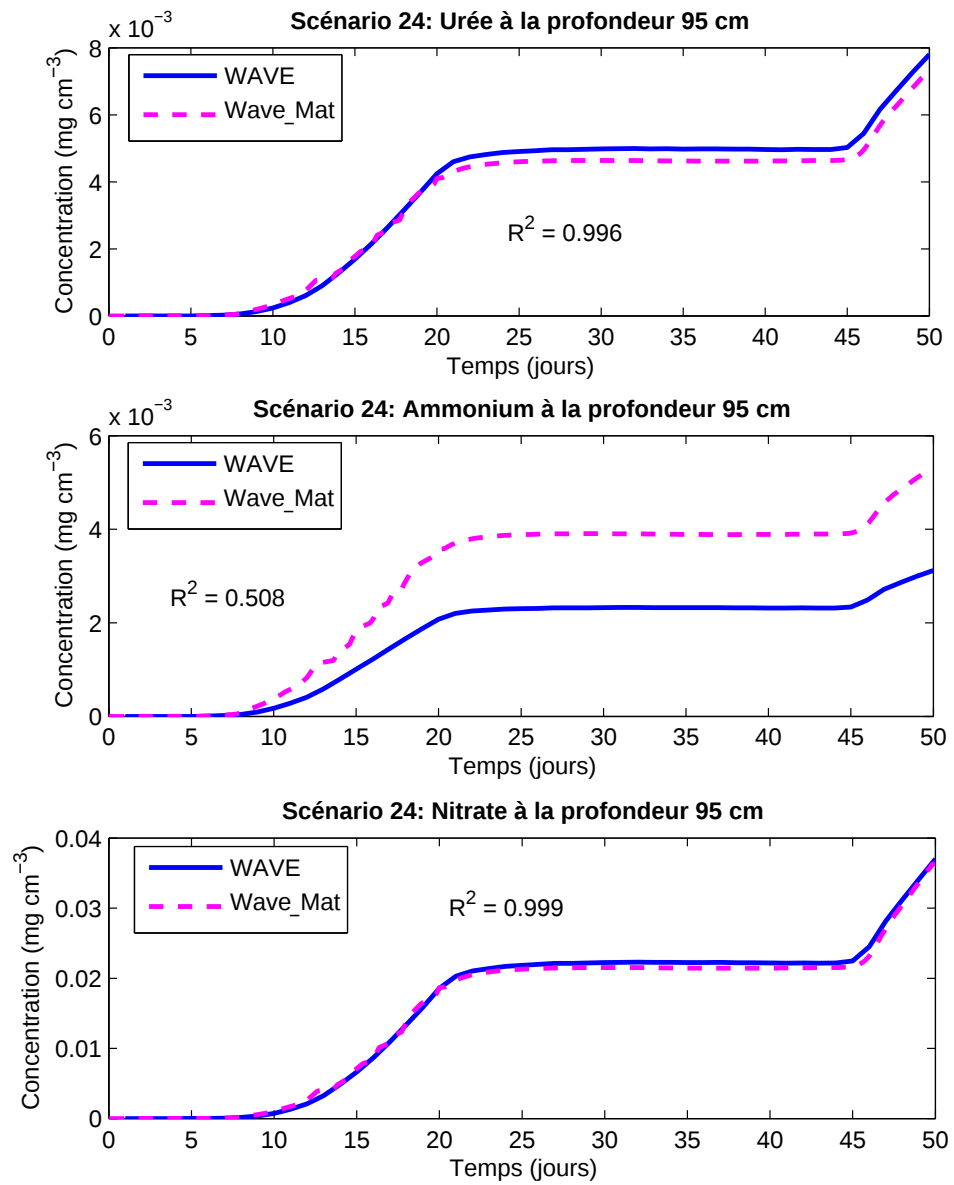


Fig. 6.32: Scénario 24 : Résultats de simulation du transport de l'azote pour le sol argileux sans adsorption de l'ammonium.

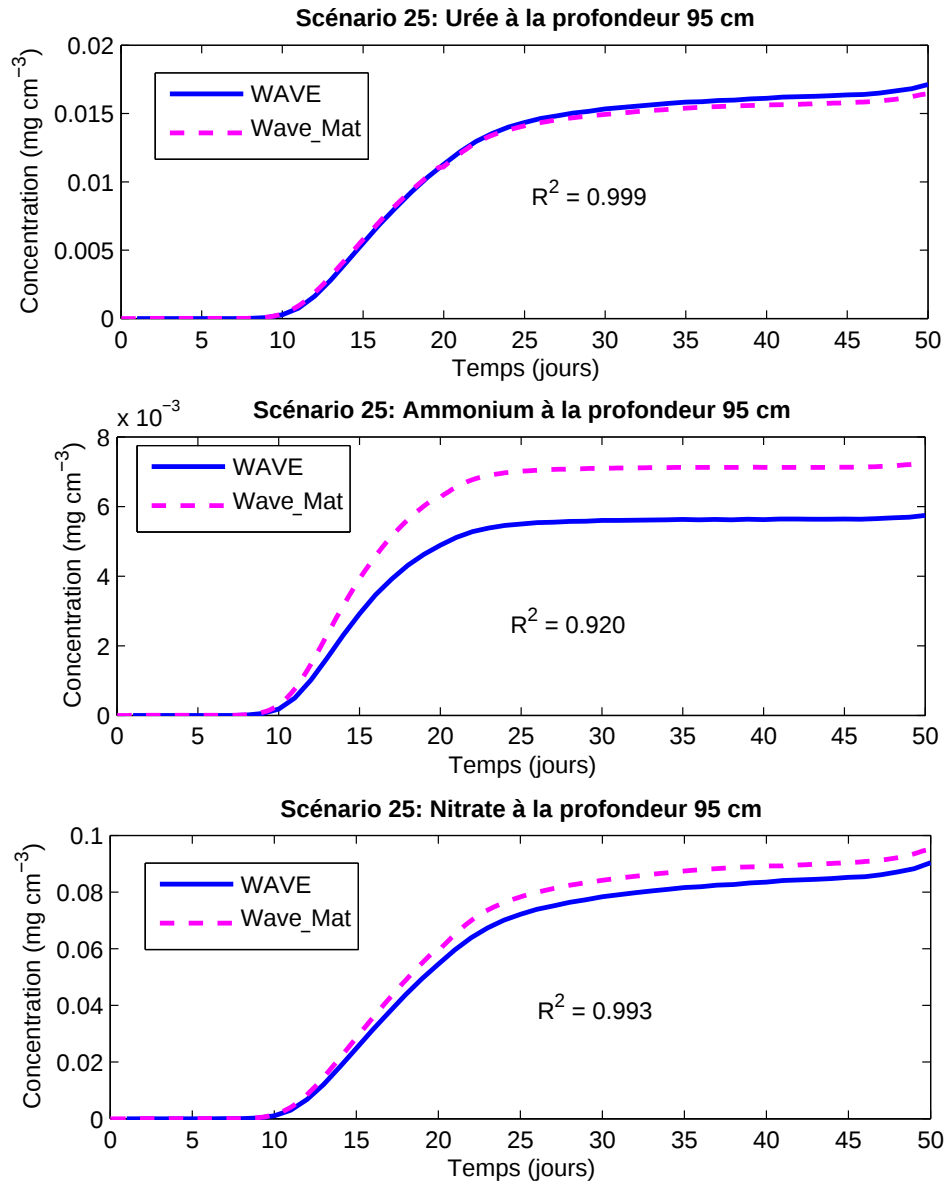


Fig. 6.33: Scénario 25 : Résultats de simulation du transport de l'azote pour le sol limoneux sans adsorption de l'ammonium.

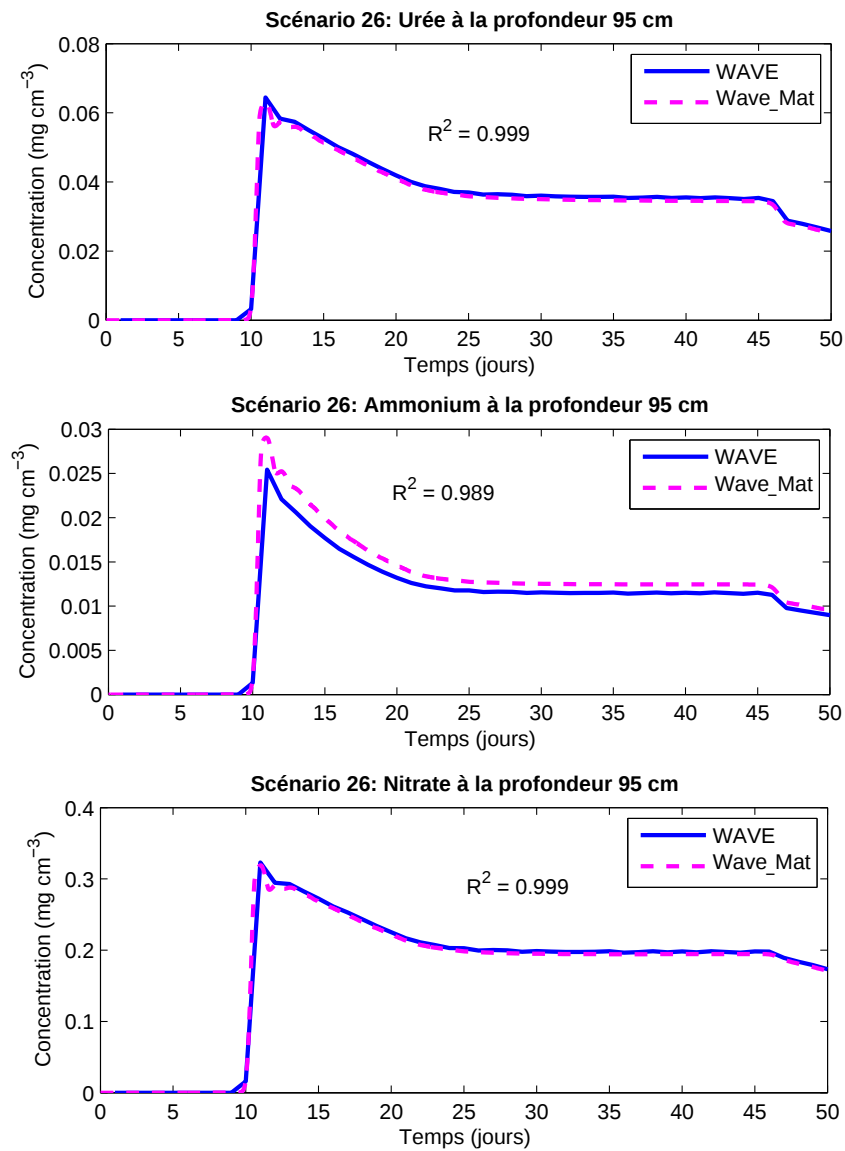


Fig. 6.34: Scénario 26 : Résultats de simulation du transport de l'azote pour le sol sableux sans adsorption de l'ammonium.

6.4.6 Simulation de l'azote en régime transitoire avec adsorption de l'ammonium

Les scénarios 27, 28 et 29 sont les mêmes que les scénarios 24, 25 et 26 respectivement, mais avec un coefficient d'adsorption non nul pour l'ammonium. Pour l'ammonium, les résultats (Fig. 6.35, 6.36 et 6.37) montrent cette fois ci une différence plus importante avec les sols sableux et limoneux. Par contre les résultats pour l'urée et le nitrate restent concordants pour tous les sols. Ces analyses n'ont pas permis de bien comprendre les différence pour l'ammonium, mais avec *Wave_Mat*, pour le sol sableux, la concentration de l'ammonium diminue en présence d'adsorption, ce qui semble logique.

Tableau 6.14: Conditions des scénarios 27, 28 et 29

*Conditions initiales	*Conditions aux limites	*Remarques
Simulation de l'azote avec adsorption de l'ammonium		
même cas que scénarios 24, 25 et 26	même cas que scénarios 24, 25 et 26	même cas que scénarios 24, 25 et 26 mais avec une adsorption k_d ($\text{mg}^{-1} \text{cm}^3$) non nulle pour l'ammonium, argile : $kd = 0.5$; limon : $kd = 0.4$; sable : $kd = 0.3$

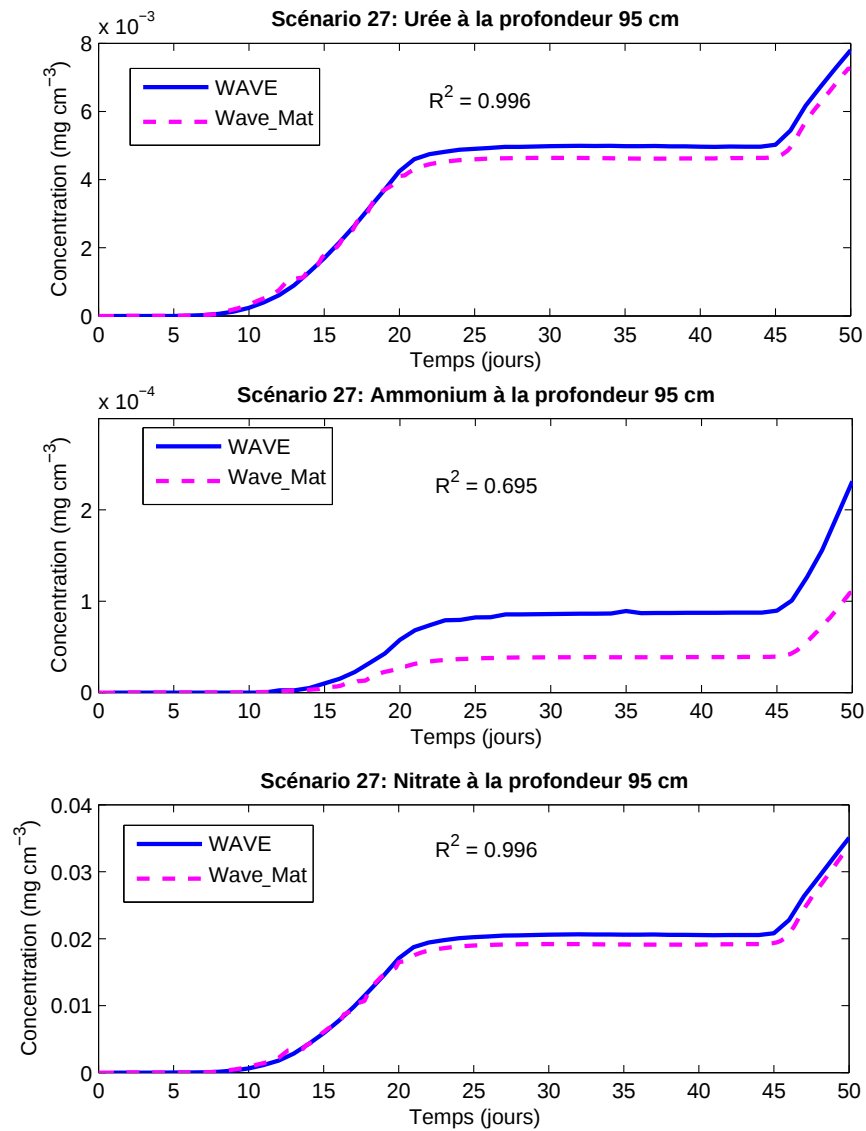


Fig. 6.35: Scénario 27 : Résultats de simulation du transport de l'azote pour le sol argileux avec adsorption de l'ammonium..

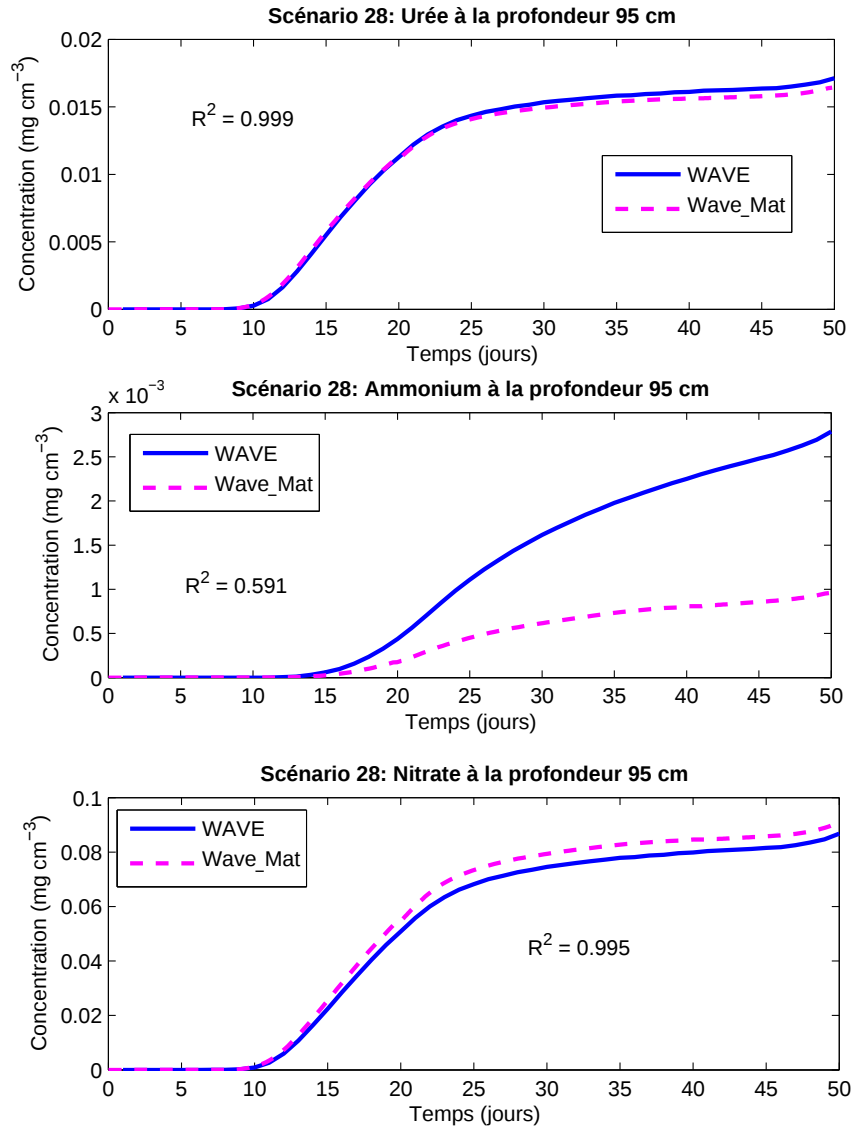


Fig. 6.36: Scénario 28 : Résultats de simulation du transport de l'azote pour le sol limoneux avec adsorption de l'ammonium. .

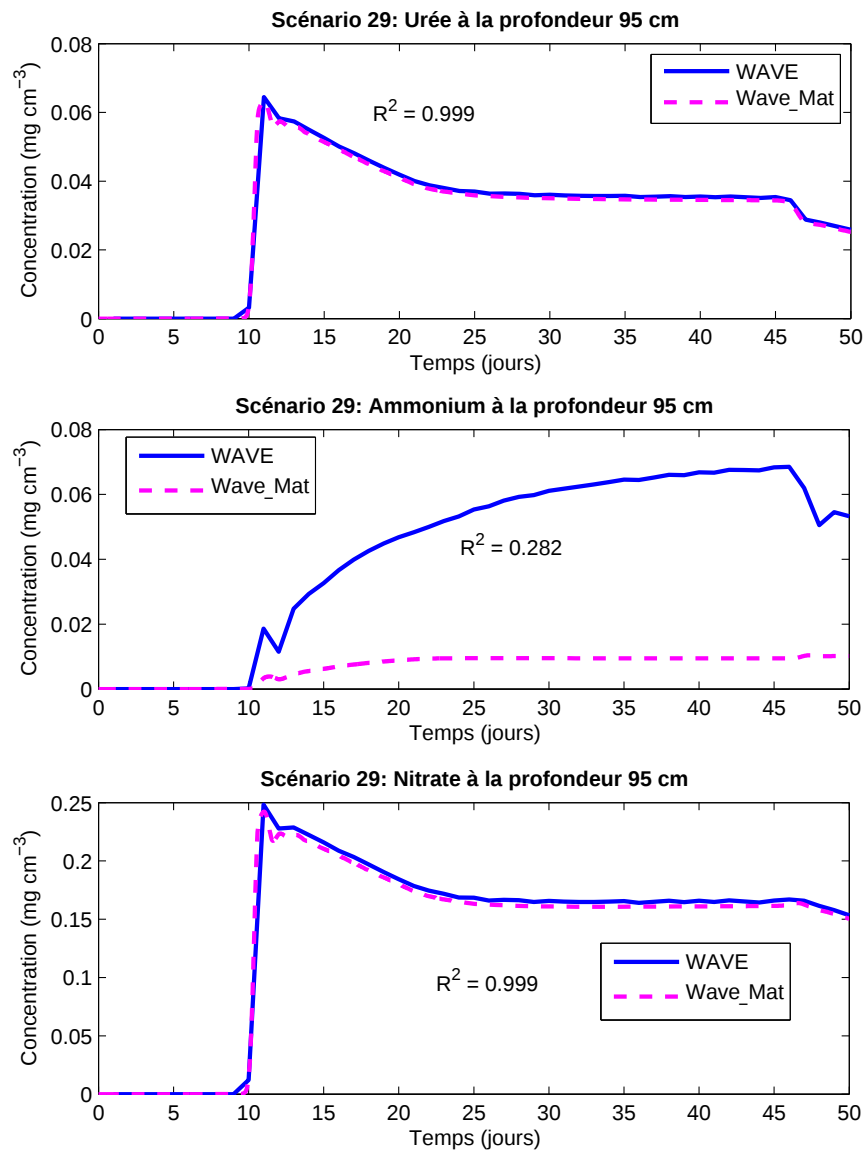


Fig. 6.37: Scénario 29 : Résultats de simulation du transport de l'azote pour le sol sableux avec adsorption de l'ammonium.

6.5 Conclusion

La comparaison des résultats de simulation du transport de soluté obtenus avec *Wave_Mat*, avec des solutions analytiques et avec *Hydrus* ont donné de bons résultats. L'évaluation quantitative de similarité des solutions a donné des coefficients de détermination généralement supérieurs à 0.95. Les vérifications montrent aussi que le module WAT donne de bons résultats. *Wave_Mat* sera utilisé dans le chapitre suivant pour l'étude de modélisation du bilan d'eau et d'azote dans les mêmes conditions que la parcelle expérimentale.

Chapitre 7

Bilan d'eau et d'azote dans une parcelle : approche modélisation

7.1 Introduction

Dans ce chapitre, le modèle *Wave_Mat* est utilisé pour simuler les flux d'eau et de nitrate dans les mêmes conditions que celles de la parcelle expérimentale présentée dans le chapitre 5. Comme signalé dans le chapitre 6, le modèle requiert un ensemble de paramètres relatifs au sol, à la culture, au climat et au soluté qui sont d'abord déterminés. En principe, des jeux de données issus de périodes expérimentales différentes auraient dû être utilisés pour la calibration et la validation du modèle. Mais le suivi d'une parcelle expérimentale a été réalisé une seule fois et donc les résultats issus de cette expérience sont utilisés pour tester le modèle. Ensuite l'impact de quelques scénarios sur les flux d'eau en dessous de la zone racinaire d'une culture est évalué.

7.2 Définition du profil de sol

Le profil de sol considéré est compris entre la surface du sol et la zone non saturée qui se trouve juste au dessus de la nappe phréatique, soit une profondeur de 100 à 120 cm suivant la parcelle. Ce profil couvre la profondeur racinaire maximale qui est de 40 cm et inclut les trois horizons de sol considérés (section 5.2.1.1).

7.3 Simulation de l'écoulement d'eau

7.3.1 Paramètres hydrauliques du sol

Pour rappel, les paramètres de forme m et n de la courbe de conductivité déterminés par la méthode Beerkan considèrent la relation de Brooks et Corey (5.6) avec $m=1-2/n$. Pour obtenir ces paramètres pour la relation de Mualem-van Genuchten (2.13) qui est actuellement utilisée dans le modèle *Wave_Mat* avec $m=1-1/n$, un ajustement a été effectué à partir de la courbe de rétention en minimisant l'expression (5.4). La valeur du paramètre λ de l'équation (2.13) est prise égale à 0.5 comme c'est le cas pour beaucoup de types de sol. Les valeurs moyennes des paramètres physiques (K_s , α et θ_s) mesurées avec l'expérience Beerkan sont conservées tandis que la teneur en eau résiduelle θ_r est fixée à 0.01. Le tableau 7.1 résume l'ensemble des paramètres utilisés.

Tableau 7.1: Paramètres ajustés de la courbe de conductivité pour le modèle de Mualem - van Genuchten.

Profondeur (cm)	θ_r (cm ³ cm ⁻³)	θ_s (cm ³ cm ⁻³)	α (cm ⁻¹)	n (-)	K_s (cm jour ⁻¹)	λ (-)
0 - 10	0.01	0.35	0.08	2.2	492	0.5
10 - 30	0.01	0.34	0.07	2.25	527	0.5
30 - 80	0.01	0.31	0.11	2.3	614	0.5

7.3.2 Paramètres relatifs au prélèvement d'eau par la culture

Ces paramètres sont présentés dans les tableaux 7.2 et 7.3. Les coefficients cultureux (Kc) sont les mêmes que ceux utilisés dans le chapitre 5 pour le calcul de l'évapotranspiration. Pour l'indice foliaire (LAI), des valeurs indicatives évoluant entre 1.3 à la plantation et 3.5 m² m⁻² en fin de cycle sont considérées. L'évolution de la profondeur d'enracinement (drz) a été estimée en fonction du stade de développement de la culture. Le taux maximum de prélèvement d'eau S_{max} (section 6.2.1.2) n'étant pas mesuré, cette valeur est déterminée par calage sur les différents compartiments de sol en utilisant le modèle d'inversion GMCS (Lambot et al., 2002). Concernant la réduction du prélèvement d'eau par la culture, les conditions considérées sont :

- la pression en dessous de la quelle, le prélèvement d'eau commence est $P_0 = -10$ cm
- la pression en dessous de la quelle, le prélèvement d'eau est optimal est $P_1 = -25$ cm

- la pression en dessous de la quelle, le prélèvement est réduit en condition de forte demande évaporative est $P_{2h} = -800$ cm
- la pression en dessous de la quelle, le prélèvement est réduit en condition de faible demande évaporative est $P_{2l} = -1500$ cm
- la pression en dessous de la quelle, le prélèvement d'eau n'est plus effectué est $P_3 = -8000$ cm

Tableau 7.2: Paramètres de croissance de la culture

Période (jours AP)	Kc (-)	LAI (m ² m ⁻²)	drz (cm)
0 - 17	0.85	1.3	20
18 - 47	1.05	2.5	30
48 - 76	0.6	3.5	40

Tableau 7.3: Taux d'extraction maximale d'eau S_{max} (-)

Profondeur (cm)	Répétition 1	Répétition 2	Répétition 3
0 - 20	0.031	0.031	0.031
20 - 40	0	0.002	0

7.3.3 Conditions initiales et aux limites

Les premières mesures de la pression matricielle sont utilisées comme condition initiale en considérant que chaque mesure est valable pour les 10 cm entourant ce point. La mesure à 10 cm est considérée entre la surface du sol et 15 cm de profondeur.

Pour les conditions à la limite supérieure, les intensités et durées réelles de l'irrigation ont été considérées. L'évapotranspiration potentielle de référence ET_0 (Penman-Monteith) obtenue avec la méthode de la FAO (Allen et al., 1998) a été utilisée et la pression matricielle minimale à la surface du sol est fixée à -10000 cm.

L'observation de l'évolution des profils de charge durant le cycle cultural permet de considérer à la limite inférieure une condition de pression à la profondeur 120 cm (répétition 1), 110 cm (répétition 2) et 100 cm (répétition 3). Une variation de cette pression entre 0 cm à -10 cm permet de tenir compte de la baisse du niveau phréatique durant la période de culture.

7.3.4 Pressions matricielles simulées

Les figures 7.1 à 7.3 montrent les pressions matricielles observées et simulées avec *Wave_Mat* à différentes profondeurs. La concordance des

résultats est meilleure sur les 30 premiers jours suivant la plantation et au niveau de la profondeur 20 cm. Après 30 jours, les variations importantes observées de la pression matricielle à 40 cm et 60 cm de profondeur ne sont pas reproduites par le modèle. Ces variations sont probablement dues à un effet plus marqué de la présence de la plante. Un manque de précision sur la répartition du taux d'extraction maximale d'eau S_{max} et sur l'évolution temporelle de la profondeur racinaire peut expliquer ce résultat. Pour rappel, le calage de S_{max} a donné une valeur égale à zéro au delà de 20 cm pour les répétitions 1 et 3 mais dans la réalité, bien qu'il soit admis que l'extraction d'eau est plus importante proche de la surface du sol, S_{max} n'est certainement pas nulle entre 20 et 40 cm. Une imprécision sur les paramètres de la courbe de rétention peut aussi expliquer les différences.

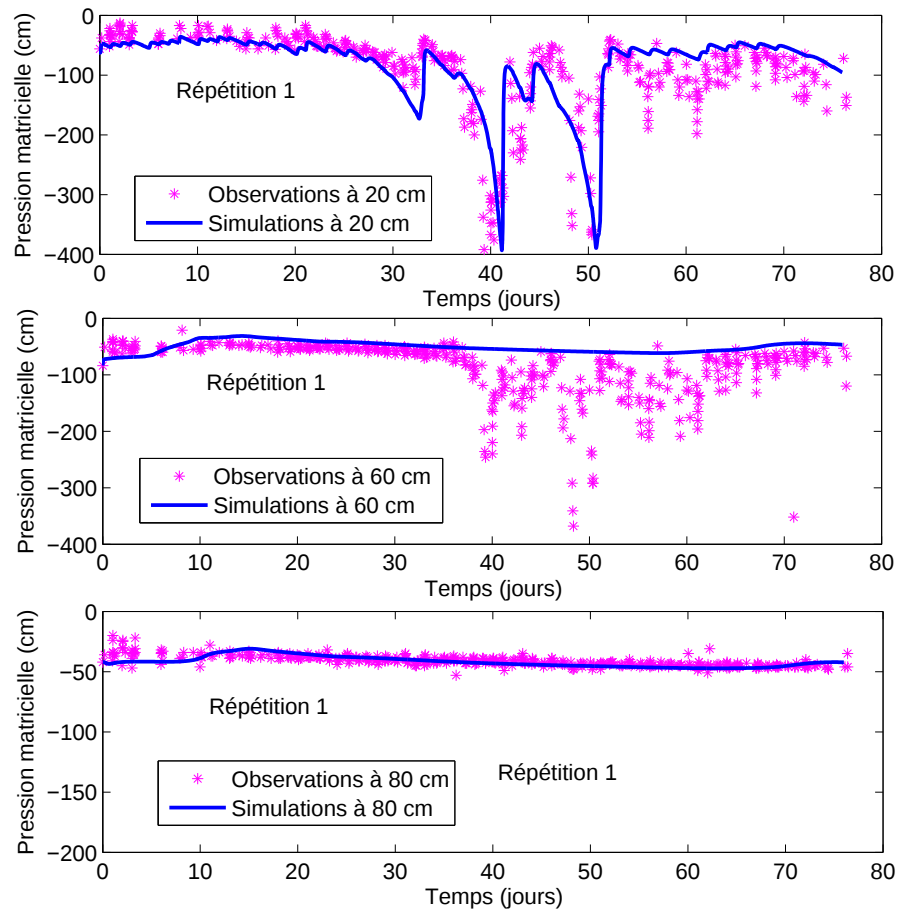


Fig. 7.1: Pressions mesurées et observées à différentes profondeurs sur la répétition 1

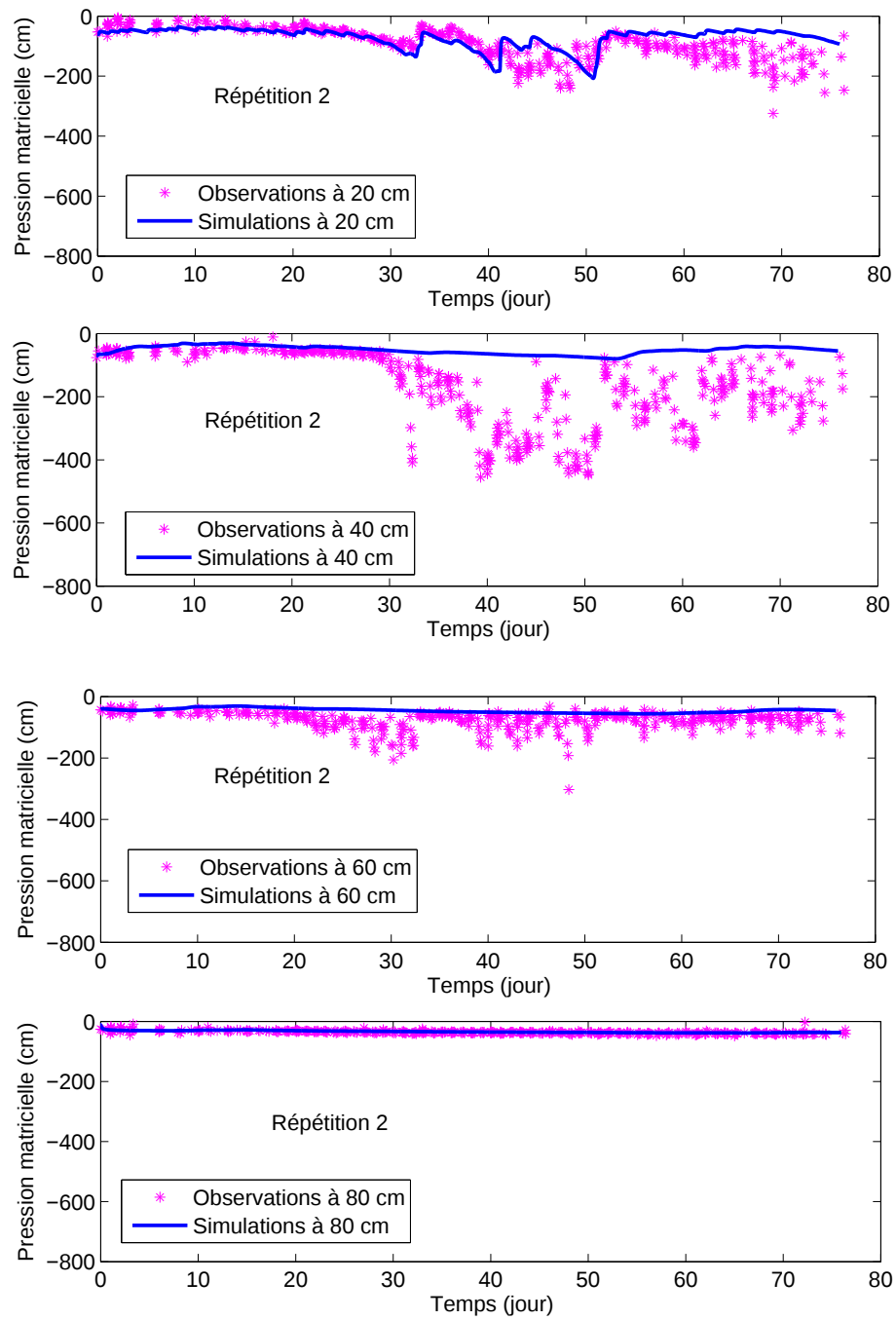


Fig. 7.2: Pressions mesurées et observées à différentes profondeurs sur la répétition 2

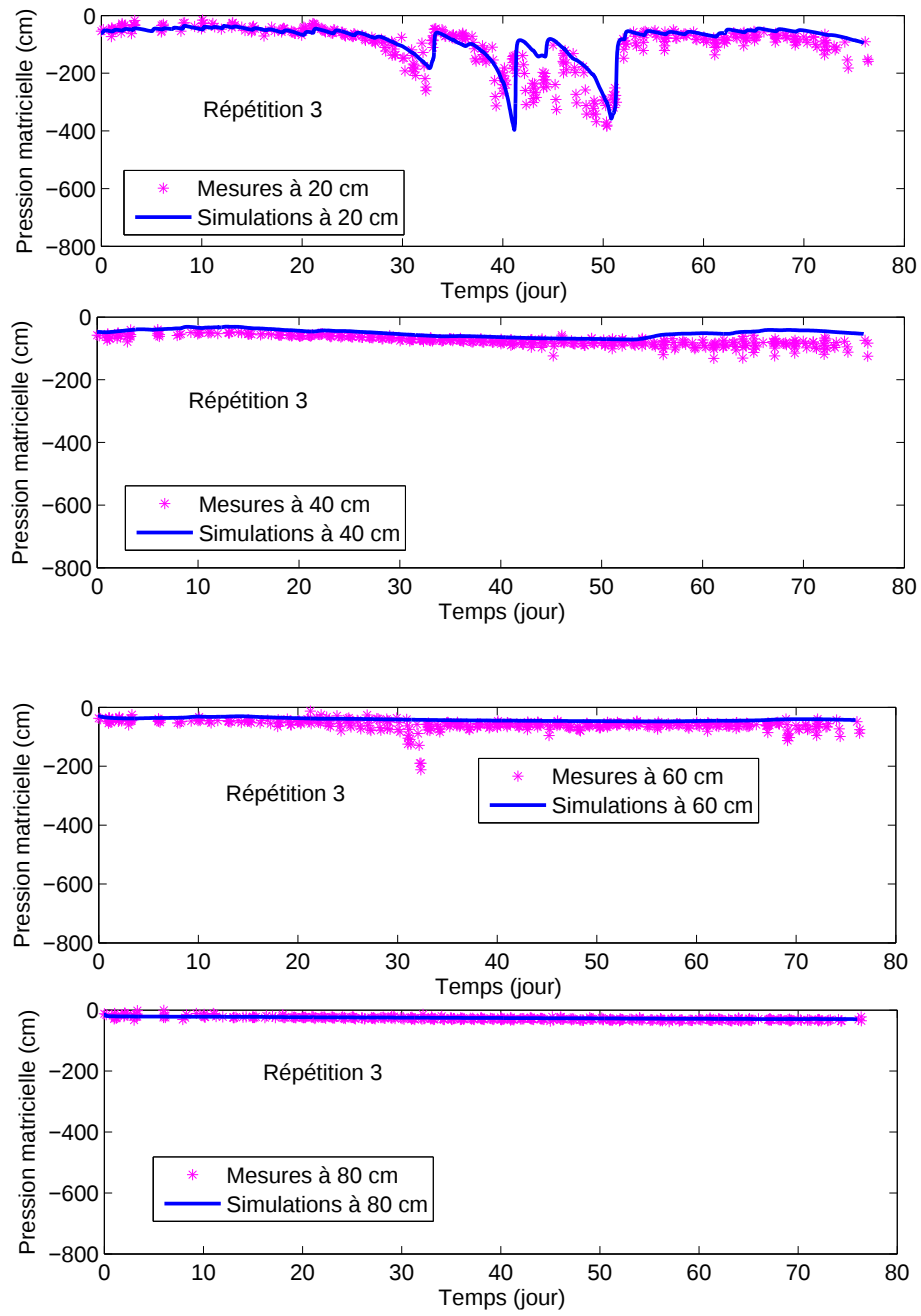


Fig. 7.3: Pressions mesurées et observées à différentes profondeurs sur la répétition 3

7.3.5 Bilan d'eau

Le tableau 7.4 montre les termes du bilan obtenus avec la simulation et ceux estimés au chapitre 5. Les variations de stock ΔS estimées et simulées sont assez proches alors que les écarts sur l'évapotranspiration réelle et donc sur le drainage sont plus importants. Pour rappel, le drainage estimé est obtenu en supposant connues l'irrigation, la variation de stock ainsi que l'évapotranspiration et en résolvant l'équation du bilan (2.1). Les différences entre les résultats sont probablement dues à une sous estimation de l'évapotranspiration réelle calculée avec la méthode décrite dans la section 5.2.3. La figure 7.4 montre l'évolution des cumuls du drainage, de la transpiration et de l'évaporation.

Tableau 7.4: Termes du bilan d'eau

	Irrigation (mm)	ETR (mm)	Drainage cumulé (mm)	ΔS (mm)
Estimation	330	-272	-63	-6
Simulation	330	-299	-36	-7

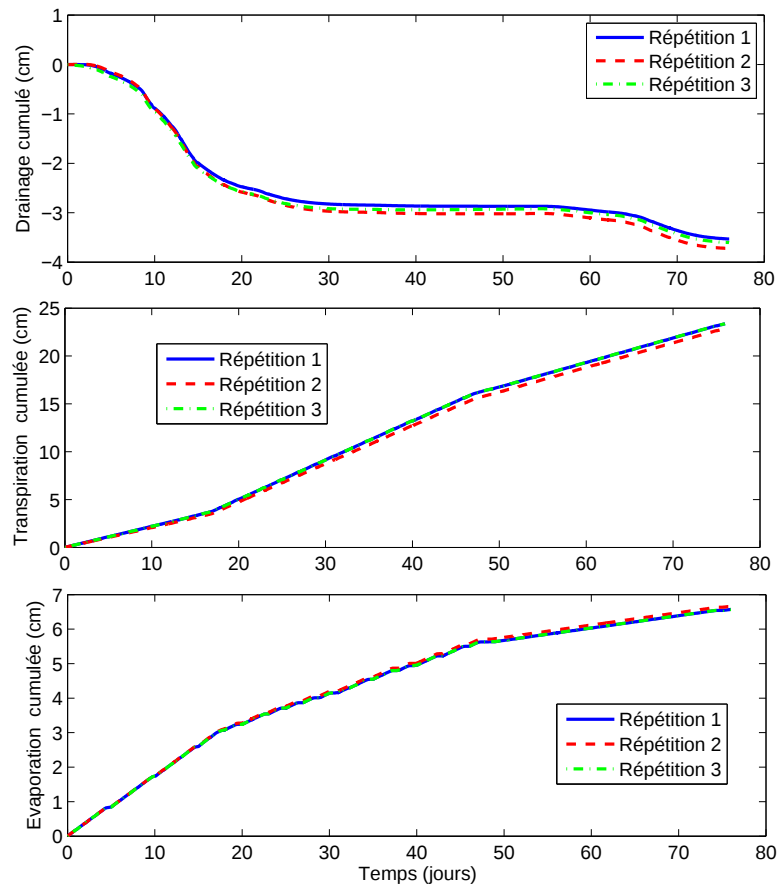


Fig. 7.4: Drainage à 40 cm, évaporation et transpiration cumulés sur les 3 répétitions

7.4 Simulation de l'azote

La simulation de l'azote est effectuée surtout à titre indicatif pour observer le comportement du modèle en conditions naturelles, car les nombreux paramètres qui interviennent n'ont pas été déterminés expérimentalement. Les mêmes conditions expérimentales que pour la simulation de l'eau sont considérées.

7.4.1 Conditions initiales et aux limites

Comme l'a montré l'analyse de sol (section 5.3.1), une faible teneur en matière organique est présente entre la surface et 30 cm de profondeur. Entre 30 et 80 cm de profondeur, la matière organique initiale est pratiquement nulle.

La concentration initiale en azote minéral dans le profil est équivalente à l'azote minéral (NPK) apporté au début de culture car l'analyse des stocks d'azote avait donné des quantités négligeables (section 5.2.1.1). Cet apport initial est considéré dans le profil initial entre 0 et 1 cm.

Les conditions à la limite supérieure sont représentées par les apports de nitrate avec l'eau d'irrigation. La fertilisation organique n'ayant pas été utilisée pour éviter un excès d'azote, aucun apport de carbone et d'azote organique n'est considéré.

La température est maintenue constante à 20° C dans le profil de sol.

7.4.2 Paramètres de minéralisation de la matière organique

Etant donné qu'une fertilisation organique n'a pas été effectuée, la matière organique du sol est considérée à 80% comme de l'humus. Le reste est réparti à égales parties entre la matière organique fraîche et le réservoir intermédiaire. Le rapport C/N de cette matière organique est fixé à 10 pour simplification. En se référant à des données du manuel d'utilisation du modèle *WAVE*, une constante d'efficacité $f_e = 0.3$ et une constante d'humification de 0.4 sont considérées.

7.4.3 Autres paramètres de transformation de l'azote du sol

Les constantes de transformation de l'humus k_{humo} , de la litière k_{lito} , et de la fumure k_{mano} sont tirées des données disponibles dans le manuel d'utilisation de *WAVE*. Des valeurs indicatives de constantes de nitrification (k_{nitrif}), de dénitrification (k_{denit}), de volatilisation

(*kvolat*) et d'hydrolyse de l'urée (*khydro*) sont également tirées des documents accompagnant ce manuel (exercices d'application). Les valeurs retenues pour les constantes de transformation sont résumées dans le tableau 7.5

Tableau 7.5: Constantes de transformation de l'azote et de la matière organique

Profondeur (cm)	knitrif (jour ⁻¹)	kdenit (jour ⁻¹)	khydro (jour ⁻¹)	kvolat (jour ⁻¹)	klito (jour ⁻¹)	kmano (jour ⁻¹)	khumo (jour ⁻¹)
1 à 10	5.82	0.01	0	0	0.035	0.035	0.00007
11 à 30	5.82	0.01	0	0	0.035	0.035	0.00007
31 à 99	0	0.01	0	0	0	0	0
100	0	0	0	0	0	0	0

7.4.4 Paramètres de transport du soluté

Le transport du soluté est supposé se faire en condition équilibrée (pas de concept d'eau immobile). Comme déjà signalé au chapitre 2, l'adsorption du nitrate est pratiquement nulle sur les sols sableux et l'analyse de sol prélevé à la fin de la culture avait montré des concentrations faibles d'azote minéral. La constante d'adsorption k_d est donc fixée à 0 pour le nitrate. Pour l'ammonium Wang et Alva (2000) rapportent dans leur étude en laboratoire, des valeurs de k_d de l'ordre de 0 à 75 mg kg⁻¹ sur des sols sableux, lorsque la concentration de la solution variait entre 0.001 M et 0.01M. Une constante de distribution relativement faible de 0.3 cm³ g⁻¹ est retenue car les concentrations mesurées d'ammonium sont négligeables et la quantité de CEC est peu importante. La dispersivité hydrodynamique λ (m) est fixée à environ un dixième de la longueur du profil soit 10 cm tandis que la densité du sol ρ_b (kg m⁻³) est la même que celle mesurée (chapitre 5). Le coefficient de diffusion moléculaire du nitrate dans l'eau pure est fixée à 1.5 cm² jour⁻¹ (Li et Gregory, 1974) et la même valeur est considérée pour l'ammonium. Les coefficients a et b sans dimensions (équation 2.17) qui entrent dans le calcul de la diffusion effective sont fixés respectivement à 0.01 et 10.

7.4.5 Paramètres de prélèvement d'azote par la culture

A partir de l'analyse de l'azote exporté par les plantes, le prélèvement maximum d'azote N par la culture N_{max} est estimé à 2 mg cm². Le paramètre G déterminant le temps où le prélèvement d'azote s'arrête (-) qui est exprimé ici en fraction du cycle cultural est fixé à 1. Le diamètre

moyen des racines est estimé à 0.01 cm et la distance entre la solution du sol et la surface des racines (D_0) est fixée à 0.01 cm.

7.4.6 Concentrations d'azote minéral simulées

Pour rappel, seul le nitrate apporté par l'eau d'irrigation est considéré comme apport durant la simulation, l'apport initial d'azote minéral sous forme de (NPK), étant déjà pris en compte dans le profil initial sur le premier centimètre de sol.

La figure 7.5 montre les concentrations de nitrate et d'ammonium simulées à différentes profondeurs. Les résultats montrent une variabilité importante à la profondeur 20 cm qui s'explique par le rythme de l'irrigation et la prélèvement d'azote qui est effectué entre 0 et 20 cm par la plante. Les concentrations sont très élevées dans cette zone racinaire, surtout pour les répétitions 1 et 3. Pour la répétition 2, les concentrations moins élevées s'expliquent par le fait que le taux d'extraction d'eau S_{max} n'est pas nul entre 20 et 40 cm de profondeur.

Entre 40 et 80 cm, la concentration augmente après un certain temps, pour ensuite varier très peu jusque vers la fin du cycle cultural.

Par rapport aux mesures (Fig. 7.6), la dynamique n'est pas reproduite, mais les ordres de grandeur sont comparables. L'incertitude sur les paramètres considérés pour l'azote et la variabilité des concentrations de la solution du sol peuvent expliquer ces résultats.

Les concentrations négligeables d'ammonium observées doivent provenir de la minéralisation de la matière organique qui est suivie d'une nitrification rapide.

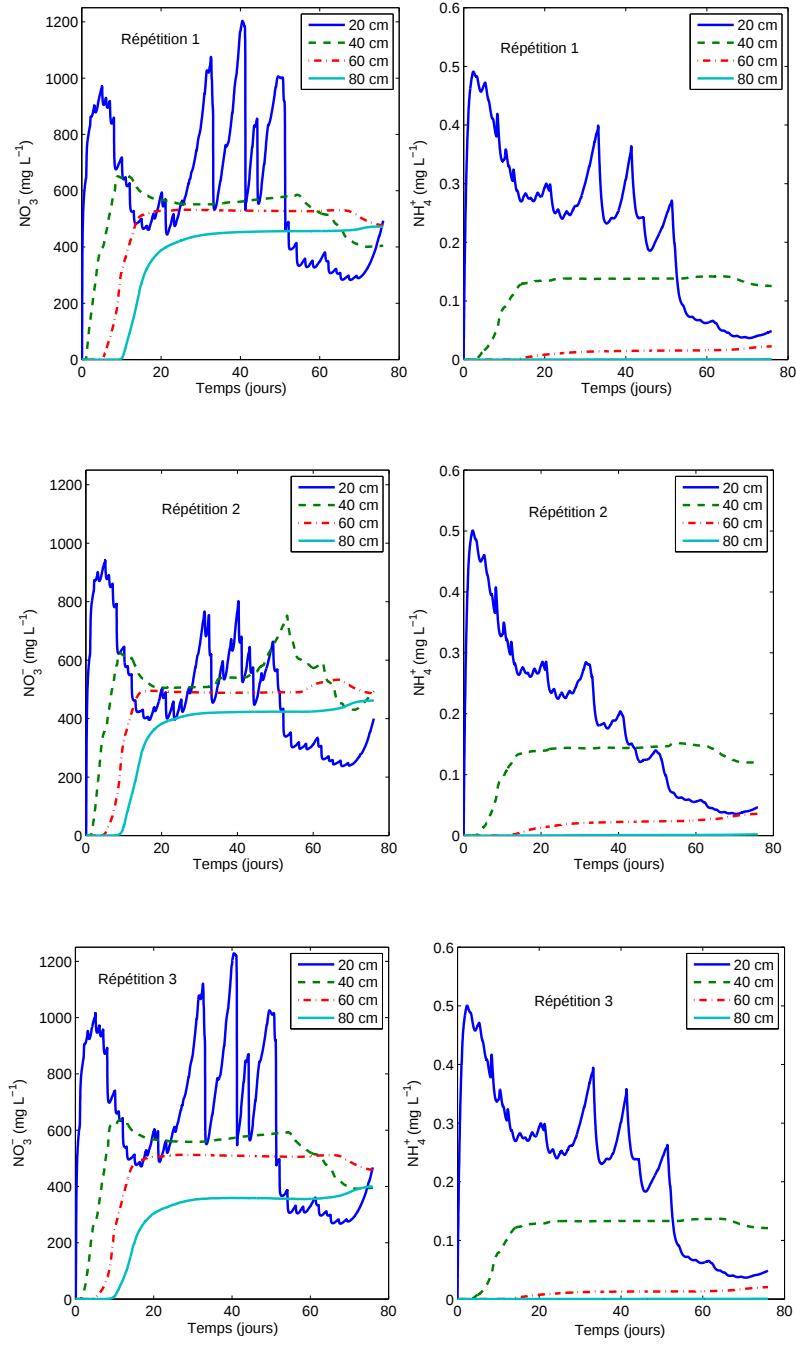


Fig. 7.5: Concentrations de NO_3^- et NH_4^+ simulées à différentes profondeurs.

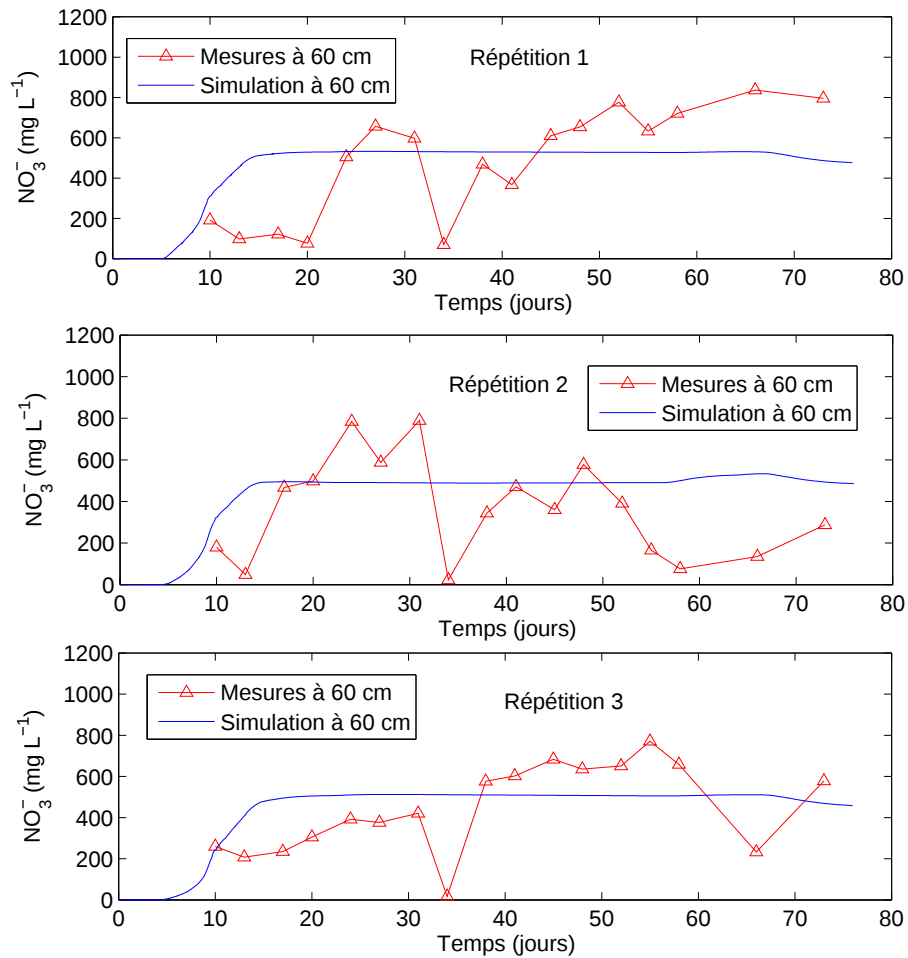


Fig. 7.6: Concentrations de NO_3^- mesurées et simulées à 60 cm de profondeur.

7.4.7 Bilan d'azote

Les termes du bilan d'azote calculés sur la totalité du profil de sol sont présentés au tableau 7.6 et montrent un bilan d'azote équilibré pour l'ammonium. Pour le nitrate, l'erreur de bilan légèrement négative représente environ 4% des apports par l'irrigation et la nitrification. Cette erreur résulte des erreurs numériques de la simulation qui se manifestent surtout lorsque les périodes de pluie sont courtes avec des intensités importantes

comme c'est le cas ici. Le terme prépondérant du bilan est constitué par la minéralisation et la quasi-totalité de l'azote minéralisé est par la suite nitrifiée. Le bilan de matière organique sur la totalité du profil (tableau 7.6) donne un résultat équilibré pour l'azote organique. Pour le carbone organique, l'erreur de bilan légèrement positive est relativement négligeable par rapport aux quantités mises en jeu. La figure 7.7 montre l'évolution de la lixiviation à la base du profil sur les 3 répétitions.

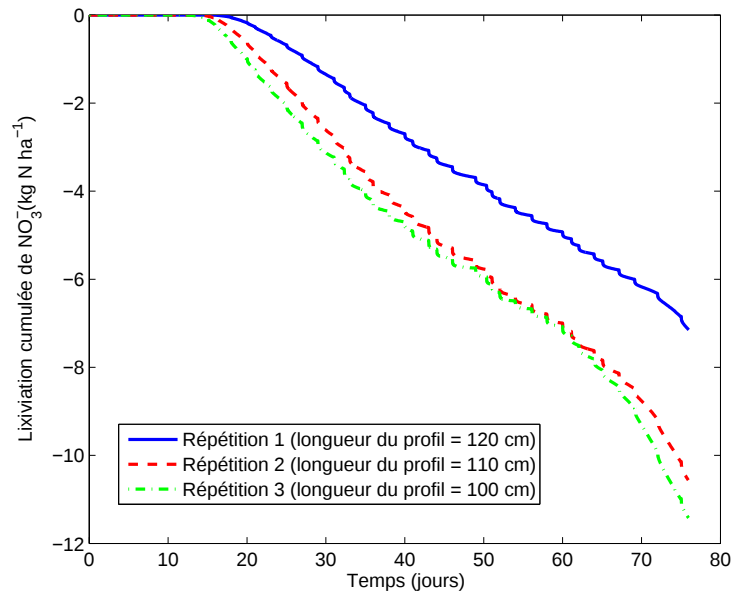
Tableau 7.6: Bilan d'azote et de carbone sur les 3 répétitions.

Répétition 1			
Azote minéral	NO3 (kg N ha ⁻¹)	NH4 (kg N ha ⁻¹)	
Apport par irrigation	102	0	
Minéralisation/Immobilisation	0	49.3	
Nitrification	49	-49	
Dénitrification	0	0	
Hydrolyse	0	0	
Volatilisation	0	0	
Consommation par les plantes	-119	0	
Lixiviation	-7	0	
Variation de stock	19	0.3	
Erreur de bilan	-6	0	
Matière organique	Azote (kg N ha ⁻¹)	Carbone (kg C ha ⁻¹)	
Apport	0	0	
Minéralisation/Immobilisation	-49.3	-491.8	
Variation de stock	-49.3	-492.6	
Erreur de bilan	0	0.8	
Répétition 2			
Azote minéral	NO3 (kg N ha ⁻¹)	NH4 (kg N ha ⁻¹)	
Apport par irrigation	103.01	0	
Minéralisation/Immobilisation	0	49.3	
Nitrification	49	-49	
Dénitrification	0	0	
Hydrolyse	0	0	
Volatilisation	0	0	
Consommation par les plantes	-118	0	
Lixiviation	-11	0	
Variation de stock	18.6	0.3	
Erreur de bilan	-5	0	
Matière organique	Azote (kg N ha ⁻¹)	Carbone (kg C ha ⁻¹)	
Apport	0	0	
Minéralisation/Immobilisation	-49.3	-491.8	
Variation de stock	-49.3	-492.6	
Erreur de bilan	0	0.8	
Répétition 3			

Suite à la page suivante

Tableau 7.6 – Suite

Azote minéral	NO ₃ (kg N ha ⁻¹)	NH ₄ (kg N ha ⁻¹)
Apport par irrigation	103	0
Minéralisation/Immobilisation	0	49.3
Nitrification	49	-49
Dénitrification	0	0
Hydrolyse	0	0
Volatilisation	0	0
Consommation par les plantes	-121	0
Lixiviation	-11	0
Variation de stock	14	0.3
Erreur de bilan	-6	0
Matière organique	Azote (kg N ha ⁻¹)	Carbone (kg C ha ⁻¹)
Apport	0	0
Minéralisation/Immobilisation	-49.3	-491.8
Variation de stock	-49.3	-492.6
Erreur de bilan	0	0.8

Fig. 7.7: Lixiviation cumulée de NO₃⁻-N sur les 3 répétitions

7.5 Tests de sensibilité des paramètres

La simulation de l'effet de la variation de certains paramètres hydrauliques du sol sur le drainage (figure 7.8) montre que la conductivité hydraulique à saturation Ks , la teneur en eau à saturation θ_s et le paramètre n de la courbe de rétention ont une influence plus grande sur le drainage. Par contre, l'inverse de la valeur d'entrée d'air α est moins sensible. Pour les facteurs liés à la culture, c'est le facteur cultural qui est plus sensible et sa diminution provoque une augmentation rapide du drainage. L'augmentation de kc et de LAI a moins d'effet que leur diminution, cela est certainement dû au fait que pour le cas présent, la disponibilité de l'eau ne permet pas une évapotranspiration beaucoup plus importante. Le facteur S_{max} étant constant entre 0 et 20 cm sa variation ne change pas les résultats, en effet c'est la répartition de S_{max} en différentes proportions qui a une incidence sur les résultats.

Concernant la lixiviation (Fig. 7.9), l'augmentation de Kc et de LAI a moins d'effet que leur diminution, ce qui a aussi été noté avec le drainage. Pour les constantes de transformation, c'est le paramètre fe qui a le plus d'influence suivi de fh . La variation de la constante de nitrification a moins d'effet et la nitrification demeure importante même en réduisant $knitri$ de 50%. Pour vérifier que ce résultat n'est pas dû à une surestimation de la constante de nitrification, une valeur de $knitri$ égale à 0.1 a été testée mais la nitrification reste toujours importante. Dans le bilan (tableau 7.6), une quantité d'azote nitrifiée pratiquement égale à la quantité d'azote minéralisée était déjà notée.

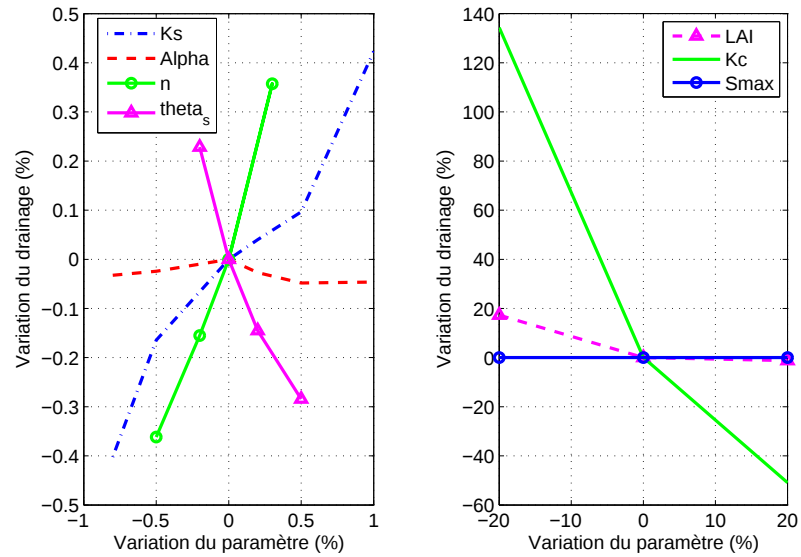


Fig. 7.8: Analyse de sensibilité des paramètres pour le drainage

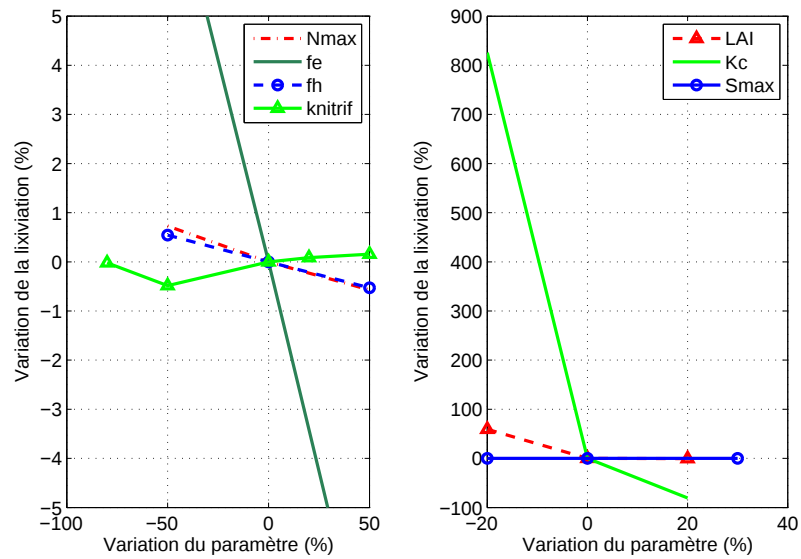


Fig. 7.9: Analyse de sensibilité des paramètres pour la lixiviation

7.6 Evaluation de scénarios

Dans cette section, l'impact de certains scénarios sur le drainage et la lixiviation à la base d'un profil de sol de 100 cm de longueur est évalué. La comparaison est effectuée par rapport à la situation expérimentale pour huit cas.

7.6.1 Cas 1 et 2

Dans les cas 1 et 2, la fréquence des irrigations est réduite de 50% mais en apportant le même volume d'eau sur l'ensemble du cycle cultural. En pratique donc, l'irrigation se fait en moyenne tous les 4 jours. La durée des irrigations est multipliée par deux (40 mn) pour réduire leur intensité car les volumes d'eau pour chaque irrigation sont plus importants. Pour la fertilisation et les conditions initiales, les situations sont :

- cas 1 : l'eau d'irrigation ne contient pas de nitrate et seul l'apport initial d'azote est maintenu. La matière organique initiale est la même que dans la situation expérimentale. Comme dans le cas expérimental, aucun apport de matière organique n'est effectué
- cas 2 : l'eau d'irrigation contient la même quantité de nitrate que dans la situation expérimentale et donc, seule la fréquence d'irrigation est changée.

Les résultats (Fig. 7.10) montrent qu'avec la réduction de 50% de la fréquence d'irrigation, le drainage cumulé est plus important de 24%. L'augmentation du drainage est essentiellement compensée en partie par une évaporation plus faible de 12%. Cette diminution de l'évaporation peut s'expliquer par l'espacement de l'irrigation qui fait que la surface du sol reste humide moins longtemps. La transpiration est peu différente par rapport au cas expérimental, ce qui veut dire que la culture pourrait ne pas être affectée. Tous les deux cas conduisent à une augmentation de la lixiviation qui double pour le cas 1 alors que pour le cas 2, elle augmente de 150%. Pour le cas 1, cette augmentation de la lixiviation a lieu malgré que l'eau d'irrigation ne contient pas de nitrate. ces résultats montrent que la fréquence d'irrigation a un effet important et que l'espacement de l'irrigation en conservant le même volume total d'eau sur le cycle cultural résulte sur l'augmentation du drainage et de la lixiviation.

7.6.2 Cas 3 et 4

Pour les cas 3 et 4, les irrigations sont les mêmes que pour la situation expérimentale. Concernant la fertilisation, les situations considérées sont :

- cas 3 : l'eau d'irrigation ne contient pas de nitrate mais l'apport initial d'azote et la matière organique initiale du sol sont maintenues. Comme dans le cas expérimental, aucun apport de matière organique n'est effectué.
- cas 4 : l'eau d'irrigation ne contient pas de nitrate et la fertilisation pratiquée est celle qui est actuellement recommandée pour la tomate (section 2.6.1).

Les résultats (Fig. 7.11) montrent que le drainage, l'évaporation et la transpiration ne changent pas car l'irrigation n'a pas changé. La lixiviation est moins importante d'environ 20% pour la cas 3 où seul l'apport initial d'azote est maintenue mais l'apport d'azote est très faible par rapport aux recommandations. Le prélèvement d'azote par la culture n'est que de 52 kg ha^{-1} alors que pour la cas expérimental, ce prélèvement est d'environ 121 kg ha^{-1} . Pour le cas 4 correspondant à une fertilisation normale avec une eau d'irrigation sans nitrate, la lixiviation est environ 7 fois plus importante que dans la situation expérimentale. Ceci peut s'expliquer par l'apport important de matière organique en début de culture. De plus, même si l'apport global d'azote minéral est moins important, il est effectué sur des périodes plus courtes.

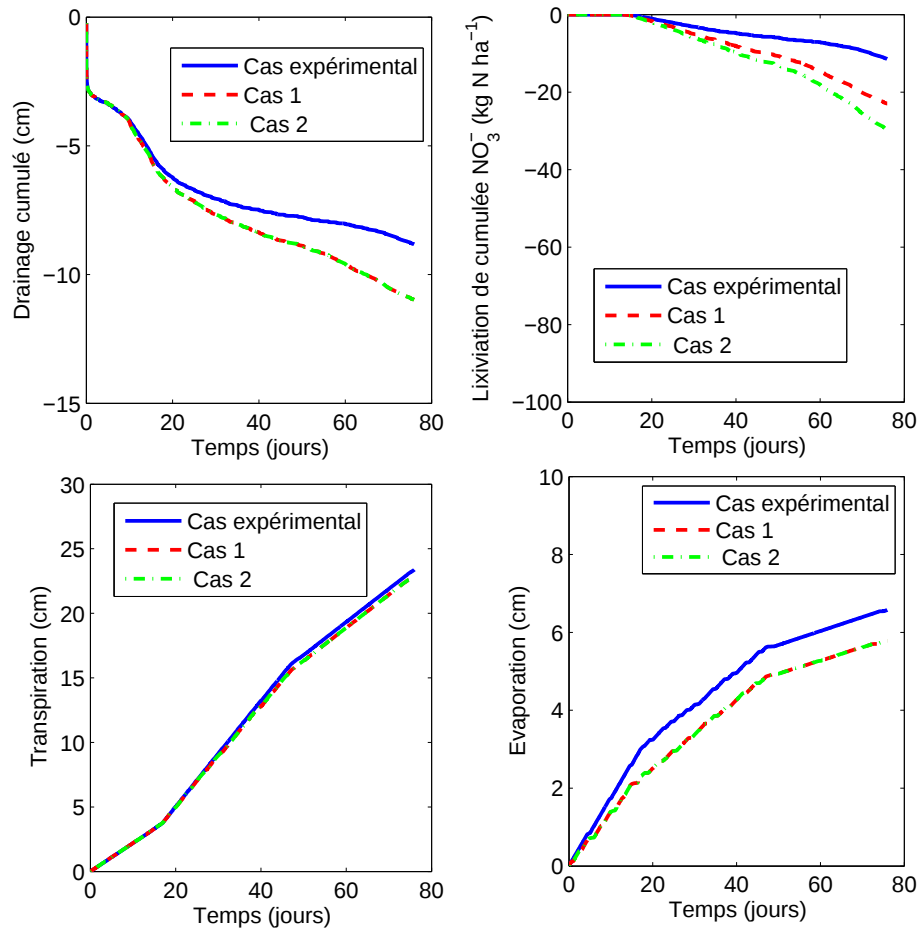


Fig. 7.10: Scénarios des cas 1 et 2 : Drainage à 100 cm, lixiviation de NO_3^- à 100 cm, transpiration et évaporation cumulés

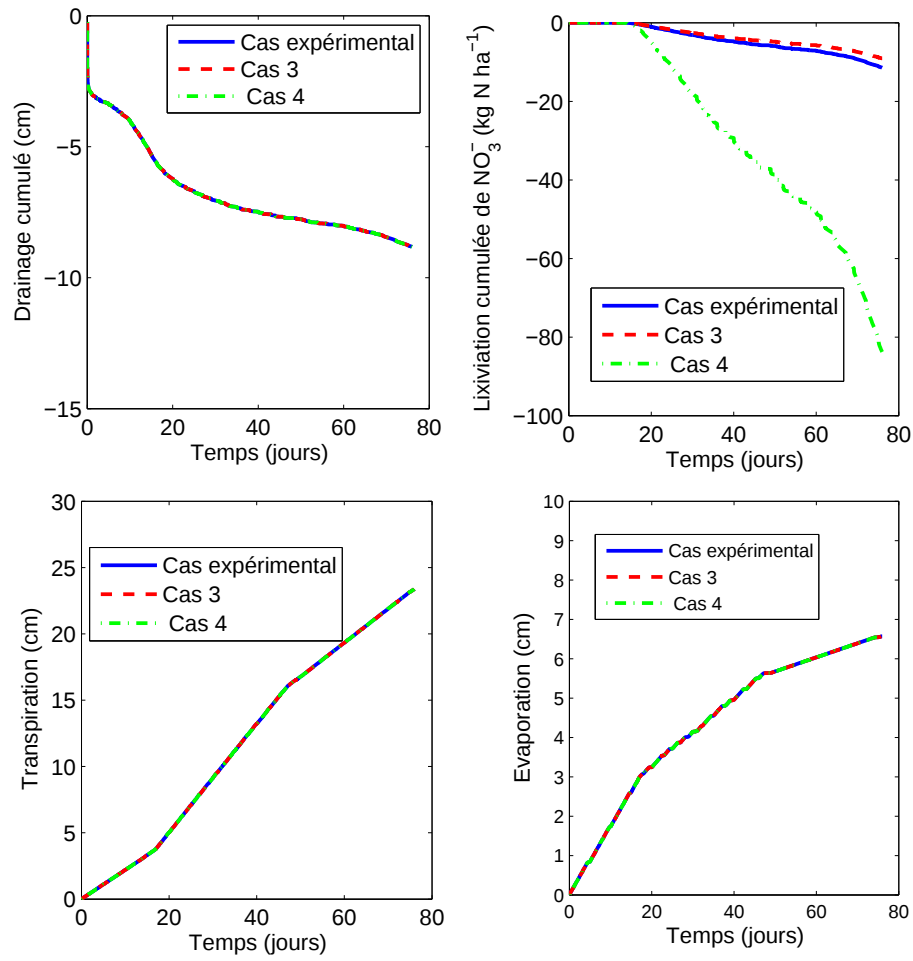


Fig. 7.11: Scénarios des cas 3 et 4 : Drainage à 100 cm, lixiviation de NO_3^- à 100 cm, transpiration et évaporation cumulés

7.6.3 Cas 5 et 6

Pour les cas 5 et 6, l'irrigation est effectuée chaque jour sur une durée d'une demi journée soit 12 h de temps. Le volume total d'eau apporté sur l'ensemble du cycle cultural reste le même. Avec des débits d'irrigation faibles, ces scénarios sont plus ou moins comparables à une irrigation goutte à goutte. Les fertilisations pour les cas 5 et 6 sont les mêmes que pour les cas 1 et 2 respectivement :

- cas 5 : l'eau d'irrigation ne contient pas de nitrate et seul l'apport initial d'azote est maintenu. La matière organique initiale est la même que dans la situation expérimentale. Comme dans le cas expérimental, aucun apport de matière organique n'est effectué
- cas 6 : l'eau d'irrigation contient la même quantité de nitrate que dans la situation expérimentale et donc seule le mode d'irrigation est changé.

Les résultats (Fig. 7.12) montrent que le drainage cumulé à 100 cm diminue d'environ 16%. La transpiration diminue de 7% alors que l'évaporation augmente de 15%. Pour ces scénarios, la lixiviation de nitrate et d'ammonium à 100 cm de profondeur est pratiquement nulle. Pour le cas 5, le prélèvement d'azote par les plantes diminue de 39%, ce qui peut s'expliquer par le fait que l'eau d'irrigation ne contient pas de nitrate. Pour le cas 6, le prélèvement d'azote augmente de 39% malgré que la fertilisation est la même par rapport au cas expérimental. Ces scénarios pourraient être recommandables par rapport à la problématique de la lixiviation de nitrate. Mais, il faudrait vérifier que la diminution de la transpiration n'affecte pas le bon développement de la culture et donc le rendement. Pour être réaliste, ce type d'irrigation ne se ferait pas par aspersion mais plutôt en apportant l'eau à proximité de la plante (goutte à goutte). En plus, cela permettra de réduire la surface d'évaporation et d'augmenter la quantité d'eau disponible pour la transpiration de la culture. Une telle pratique permettra aussi d'éviter le fonctionnement d'équipements mécaniques (pompe, asperseurs) sur des périodes aussi longues.

7.6.4 Cas 7 et 8

Pour les cas 7 et 8, les irrigations sont les mêmes que pour la situation expérimentale. Concernant la fertilisation, les situations considérées sont :

- cas 7 : l'eau d'irrigation ne contient pas de nitrate et la fertilisation utilisée est celle recommandée mais sans apport de matière

organique. Donc seule la fertilisation minérale recommandée sous forme de NPK est maintenue.

- cas 8 : l'eau d'irrigation ne contient pas de nitrate, la fertilisation minérale n'est pas utilisée. Seule la fertilisation organique recommandée est maintenue mais avec un apport fractionné en 2 parties égales. La première partie est apportée à la plantation et la deuxième partie est apportée 30 jours après la plantation. Dans les recommandations, la matière organique est apportée en une fois à la plantation.

Les résultats (Fig. 7.13) montrent que le drainage, l'évaporation et la transpiration ne changent pas puisque l'irrigation est maintenue. Pour le cas 7, la lixiviation est comparable à celle de la situation expérimentale malgré le mode de fertilisation minérale différente. Mais pour ce cas, le prélèvement d'azote par la plante diminue de 55%, ce qui peut s'expliquer par le fait que l'azote est apporté en quantité et en nombre de fois moins importants que dans le cas expérimental.

Pour le cas 8, la lixiviation de NO_3^- augmente de plus de trois fois par rapport au cas expérimental. Pour ce cas, le prélèvement d'azote par la plante augmente d'environ 56% et atteint la valeur de 188 kg ha^{-1} presque égale à la valeur maximale N_{max} fixée pour ce prélèvement. Ces résultats montrent que l'apport de matière organique contribue pour une part prépondérante dans la lixiviation. Cela peut s'expliquer par la minéralisation rapide de la matière organique qui est apportée en quantité élevée et par la nitrification rapide de l'ammonium produite par cette minéralisation.

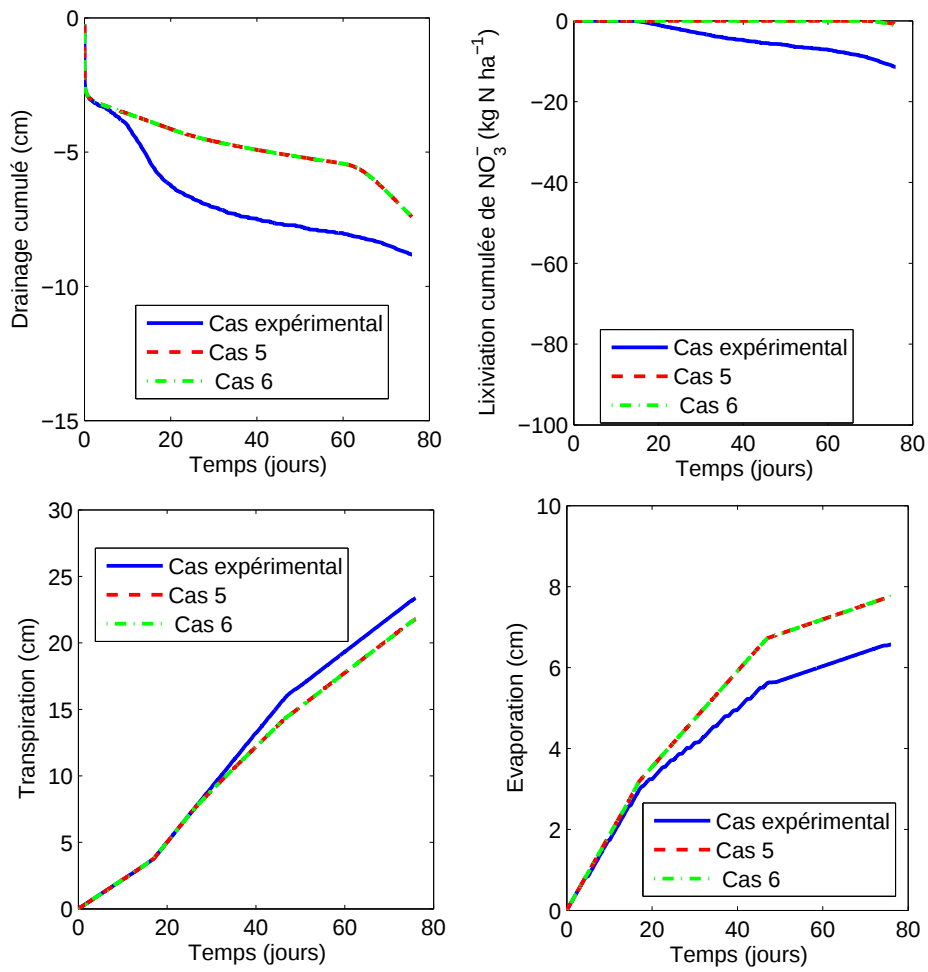


Fig. 7.12: Scénarios des cas 5 et 6 : Drainage à 100 cm, lixiviation de NO_3^- à 100 cm, transpiration et évaporation cumulés

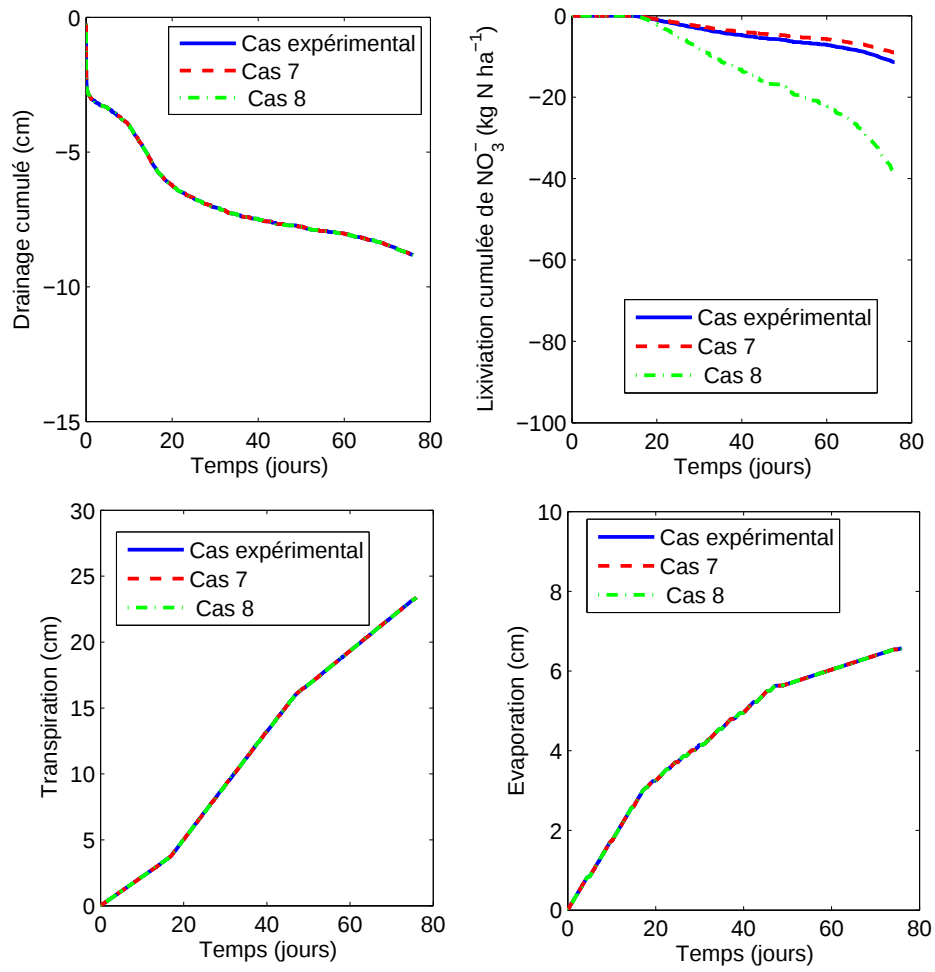


Fig. 7.13: Scénarios des cas 7 et 8 : Drainage à 100 cm, lixiviation de NO_3^- à 100 cm, transpiration et évaporation cumulés

7.7 Conclusion

La modélisation a confirmé que le risque de drainage d'eau existe même avec une irrigation qui ne dépasse pas les besoins de la plante. La fertilisation minérale dépasse les quantités recommandées car elle est apportée par l'eau d'irrigation. Mais pour tenir compte de cet apport plus important d'azote minéral, la fertilisation organique n'est pas utilisée, contrairement aux recommandations. Il peut donc être admis que le risque de lixiviation de nitrate est important même avec les niveaux de fertilisation recommandés. L'évaluation de différents scénarios a montré que ceux permettant d'apporter l'eau d'irrigation à faible débit sont les moyens les plus appropriés pour lutter contre le transfert de nitrate vers la nappe phréatique. Dans la pratique, ces scénarios consisteront à une irrigation goutte à goutte qui permettra de réduire l'évaporation et augmenter l'eau disponible pour la culture tout en exploitant moins la nappe phréatique. Cette pratique permettra aussi d'apporter les fertilisants en plus faible quantité avec l'eau d'irrigation.

Chapitre 8

Conclusion

Cette étude avait pour objectif de caractériser et modéliser le transfert de nitrate d'origine agricole vers la nappe phréatique de la zone des Niayes au Sénégal, en termes de conditions naturelles et facteurs anthropiques liés à la gestion, afin de proposer un modèle de simulation du devenir du nitrate dans ce système agro-environnemental. Cette nappe aquifère qui est à faible profondeur constitue la ressource principale pour l'eau potable et l'irrigation dans la zone des Niayes. Les contraintes qui pèsent sur ce milieu sont surtout dues à l'urbanisation rapide qui conduit à une surexploitation des ressources et à l'intensification de l'horticulture qui s'accompagne d'une utilisation accrue de fertilisants azotés et de produits phytosanitaires. La nappe phréatique baisse de niveau et est aussi confrontée à plusieurs endroits à la pollution par le nitrate et les pesticides. L'étude de cette problématique manquait en particulier, de diagnostic orienté vers l'approche de la modélisation numérique pour l'évaluation du bilan d'eau et de nutriment au niveau de la parcelle.

La démarche utilisée a consisté en 4 étapes :

1. d'abord, un diagnostic régional est effectué en utilisant l'approche participative d'évaluation rurale rapide.
2. Une étude expérimentale a ensuite été effectuée pour établir un bilan quantitatif d'eau et d'azote à l'échelle de la parcelle, entité élémentaire d'évaluation de la problématique.
3. Une étude de modélisation du bilan d'eau et d'azote a aussi été effectuée pour servir d'outil d'évaluation.
4. Enfin, une analyse de scénarios a été effectuée, pour identifier à l'échelle de la parcelle, des pratiques permettant de limiter le transfert de nitrate vers la nappe phréatique.

8.1 Synthèse des résultats

Au niveau du chapitre 2, la revue de la littérature a montré que différentes approches et de nombreuses techniques peuvent être utilisées dans l'étude de cette problématique. La possibilité d'application de ces méthodes dépend en général des conditions spécifiques de l'étude considérée et des objectifs poursuivis. Certaines de ces méthodes relativement simples et peu coûteuses se sont révélées applicables dans le cadre de cette étude.

Dans le chapitre 4, les méthodes opérationnelles basées sur une évaluation rurale rapide, l'utilisation de kit portable et l'analyse de sols ont permis d'obtenir des données qui ont été utiles dans la compréhension de la problématique. Des données d'enquêtes, d'observations et de mesures ont permis d'évaluer les niveaux de pollution, d'établir des relations entre la pollution et d'autres facteurs environnementaux et de faire une typologie des eaux de puits. Les niveaux de concentration de nitrate mesurés dans les puits situés dans les zones d'habitation ou dans les champs dépassent les normes recommandées à plusieurs endroits de la zone des Niayes. Sur un total de 131 puits analysés, les taux de nitrate dépassent 50 mg L^{-1} dans 57% des puits et la conductivité électrique est supérieure à 1.5 dS m^{-1} dans 55% des puits. L'analyse statistique multivariée a montré une dépendance importante mais non entière entre les concentrations de nitrate et la profondeur de la nappe, avec une pollution généralement plus importante dans les puits à faible profondeur. La majorité des puits présentant les concentrations de nitrate les plus élevées se trouvent dans la région de Dakar. Le dépassement du seuil de 50 mg L^{-1} est aussi plus fréquent dans les zones habitées que dans les champs.

La dépendance partielle de la pollution avec la profondeur suggère qu'un transfert du polluant est effectué à travers les couches de sol, même si l'existence d'une pollution directe au niveau des puits est certaine vu les caractéristiques de ces puits. Le fait que les puits des zones d'habitat contiennent plus de nitrate montre que la matière organique a un rôle important dans la pollution. La pollution des puits est favorisée par l'absence de zones de protection qui permet la proximité de sources polluantes (dépôts de déchets, ...) et une fréquentation importante. L'accès direct des puits des zones d'habitation par les usagers s'explique par le niveau faible de distribution de l'eau courante en milieu rural.

Dans les exploitations horticoles, les investigations ont permis de constater qu'il existe des pratiques très variables au niveau de la gestion des fertilisants, de l'irrigation et de la protection phytosanitaire. Certaines de ces pratiques présentent le risque de favoriser le transfert de pol-

luants et en particulier de nitrate dans la nappe, sachant que celle-ci est à faible profondeur et que les sols ont une faible capacité de rétention d'eau et d'azote minéral. Les sols sableux ont souvent une fraction de sable supérieure à 95% avec une faible CEC et une saturation en bases échangeables. Ces caractéristiques sont favorables au transfert de nitrate dans la nappe.

Une approche expérimentale était nécessaire pour évaluer la problématique à l'échelle de la parcelle, considérant que la parcelle est l'entité élémentaire d'analyse de la problématique. Dans le chapitre 5, la méthode Beerkan, l'infiltrométrie à charge ainsi que des méthodes de laboratoire relativement simples ont permis de déterminer les paramètres hydrauliques du sol et estimer les flux d'eau et de nitrate en dessous de la profondeur d'enracinement d'une culture de tomate. Les flux calculés ont montré un potentiel important de lixiviation d'azote même avec une irrigation ne dépassant pas les besoins de la culture et en l'absence de la fertilisation organique recommandée.

Dans le chapitre 6, le modèle *Wave_Mat* qui est une transposition de *WAVE* (Vanclooster et al., 1995) dans l'environnement *MATLABTM* a été développé et vérifié en vue de son utilisation. Le modèle *WAVE* permet de simuler l'écoulement d'eau, le transport de soluté, le transport de chaleur, le développement de la plante et le sort de l'azote dans le système sol - plante. Il est écrit en langage Fortran et a déjà été testé et validé dans plusieurs contextes. L'adaptation dans l'environnement *MATLABTM* permet de profiter des outils performants de ce logiciel en termes de programmation et de visualisation des résultats, et de faciliter le développement futur du modèle. Pour la vérification de *Wave_Mat*, des comparaisons ont été effectuées avec le modèle originel *WAVE*, le modèle *Hydrus 1D* (Simunek et al., 1998) et des solutions analytiques implémentées dans le logiciel *Solusol* (Lambot et Biolders, 2003). Pour la plupart des cas, ces vérifications ont donné des résultats concordants, aussi bien pour l'écoulement d'eau que pour le transport de soluté dans la zone non saturée du sol. Le modèle *Wave_Mat* est donc opérationnel même s'il reste encore des améliorations à faire sur le contenu et sur la forme. Il peut être utilisé dans d'autres contextes et constitue donc une contribution scientifique de portée internationale.

Enfin dans le chapitre 7, Le modèle *Wave_Mat* a été utilisé pour simuler l'écoulement d'eau et le sort de l'azote dans les mêmes conditions que celles de la parcelle expérimentale. Les résultats ont confirmé le potentiel important de lixiviation d'azote avec une irrigation ne dépassant pas les besoins de la plante et sans apport de matière organique. Cela peut s'expliquer par la perméabilité importante du sol qui ne lui permet pas de retenir l'eau suffisamment longtemps pour être utilisée avec effi-

ciencia par la plante. Dans ces conditions, les agriculteurs peuvent être amenés à fournir une irrigation plus importante que les besoins théoriques de la plante pour éviter le stress hydrique, et cela accroît encore le risque de lixiviation d'azote. Une irrigation étalée sur le temps avec un débit très faible a donné les meilleurs résultats en ce qui concerne la limitation du drainage d'eau et de la lixiviation de nitrate. En pratique, ce type d'irrigation ne se ferait pas par aspersion avec la couverture de toute la surface du sol car l'évaporation et le temps de fonctionnement des équipements et donc l'énergie nécessaire seraient élevés. En réalité ce scénario, se rapproche surtout de la méthode d'irrigation localisée (goutte à goutte) qui, aura en plus l'avantage de limiter l'évaporation et semble être le moyen le plus approprié pour limiter l'exploitation de l'eau et le risque de transfert de nitrate. L'évaluation de quelques scénarios a montré une lixiviation importante lorsque la matière organique est apportée avec les quantités recommandées et cela s'explique par la minéralisation rapide de la matière organique suivie d'une nitrification rapide.

8.2 Recommandations et perspectives

Pour améliorer la salubrité des puits et diminuer la pollution au niveau des zones d'habitation, la multiplication des points d'eau autonomes doit être encouragée. Ce type d'équipement économique qui existe déjà dans certaines localités est constitué d'un petit réservoir situé non loin du puits et qui distribue de l'eau courante sur place. Une recommandation simple mais importante est aussi de munir de couvercle les puits et de rehausser leur margelle qui, au niveau des puits maraîchers est généralement peu élevée.

Une gestion améliorée des sols, des fertilisants et de l'irrigation est nécessaire pour réduire le transfert de nitrate dans la nappe sans affecter les rendements attendus. Cependant, la conception d'une telle gestion devrait se baser sur une connaissance approfondie du bilan de nutriments à l'échelle locale de l'exploitation horticole dans la zone des Niayes. Ainsi, les constats effectués avec l'étude expérimentale, la modélisation et l'évaluation de scénarios permettent de faire quelques recommandations :

- La quantité d'azote déjà disponible dans l'eau d'irrigation et dans le sol doit être prise en compte dans la fertilisation au niveau des zones très polluées par le nitrate.
- L'irrigation localisée (goutte à goutte) qui permet de limiter la lixiviation de nitrate en dessous de la profondeur d'enracinement des cultures, devrait être promue dans la région. Cette méthode

permettra de limiter l'évaporation et d'accroître la disponibilité de l'eau pour les cultures tout en limitant l'exploitation de l'eau de la nappe. Mais des questions qui peuvent se poser concernent l'accessibilité d'un tel équipement par rapport au coût d'investissement. En termes d'énergie, seul le remplissage d'un réservoir d'irrigation poserait problème car l'irrigation elle-même, fonctionne gravitairement. Les économies réalisées sur le temps de travail nécessaire à une irrigation manuelle et sur l'utilisation de la main d'œuvre pourrait en réalité compenser les coûts d'investissement et de l'énergie. Une étude économique plus détaillée serait cependant nécessaire pour évaluer les avantages d'un tel système dans la région. Si une telle pratique est adoptée, les exploitants horticoles devraient aussi bénéficier d'accompagnement financier pour l'investissement, vu leurs moyens souvent faibles.

- Puisque la minéralisation de la matière organique, souvent apportée en quantité importante, suivie de la nitrification rapide constitue une source importante d'azote minéral dans le sol, une meilleure gestion de la matière organique au niveau de l'exploitation horticole s'impose. Cette gestion doit par exemple tenir compte d'une meilleure valorisation des résidus de récolte et favoriser l'utilisation de matière organique à faible taux de minéralisation. Lorsque la minéralisation et la nitrification s'effectuent rapidement, un apport fractionné comme dans le cas de la fertilisation minérale, est plus adéquat qu'un apport unique en début de culture. En résumé, la pratique adoptée doit permettre autant que possible de rendre la disponibilité de l'azote minéral du sol en adéquation avec les capacités de prélèvement d'azote par les cultures.

Comme perspectives, une étude expérimentale utilisant des dispositifs de mesure plus précis permettrait de mieux évaluer le bilan d'eau et d'azote à la parcelle et dans des situations plus variées. Par exemple, sur le type de sol étudié, la dynamique très importante de l'écoulement fait que l'estimation directe des flux d'eau requiert des mesures très rapprochées dans le temps et donc automatisées. Ces dispositifs permettraient aussi d'avoir une meilleure précision sur les paramètres du modèle et notamment ceux relatifs au module de l'azote et d'améliorer ainsi les résultats de la modélisation. Une étude plus approfondie pourrait également aider à identifier les sources majeures de pollution au niveau de l'exploitation horticole, par exemple, en discriminant la part de la matière organique et celle des engrais minéraux. Une autre problématique très importante dans la zone des Niayes est la pollution de la nappe phréatique par les pesticides qui pourrait également être abordée avec la modélisation. De

même, la salinisation de l'eau de la nappe phréatique et des sols constitue un sujet préoccupant qui devrait faire l'objet de ce même type de travail. Le développement futur du modèle *Wave_Mat* pourrait porter sur l'ajout du module de croissance de la plante (module CROP) et la prise en compte d'autres phénomènes tels que l'écoulement 2D, l'existence de macropores etc.

Annexes

Annexe A

Résultats d'analyse des échantillons d'eau de puits

Tableau A.1: Résultats d'analyse des échantillons d'eau de puits

N° Site	Date	Localité	Lat. N.	Long. O.	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PH	EC (uS/cm)	T(°C)	Prof. nappe(m)	Type puits	Situation
1	03/05/07	HLM Las Palmas	14° 46' 11,1"	17° 24' 13,3"	46	7.26	2063	27.5	1	non cimenté (céane)	Champ
2	03/05/07	HLM Las Palmas	14° 46' 06,1"	17° 24' 20,4"	248	6.97	1824	25.8	2	non cimenté	Champ
3	03/05/07	PikineCanada	14° 46' 01,0"	17° 23' 58,4"	900	6.72	3325	25.7	1	non cimenté	Champ
4	03/05/07	Pikine Ecole 9	14° 45' 43,1"	17° 24' 03,0"	1190	7.03	3595	28.2	1	non cimenté	Champ
5	04/05/07	Patte d'oie	14° 44' 34,9"	17° 26' 11,7"	146	6.26	681	25.3	2.13	Cimenté	Champ
6	04/05/07	Patte d'oie	14° 44' 36,4"	17° 25' 59,9"	20	6.66	3192	25	1.21	Cimenté	Champ
7	04/05/07	Cambérène	14° 44' 49,5"	17° 25' 30,8"	32	7.28	1620	30.1	2.08	Cimenté	Champ
8	04/05/07	Cambérène	14° 45' 06,9"	17° 25' 41,0"	540	6.45	3904	27.2	1.78	Cimenté	Champ
9	07/05/07	Guédiaw. cité enseig.	14° 46' 45,3"	17° 24' 06,6"	11	7.56	1595	22	1	non cimenté	Champ
10	07/05/07	Gué. Sam Notaire	14° 46' 49,7"	17° 23' 63,1"	300	6.62	1547	26.4	4.83	Cimenté	Champ
11	07/05/07	Gué. Wakhinane Nimzat	14° 47' 19,2"	17° 22' 37,1"	239	7.6	1648	30.1	3.4	non cimenté	Champ
12	07/05/07	Gué. Wakhinane Nimzat	14° 47' 26,3"	17° 21' 33,3"	30	6.2	400	29.6	3.5	Pompe manuelle	Habitat
12Bis	07/05/07	Gué. Wakhinane Nimzat	14° 47' 32,6"	17° 21' 39,1"	85	7.46	656	28.5	4.12	Cimenté	Habitat
13	08/05/07	Yeumb. (R.Wourouwaye)	14° 47' 21,7"	17° 21' 43,9"	66	6.67	2652	26.9	1.5	non cimenté	Champ habitat.
14	08/05/07	Yeumbeul S. vers cité aseana	14° 47' 26,0"	17° 21' 37,2"	16	6.7	864	27.1	0.6	non cimenté	Ch./ hab.
15	08/05/07	Yeumbeul S. vers cité aseana	14° 47' 30,7"	17° 21' 32,8"	6	6.5	945	25	1.5	non cimenté	Champ
15Bis	08/05/07	Yeumbeul sud	14° 47' 33,6"	17° 21' 29,9"	27	6.3	1466	31.5	3.2	Cimenté	Champ
16	08/05/07	Yeumbeul sud	14° 47' 30,7"	17° 21' 35,3"	5	4.53	413	26		Pompe manuelle	Habitat
17	09/05/07	Yeumbeul nord Camp	14° 46' 28,1"	17° 20' 48,5"	51	5.75	337	29.7		Robinet Forage	Camp militaire
18	09/05/07	Yeumbeul nord Benn baraque	14° 47' 13,1"	17° 20' 53,3"	117	6.36	2445	26.8	3.34	Cimenté	Champ habitat.

Suite à la page suivante

Tableau A.1 – Suite											
N° Site	Date	Localité	Lat. N.	Long. O.	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PH	EC (uS/cm)	T(°C)	Prof. nappe(m)	Type puits	Situation
19	09/05/07	Yeumb. N. vers riv. Wouye	14° 47' 32,1"	17° 20' 53,6"	21	6.47	5120	30.9	3	non cimenté	Champ
20	09/05/07	Yeumbeul nord Aï-noumane6	14° 47' 36,9"	17° 21' 03,7"	24	7.28	2904	33.2	2	non cimenté	Champ
21	10/05/07	Malika terminus	14° 47' 43,8"	17° 20' 01,4"	248	3.55	3827	26.2	2.6	Cimenté	Champ habitat.
22	10/05/07	Malika	14° 47' 52,6"	17° 20' 00,7"	58	6.35	2323	26.6	2.32	Cimenté	Champ transformé en maison
23	10/05/07	Malika	14° 47' 52,4"	17° 19' 51,0"	22	7.69	3024	29.6	2.4	non cimenté	Champ
24	10/05/07	Malika	14° 47' 49,1"	17° 19' 39,0"	5	3.13	1701	32	2	non cimenté	Champ
25	11/05/07	K. Massar côté mbeubeuss	14° 47' 28,1"	17° 19' 34,1"	222	5.13	1240	27.5	4.6	Cimenté + pompe	Champ
26	11/05/07	Malika côté mbeubeuss	14° 47' 40,2"	17° 19' 40,2"	152	5.92	860	27.9	5.9	Cimenté	Champ habitat.
27	11/05/07	Malika plus loin de mbeubeuss	14° 47' 48,3"	17° 19' 45,3"	5	3.32	2605	29.7	3	non cimenté	Champ
27Bis	11/05/07	K. Massar Mbar S. Touba	14° 47' 11,8"	17° 19' 26,3"	76	5.87	1270	28.7	5	pompe manuelle	Habitat
28	11/05/07	K. Massar Terminus	14° 47' 07,0"	17° 18' 24,0"	771	7.3	2572	28.6	4.8	Cimenté	Champ habitat.
28Bis	11/05/07	K. Massar route Niayes	14° 47' 08,2"	17° 17' 56,6"	5	6.83	1500	28.4	7.7	Cimenté	Champ
28Ter	11/05/07	K. Massar R. Niayes	14° 47' 05,8"	17° 17' 55,6"	170	7.08	3437		7.9	Cimenté	Champ
29	12/05/07	Sangalkam (puits1)	14° 46' 46,9"	17° 13' 19,9"	105	6.35	488	28	5.5	Cimenté	Champ
29Bis	12/05/07	Sangalkam (puits2)	À 30m puits 1		51	7.57	699	26.5	5.32	Cimenté	Champ
30	12/05/07	Sangalkam/Noflaye	14° 47' 07,2"	17° 13' 05,4"	53	7.3	707	28	6.3	Cimenté	Champ (+10 ha)

Suite à la page suivante

Tableau A.1 – Suite

N° Site	Date	Localité	Lat. N.	Long. O.	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PH	EC (uS/cm)	T(°C)	Prof. nappe(m)	Type puits	Situation
31	12/05/07	Sangalkam/Noflaye	14° 47' 05,5"	17° 12' 50,2"	57	6.19	358	30.2	7.6	Cimenté	
31Bis	12/05/07	Sangalkam/Robinet maraîchage	14° 47' 07,1"	17° 12' 40,4"	5	6.9	509	30.7		Robinet SDE	Champ
32	12/05/07	Sangalkam	14° 46' 42,2"	17° 13' 21,9"	83	7.62	627	29	7	Cimenté	Champ clôturé
33	15/05/07	Bayakh (cr diender)	14° 49' 36,1"	17°08'31,0"	10	6.72	674	27.2	7.12	Cimenté	Champ clôturé
34	15/05/07	GoromII	14° 49' 33,6"	17°08'47,1"	22	5.84	548	29.5	5	Cimenté	
35	15/05/07	Deni biram ndao Sud(ou Niayes)	14° 50' 44,0"	17°10'54,7"	376	5.27	4832	33.3		non cimenté	Ch./hab.
36	15/05/07	Deni biram ndao Sud(ou Niayes)	14° 50' 50,5"	17°10'51,4"	39	6.27	487	29.4	4.6	Cimenté	Champ
36(a)	15/05/07	Deni biram ndao Sud(ou Niayes)	14° 50' 59,1"	17°10'51,2"	16	6.34	1416	35.2	2	non cimenté	Champ
36(b)	15/05/07	À coté (20 m de 36a)			<5	6.63	2993		2	non cimenté	
36(c)	15/05/07	Deni biram ndao Sud(ou Niayes)	14° 51' 04,9"	17° 10' 47,2"	16	6.23	1470	32.6	2	non cimenté	
36(d)	15/05/07	Deni Nord	14° 49' 58,9"	17° 10' 50,3"	52	6.03	1276	26.4	6.7	non cimenté	
37	16/05/07	Beer	14° 51' 34,9"	17° 07' 47,9"	305	3.85	3262	28.1	3.7	Cimenté	Champ
38	16/05/07	Beer	14° 51' 32,2"	17° 07' 57,0"	140	4.67	1101	31.1	3.2	Cimenté	Champ
39	16/05/07	Beer	14° 51' 40,2"	17° 08' 16,8"	102	5.66	476	30.2	8.5	Cimenté	Habitat
40	16/05/07	Beer	14° 51' 40"	17° 08' 11,8"	33	6.02	208	28.6	8.62	Cimenté	Champ
41	16/05/07	Khar Yallah (après Beer)	14° 52' 10,6"	17° 08' 11,8"	76	6.27	431	29	6.3	Cimenté	Habitat
42	16/05/07	Diameguene (après Khar Yallah)	14° 52' 25,6"	17° 07' 53,2"	90	6.35	482	30.3	5.4	Cimenté	Champ
43	16/05/07	Mbawane (après Diameguene)	14° 52' 51,0"	17° 07' 41,8"	127	6.46	721	28.2	5.7	Cimenté	Champ
43Bis	16/05/07	Mbawane	14° 52' 53,7"	17° 07' 38,3"	311	10	1843	30.8		non cimenté	Champ
44	16/05/07	K. Abdou ndoye	14° 53' 24,6"	17° 07' 52,8"	199	7.68	2059	26.6	4.15	Cimenté	Champ

Suite à la page suivante

Tableau A.1 – Suite

N° Site	Date	Localité	Lat. N.	Long. O.	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PH	EC (uS/cm)	T(°C)	Prof. nappe(m)	Type puits	Situation
44Bis	16/05/07	K. Abdou ndoye (à 20m de 44)	14° 53' 23,6"	17° 07' 53,1"	94	6.72	1935	27.5	4.3	Cimenté	Champ
45	17/05/07	K. Abdou ndoye	14° 53' 32,3"	17° 07' 58,2"	122	6.9	1487	26.8	6.1	Cimenté	Champ
46	17/05/07	K. Abdou ndoye	14° 53' 36,9"	17° 07' 59,3"	5	7.53	3050	29.2	0.5	non cimenté	Champ
47	17/05/07	Kayar	14° 54' 48,6"	17° 07' 17,0"	5	7.42	1938	31.7	2	non cimenté	Champ
48	17/05/07	Kayar	14° 54' 37,5"	17° 07' 16,0"	5	7.56	1143	28.2	1.5	non cimenté	Champ
49	17/05/07	Kayar	14° 54' 24,9"	17° 07' 02,5"	5	6.91	1187	30.4	4.4	Cimenté	Champ
49Bis	17/05/07	Kayar (à 30m de 49)			7	7.9	1639			Cimenté	Champ
50	17/05/07	Thiaye (cr mont rolland)	14° 55' 24,5"	17° 03' 47,3"	124	7.01	454	28.9	7	Cimenté	Champ
51	17/05/07	Thiaye (cr mont rolland)	14° 55' 29,8"	17° 03' 49,0"	Batterie 6	6.7	1971	27.8	7.2	Cimenté	Champ
52	18/05/07	Mboro	15° 08' 39,4"	16° 53' 13,8"	738	6.33	2816	24.5	1	non cimenté	Champ
53	18/05/07	Darou Khoudoss	15° 07' 23,2"	16° 51' 59,9"	9	6.3	450	28.5	4.2	Cimenté	Champ
53Bis	18/05/07	Darou Khoudoss	15° 07' 24,4"	16° 51' 58,3"	5	6.59	1039	28.9	4.5	non cimenté	Champ
53Ter	18/05/07	Darou Khoudoss	15° 06' 56,7"	16° 51' 06,7"	39	6.34	440	26.2	4.5	Cimenté	Champ
54	18/05/07	D. Khoud.(Kakène)	15° 07' 00,7"	16° 50' 53,6"	5	6.61	645	27.4	0.5	non cimenté	Champ
55	21/05/05	Touba Ndiaye	15° 09' 59,2"	16° 52' 42,3"	12	6.25	659	29.5	2	non cimenté	Champ
56	21/05/07	Touba Ndiaye	15° 09' 53,4"	16° 52' 30,4"	270	5.06	1692	29.4	6.12	non cimenté	Habitat
57	21/05/07	Ngaye Ngaye	15° 08' 30,3"	16° 53' 48,4"	111	5.92	746	28.5	1.3	non cimenté	Champ
58	21/05/07	K. Pathé Ndiaye	15° 06' 01,4"	16° 55' 07,2"	103	4.9	903	27.3	5.7	Cimenté	Champ
59	22/05/07	Fass Boye	15° 15' 58,0"	16° 50' 45,0"	76	6.37	1763	28.3	6.3	Cimenté	Ch./hab.
60	22/05/07	Fass Boye	15° 15' 56,9"	16° 50' 40,2"	81	6.57	1119	27.1	6.4	Cimenté	Champ
61	22/05/07	Fass Boye	15° 15' 52,4"	16° 50' 52,7"	296	6.58	2096	26.9	2.7	Cimenté	Habitat
62	22/05/07	Fass Boye	15° 15' 48,1"	16° 50' 50,8"	120	6.6	1053	27.7	3	Pompe manuelle	Habitat
63	22/05/07	Mboro	15° 08' 27,5"	16° 54' 20,0"	55	6.82	492	25.5	1.5	non cimenté	Champ
64	22/05/07	Centre	15° 06' 30,2"	16° 54' 48,2"	12	5.95	345	27.8	4.3	Cimenté	Champ
65	24/05/07	Lac rose (kh. yal-lah)	14° 50' 00,6"	17° 13' 49,6"	18	7.14	18976	25.8	1	non cimenté +pneus	Bordure lac

Suite à la page suivante

Tableau A.1 – Suite

N° Site	Date	Localité	Lat. N.	Long. O.	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PH	EC (uS/cm)	T(°C)	Prof. nappe(m)	Type puits	Situation
66	24/05/07	K. Mbir Ndao	14° 56' 20,2"	17° 03' 31,7"	158	7.04	866	28.1	6.2	Cimenté	Champ
67	24/05/07	Ngadiaga	14° 57' 46,8"	17° 03' 08,7"	30	7.04	474	28.2	4.1	Cimenté	Champ
68	24/05/07	Kery	14° 58' 28,7"	17° 02' 57,1"	69	6.93	511	25.3	7.3	Cimenté	Champ
69	30/05/07	Thieudème	14° 54' 18,2"	17° 05' 15,4"	51	5.97	466	27.5	4.7	Cimenté	Champ
70	30/05/07	Thieudème(Deuri kao)	14° 55' 23,0"	17° 05' 28,8"	17	7.05	1764	28.6	2	Cimenté en partie	Champ
71	30/05/07	Thieudème	14° 55' 14,3"	17° 05' 43,8"	5	7.44	1070	28.6	2	Cimenté	Champ
72	30/05/07	Kayar	14° 55' 05,8"	17° 06' 20,4"	78	7.11	582	29.9	4.5	Cimenté	Champ
72Bis	30/05/07	Kayar	14° 55' 03,8"	17° 06' 21,1"	65	6.75	523	29.4	5	Cimenté	Champ
73	30/05/07	GoromI(village)	14° 49' 10,8"	17° 09' 18,7"	127	6.21	1200	28.2	6	Cimenté	Habitat
74	30/05/07	Ndiakhirate	14° 47' 10,75"	17° 16' 51,0"	22	7.02	304	27	14	Cimenté	Champ près de route
75	31/05/07	Diogo	15° 16' 21,6"	16° 47' 29,4"	92	6.03	994	27.2	5	non cimenté +bois	Champ
76	31/05/07	Diogo	15° 16' 21,0"	16° 47' 20,4"	129	5.95	600	27.4	4.5	Cimenté	Champ
77	31/05/07	Diogo village	15° 16' 17,8"	16° 47' 12,5"	166	5.55	727	28.7	14	Cimenté	Habitat
78	31/05/07	DarouFall(près de Diogo)	15° 15' 34,5	16° 47' 39,3"	30	5.64	385	32.5	5	non cimenté +bois	Champ
79	31/05/07	Darou Fall	15° 15' 39,2"	16° 47' 42,4"	5	5.13	359	29.5	5	non cimenté +bois	Champ
80	31/05/07	DarouFall(village)	15° 15' 25,3"	16° 47' 35,5"	76	5.07	520	25.6	12.4	Cimenté	Habitat
81	04/06/07	Lompoul sur mer	15° 26' 47,9"	16° 43' 46,8"	5	6.05	711	28.5	4.6	Cimenté	Ch./hab.
82	04/06/07	Lompoul sur mer	15° 26' 31,5"	16° 43' 44,9"	5	6.14	471	28.9	5.4	Cimenté	Habitat
83	04/06/07	Lompoul sur mer (CR Kab Gaye)	15° 26' 23,8"	16° 43' 42,6"	54	6.25	516	28.4	4.7	Cimenté	Ch./hab.
83Bis	04/06/07	Lompoul sur mer	15° 26' 24,3"	16° 43' 43,5"	93	6.07	706	28.5	4.8	Cimenté	Ch./hab.
83Ter	04/06/07	Lompoul sur mer	15° 26' 24,9"	16° 43' 43,6"	53				4.7	Cimenté	Champ habi- tat.
83(4)	04/06/07	Lompoul sur mer			188				4.7	Cimenté	Champ habi- tat.
87	04/06/07	Thiokhmat	15° 25' 42,7"	16° 44' 18,9"	123	5.06	1076	28.8	5.6	Cimenté	Champ habi- tat.
88	04/06/07	Khonk Yoye	15° 25' 40,2"	16° 42' 57,5"	5	4.35	757	27.8	3	non cimenté +bois+pompe	Champ

Suite à la page suivante

Tableau A.1 – Suite

N° Site	Date	Localité	Lat. N.	Long. O.	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PH	EC (uS/cm)	T(°C)	Prof. nappe(m)	Type puits	Situation
89	06/06/07	Mbess	15° 25' 34,8"	16° 41' 45,5"	5	3.7	421	31.5	4	non cimenté	Champ
89Bis	06/06/07	Mbess	15° 25' 37,4"	16° 41' 44,8"	30	4.37	707	26.2	4.12	+bois+pompe	Champ
89Ter	06/06/07	Mbess			<5	6.34	2609	26.1	4	Cimenté	Champ
90	06/06/07	Lompoul village	15° 25' 4,10"	16° 41' 14,6"	17	3.84	672	28.5	6	Cimenté	Champ
90Bis	06/06/07	Lompoul village			<5					Cimenté	Champ
91	09/06/07	Guéd. Fithmith	14° 46' 21,6"	17° 24' 13,5"	485	5.88	2355	28	5	pompe manuelle	Habitat
92	09/06/07	Yeumbeul nord	14° 46' 50,4 "	17° 21' 21,3"	612	4.25	2765	29.6	3	Pompe manuelle	Habitat
93	09/06/07	Yeumbeul (B.Baraque)	14° 47' 06,5"	17° 20' 59,5"	452	5.73	2574	28.3	4	Pompe manuelle	Habitat
94	09/06/07	Malika terminus	14° 47' 37,1"	17° 20' 08,9"	214	5.56	1421	28.8	3	Pompe manuelle	Habitat
95	09/06/07	K. M. Mbeubeuss	14° 47' 23,7"	17° 19' 35,7"	188	4.63	1054	28.5	5	Pompe manuelle	Habitat
96	09/06/07	K. Massar	14° 46' 50,0"	17° 19' 21,1"	108	4.26	3130	29.3	6	Pompe manuelle	Habitat
97	12/06/07	Thiougougne	15° 27' 40,3"	16° 43' 09,4"	8	6.31	513	29	3.8	Cimenté	Champ habi- tat.
97Bis	12/06/07	Thiougougne (0 20m de 98)			17	6.76	545	29.2			
98	12/06/07	Thiougougne	15° 27' 31,1"	16° 43' 10,7"	22	6.67	524	28	4.2	Cimenté	Champ habi- tat.
99	15/06/07	Potou	15° 43' 21,3"	16° 31' 37,4"	205	6.08	2284	28.4	4.2	Cimenté	Champ habi- tat.
100	15/06/07	Potou (Puits AEP)	15° 43' 26,3"	16° 31' 25,5"	18	6.06	371	29.5	4.9	Cimenté	Champ
101	15/06/07	Nieyeme	15° 44' 17,0"	16° 32' 41,2"	123	6.93	4410	31.7	4.2	Cimenté	Champ
102	15/06/07	Nieyeme	15° 43' 46,9"	16° 32' 03,3"	14	6.77	2788	29.6	7.5	Cimenté	Champ
103	15/06/07	Entre Nieyeme et Potou	15° 45' 46,8"	16° 32' 01,4"	5	6.83	2598	33.5	<6	Forage	champ
104	19/06/07	Taré	15° 46' 40,3"	16° 31' 44,2"	33	7.38	883	29	4.1	Cimenté	champ
105	19/06/07	Taré	15° 46' 25,6"	16° 31' 59,7"	112	7.59	1963	30.2	4	Cimenté	Champ
106	19/06/07	Mboyene	15° 47' 23,9"	16° 31' 39,4"	182	7.66	2021	31.4	6.2	Cimenté	Champ
107	19/06/07	Gabar	15° 46' 03,4"	16° 31' 50,0"	78	7.56	3874	29.9	5	Cimenté	Champ
108	22/06/07	Mboumbaye	15° 50' 10,8"	16° 30' 22,8"	98	7.46	6083	28	3.5	Cimenté	Champ

Suite à la page suivante

Tableau A.1 – Suite

N° Site	Date	Localité	Lat. N.	Long. O.	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PH	EC (uS/cm)	T(°C)	Prof. nappe(m)	Type puits	Situation
108Bis	22/06/07	Mboumbaye	15° 50' 11,6"	16° 30' 22,6"	23	7.45	4234	28.3	4.9	Cimenté	champ
109	22/06/07	Mboumbaye	15° 49' 40,7"	16° 30' 29,5"	53	7.26	4236	28.7	4.8	cimenté	champ
110	22/06/07	Degou Niayes	15° 49' 31,4"	16° 30' 28,0"	74	7.26	5656	28.5	3.6	cimenté	champ
111	22/06/07	Gadaga	15° 49' 08,2"	16° 30' 41,5"	84	7.29	3980	29.5	4.6	cimenté	champ
112	22/06/07	Nguiligne Mbao	15° 48' 37,9"	16° 31' 12,0"	40	7.45	7144	32.9	2.1	cimenté	Habitat
113	22/06/07	Nguiligne Mbao	15° 48' 30,6"	16° 31' 25,7"	112	7.46	17450	30.8	3.2	cimenté	Habitat
114	22/06/07	Nguiligne Mbao(puits à l'écart hab et champ)	15° 48' 69,0"	16° 31' 15,7"	10	7.77	962	28	4	Cimenté	
115	22/06/07	Nguiligne Mbao	15° 48' 27,2"	16° 31' 09,2"	27	7.6	1787	30	3.4	cimenté	champ
116	25/06/07	Ricotte	15° 51' 38,5"	16° 29' 15,4"	244	7.18	6159	28.2	4.6	Cimenté	Champ
117	25/06/07	Mame Ngor	15° 51' 35,5"	16° 29' 00,4"	53	7.43	3293	29	3.8	Cimenté	champ
118	25/06/07	Gouye Rène	15° 51' 22,6"	16° 29' 01,4"	92	7.59	1552	28.4	5	Cimenté	champ
119	25/06/07	Khek Ricotte	15° 51' 41,3"	16° 29' 07,2"	32	7.21	5352	28.6	5.3	Cimenté	champ
120	27/06/07	Potou	15° 43' 38,0"	16° 31' 35,0"	7	7.18	2028	29.6	1.6	Cimenté en partie	Champ
121	05/07/07	CDH Cambérène	14° 45' 11,5"	17° 25' 16,8"	33	6.1	1004	30	3	Pompe manuelle	Champ transformé en chantier
122	06/07/07	Mboro Guedj	15° 08' 2"	16° 54' 08,2"	25	6.8	890	28.4	5	Cimenté	Champ
123	07/08/07	Thiaroye Djida Kao	14°45'40,2"	17°22'54,8"	388	7.17	1079	30.9	10	cimenté	Champ
124	07/07/07	Thiaroye santa yalah	14°45'46,7"	17°22'49,7"	454	6.39	2755	30	Pompe manuelle	Pompe Manuelle	

Annexe B

Résultats d'analyse des échantillons de sols

Tableau B.1 – Suite														
Site	Lat. N	Long. O	limon %	argile %	sable %	Ca cmo- leq/kg	K cmo- leq/kg	Mg cmo- leq/kg	Na cmo- leq/kg	NH4 cmo- leq/kg	pH	EC (Us/cm)	N(%)	C(%)
Keur massar côté mbeubeuss	14° 47' 28,1"	17° 19' 34,1"	0.79	2.59	96.62	5.28	0.16	0.29	0.25	0.78	8.56	124	0.03	0.15
Malika côté mbeubeuss	14° 47' 40,2"	17° 19' 40,2"	1.21	2.64	96.15	6.50	0.20	0.87	2.43	0.66	8.6	826	0.02	0.62
Sangalkam (puits1)	14° 46' 46,9"	17° 13' 19,9"	2.00	6.19	91.81	2.56	0.25	0.41	0.06	2.46	6.26	88	0.04	0.35
Sangalkam/Noflaye	14° 47' 07,2"	17° 13' 05,4"	1.37	2.64	95.99	3.67	0.23	0.74	0.32	1.86	7.8	205	0.08	0.51
Sangalkam	14° 46' 42,2"	17° 13' 21,9"	1.23	2.48	96.29	1.87	0.20	0.42	0.07	1.49	7.71	91	0.76	0.00
Bayakh (cr diender)	14° 49' 36,1"	17° 08' 31,0"	1.57	3.45	94.98	1.70	0.19	0.49	0.08	1.88	6.88	91	0.04	0.37
Deni biram ndao Sud(ou Niayes)	14° 50' 44,0"	17° 10' 54,7"	1.14	2.84	96.02	3.06	0.86	1.10	0.71	2.15	7.7	508	0.04	0.22
Deni biram ndao Sud(ou Niayes)	14° 50' 50,5"	17° 10' 51,4"	0.83	0.72	98.45	1.25	0.18	0.28	0.23	1.15	7.1	97	0.02	0.24
Beer (après Bayakh vers Kayar)	14° 51' 34,9"	17° 07' 47,9"	4.53	6.55	88.92	4.16	0.21	1.69	0.36	5.68	6.12	351	0.12	1.14
Beer	14° 51' 32,2"	17° 07' 57,0"	3.41	2.55	94.04	4.82	0.42	1.95	1.88	5.22	5.61	992	0.13	1.19
Keur Abdou ndoye	14° 53' 24,6"	17° 07' 52,8"	1.91	0.08	98.02	2.49	0.12	0.48	0.59	1.31	7.52	396	0.05	0.29
Keur Abdou ndoye	14° 53' 32,3"	17° 07' 58,2"	0.69	2.36	96.94	1.52	0.17	0.28	0.12	1.23	7.43	108	0.05	0.47
Keur Abdou ndoye	14° 53' 36,9"	17° 07' 59,3"	21.16	14.39	64.45	55.45	1.70	5.92	3.64	39.74	4.37	2380	0.87	10.27
Touba Ndiaye(après mboro)	15° 09' 59,2"	16° 52' 42,3"	0.00	0.00	100.00	64.48	1.16	22.76	15.39	26.73	5.16	6700	0.94	10.87
Fass Boye	15° 15' 58,0"	16° 50' 45,0"	0.43	1.67	97.90	4.14	0.14	0.31	0.23	0.89	7.7	173	0.03	0.28
Thieudème(Deurikao)	14° 54' 18,2"	17° 05' 15,4"	1.21	3.61	95.18	21.50	0.51	1.68	0.46	3.68	8.25	393	0.11	2.03
Diogo	15° 16' 21,6"	16° 47' 29,4"	2.42	0.66	96.92	1.52	0.19	0.76	0.52	2.61	5.25	331	0.08	0.69
Diogo	15° 16' 21,0"	16° 47' 20,4"	0.00	0.00	100.00	1.03	0.16	0.45	0.38	0.66	7.25	238	0.04	0.20
Lompoul sur mer (CR Kab Gaye)	15° 26' 47,9"	16° 43' 46,8"	0.56	1.72	97.72	1.18	0.07	0.32	0.21	0.78	7.56	147	0.03	0.48
Suite à la page suivante														

Tableau B.1 – Suite

Site	Lat. N	Long. O	limon %	argile %	sable %	Ca cmo- leq/kg	K cmo- leq/kg	Mg cmo- leq/kg	Na cmo- leq/kg	NH4 cmo- leq/kg	pH	EC (Us/cm)	N(%)	C(%)
Thiougougne (CR Nord Lompoul)	15° 27' 40,3"	16° 43' 09,4"	0.39	1.80	97.80	3.49	0.18	0.55	0.27	1.55	7.8	157	0.02	0.18
Potou (CR Leona à parir de Louga)	15° 43' 21,3"	16° 31' 37,4"	0.46	2.43	97.10	6.94	0.57	2.47	3.53	3.55	7.53	1759	0.08	0.63
Nieyeme(après Potou)	15° 44' 17,0"	16° 32' 41,2"	1.28	1.94	96.78	4.80	0.13	0.38	0.38	1.08	8.65	172	0.06	0.51
Taré (après Potou)	15° 46' 40,3"	16° 31' 44,2"	1.23	2.24	96.53	6.71	0.17	0.78	0.48	1.62	8.6	213	0.00	0.10
Mboumbaye1	15° 50' 10,8"	16° 30' 22,8"	1.67	2.39	95.94	12.99	0.32	2.42	4.18	1.81	8.3	1706	0.07	0.77
Gadaga	15° 49' 08,2"	16° 30' 41,5"	0.57	1.89	97.55	1.71	0.09	0.34	0.14	0.65	7.72	92	0.02	0.11
Ricotte	15° 51' 38,5'4	16° 29' 15,4"	0.27	2.08	97.65	13.62	0.34	1.62	1.29	2.14	7.7	985	0.06	0.78
Mame Ngor	15° 51' 35,5"	16° 29' 00,4"	0.52	1.35	98.13	3.70	0.05	0.25	0.23	0.58	8.25	144	0.02	0.17
Potou	15° 43' 38,0"	16° 31' 35,0"	7.12	4.40	88.48	38.39	0.39	3.41	1.98	7.57	8.01	1468	0.13	1.82
Guediaw wakinane nimzat	14° 47' 32,6"	17° 21' 39,1"	0.54	1.58	97.88	22.03	0.43	0.72	0.18	1.38	8.15	273	0.06	0.44
Mbawane	14° 52' 53,7"	17° 07' 38,3"	5.10	4.38	90.52	12.37	0.72	3.66	3.82	13.09	5.8	2370	0.32	3.70
Cambéréne	14° 45' 11,5"	17° 25' 16,8"	3.19	2.47	94.34	4.73	0.20	1.24	0.27	2.32	8.34	78	0.12	0.00
Mboro	15° 08'39,4"	16° 53' 13,8"	5.96	0.00	94.04	7.37	0.96	2.04	1.85	6.43	7.5	903	0.13	1.43

Annexe C

Conditions climatiques du scénario c

Tableau C.1: Conditions climatiques du scénario c

Temps (jour)	Pluie (cm)	Temps (jour)	ET0 (cm)
0	-41.0072	0	0.47559
0.0139	0	1	0.47576
1.0347	-41.0072	2	0.47591
1.0486	0	3	0.47604
2.0486	-43.8849	4	0.47615
2.0625	0	5	0.47625
3.0347	-43.1655	6	0.47632
3.0486	0	7	0.47638
4.9931	-61.1511	8	0.47642
5.007	0	9	0.47644
6	-39.5683	10	0.47645
6.0139	0	11	0.47644
6.9931	-46.7626	12	0.47641
7.007	0	13	0.47638
8.0764	-75.5396	14	0.50648
8.0903	0	15	0.5064
10.066	-69.0647	16	0.50632
10.0799	0	17	0.50623
10.9931	-40.2878	18	0.50612
11.007	0	19	0.506
12.0347	-64.0288	20	0.50587
12.0486	0	21	0.50573
13.0347	-43.1655	22	0.50559
13.0486	0	23	0.50543
14.9861	-53.9568	24	0.50527
15	0	25	0.5051
16.3368	-43.1655	26	0.50492
16.3507	0	27	0.50474
17.9653	-57.554	28	0.50455
17.9792	0	29	0.50436
20.0451	-64.7482	30	0.50417
20.059	0	31	0.50397
Suite à la page suivante			

Tableau C.1 – Suite

Temps (jour)	Pluie (cm)	Temps (jour)	ET0 (cm)
21.0347	-64.7482	32	0.50377
21.0486	0	33	0.50356
23.0278	-64.7482	34	0.50336
23.0417	0	35	0.50315
25.0451	-57.554	36	0.50295
25.059	0	37	0.50274
26.9861	-50.3597	38	0.50253
27	0	39	0.50233
28.9757	-44.6043	40	0.50213
28.9896	0	41	0.50193
31.0278	-57.554	42	0.50173
31.0417	0	43	0.50154
32.3229	-53.9568	44	0.50135
32.3368	0	45	0.48849
33.0139	-61.1511	46	0.48832
33.0278	0	47	0.48816
35.0104	-35.9712	48	0.488
35.0243	0	49	0.48785
35.9688	-43.1655	50	0.4877
35.9827	0	51	0.48756
38.0139	-50.3597	52	0.48742
38.0278	0	53	0.48729
40.0139	-59.3525	54	0.48716
40.0278	0	55	0.48705
41	-61.1511	56	0.48694
41.0139	0	57	0.48683
43.0313	-53.9568	58	0.48674
43.0452	0	59	0.48665
44.0521	-55.3957	60	0.48657
44.066	0	61	0.48649
46.0347	-43.1655	62	0.48643
46.0486	0	63	0.48637
48.9722	-50.3597	64	0.48632
48.9861	0	65	0.48628
50.3576	-35.9712	66	0.48624
50.3715	0	67	0.48622
51.0451	-34.5324	68	0.4862
51.059	0	69	0.48619
52.0313	-53.9568	70	0.48618
52.0452	0	71	0.48619
54	-52.1583	72	0.4862
54.0139	0	73	0.48622
56.1042	-43.1655	74	0.48624
56.1181	0	75	0.39015
58.0069	-43.1655	76	0.47164
58.0208	0		
59.9931	-14.3885		
60.007	0		
62.0556	-46.7626		
62.0695	0		
63.9896	-43.1655		
64.0035	0		
65.0833	-44.964		
65.0972	0		
67.1458	-46.7626		
67.1597	0		
69.1285	-39.5683		

Suite à la page suivante

Tableau C.1 – Suite

Temps (jour)	Pluie (cm)	Temps (jour)	ET0 (cm)
69.1424	0		
72.0347	-28.777		
72.0486	0		
75.0347	-23.0216		
75.0486	0		
76.3472	-39.5683		
76.3611	0		

Annexe D

Conditions climatiques des scénarios d et e

Tableau D.1: Conditions climatiques des scénarios d et e

Temps (jour)	Pluie (cm)	Temps (jour)	ET0 (cm)
0	-0.5	0	0
1	0	1	0
2	-1	2	0.25
3	0	3	0.25
4	0	4	0.35
5	0	5	0.35
6	0	6	0.31
7	0	7	0.32
8	-0.5	8	0.31
9	-0.45	9	0.21
10	0	10	0.24
11	0	11	0.34
12	-1.2	12	0.23
13	-0.1	13	0.33
14	-1.3	14	0.2
15	-0.1	15	0.22
16	0	16	0.35
17	0	17	0.42
18	-0.1	18	0.33
19	-0.1	19	0.33
20	-0.25	20	0.21
21	-0.7	21	0.03
22	-0.15	22	0.13
23	0	23	0.45
24	0	24	0.48
25	0	25	0.48
26	0	26	0.47
27	0	27	0.44
28	0	28	0.38
29	0	29	0.27
30	0	30	0.16
31	0	31	0.33

Suite à la page suivante

Tableau D.1 – Suite

Temps (jour)	Pluie (cm)	Temps (jour)	ET0 (cm)
32	0	32	0.33
33	0	33	0.46
34	-0.25	34	0.48
35	0	35	0.47
36	-3.1	36	0.41
37	0	37	0.33
38	-0.65	38	0.04
39	0	39	0.18
40	-1.35	40	0.32
41	-0.35	41	0.25
42	0	42	0.43
43	0	43	0.34
44	0	44	0.23
45	-0.05	45	0.23
46	0	46	0.28
47	-0.9	47	0.34
48	-0.5	48	0.21
49	0	49	0.23
50	0	50	0.26
51	0	51	0.29
52	0	52	0.13
53	0	53	0.34
54	0	54	0.28
55	0	55	0.42
56	0	56	0.48
57	0	57	0.29
58	0	58	0.19
59	0	59	0.45
60	0	60	0.26
61	0	61	0.45
62	0	62	0.36
63	0	63	0.39
64	0	64	0.31
65	0	65	0.37
66	0	66	0.13
67	0	67	0.17
68	0	68	0.11
69	-0.05	69	0.22
70	0	70	0.39
71	0	71	0.35
72	0	72	0.4
73	-2.9	73	0.33
74	-1	74	0.34
75	-0.85	75	0.27
76	-1.65	76	0.4
77	-0.85	77	0.19
78	-0.45	78	0.42
79	-0.2	79	0.36
80	0	80	0.28
81	-0.3	81	0.41
82	0	82	0.55
83	0	83	0.35
84	-0.15	84	0.42
85	-0.25	85	0.2
86	-0.1	86	0.19
87	-0.95	87	0.08
88	-1.25	88	0.14

Suite à la page suivante

Tableau D.1 – Suite

Temps (jour)	Pluie (cm)	Temps (jour)	ET0 (cm)
89	-1.9	89	0.1
90	-1	90	0.25
91	0	91	0.34
92	0	92	0.28
93	0	93	0.22
94	-0.2	94	0.18
95	-0.25	95	0.43
96	-2.15	96	0.45
97	0	97	0.52
98	-0.85	98	0.11
99	0	99	0.34
100	-0.05	100	0.25
101	-0.6	101	0.38
102	0	102	0.41
103	0	103	0.4
104	0	104	0.43
105	0	105	0.16
106	-0.25	106	0.44
107	0	107	0.44
108	0	108	0.35
109	0	109	0.44
110	0	110	0.46
111	0	111	0.43
112	0	112	0.39
113	0	113	0.41
114	-0.95	114	0.49
115	0	115	0.44
116	0	116	0.56
117	0	117	0.59
118	0	118	0.46
119	0	119	0.43
120	0	120	0.41
121	0	121	0.56
122	0	122	0.48
123	0	123	0.44
124	-0.9	124	0.31
125	-0.4	125	0.31
126	0	126	0.39
127	0	127	0.24
128	-0.95	128	0.43
129	0	129	0.27
130	-0.2	130	0.25
131	0	131	0.52
132	-0.35	132	0.32
133	-0.05	133	0.37
134	0	134	0.44
135	-0.25	135	0.17
136	-0.9	136	0.57
137	-0.35	137	0.27
138	0	138	0.39
139	0	139	0.21
140	-0.75	140	0.31
141	0	141	0.39
142	0	142	0.47
143	0	143	0.43
144	0	144	0.15
145	0	145	0.24

Suite à la page suivante

Tableau D.1 – Suite

Temps (jour)	Pluie (cm)	Temps (jour)	ET0 (cm)
146	-0.35	146	0.29
147	-0.4	147	0.26
148	-1.7	148	0.24
149	-1.4	149	0.27
150	-0.5	150	0.1
151	-0.8	151	0.1
152	-0.15	152	0.11
153	0	153	0.17
154	0	154	0.14
155	0	155	0.18
156	0	156	0.16
157	-0.15	157	0.42
158	-0.5	158	0.21
159	-2	159	0.1
160	0	160	0.13
161	-0.05	161	0.15
162	-0.25	162	0.24
163	-0.15	163	0.3
164	0	164	0.21
165	0	165	0.21
166	0	166	0.19
167	0	167	0.09
168	-0.05	168	0.27
169	0	169	0.22
170	-1.7	170	0.15
171	-0.1	171	0.28
172	-0.6	172	0.3
173	-1.4	173	0.1
174	0	174	0.16
175	0	175	0.14
176	-0.35	176	0.18
177	0	177	0.15
178	0	178	0.16
179	0	179	0.09
180	0	180	0.09
181	0	181	0.1
182	-0.45	182	0.18
183	-0.05	183	0.09
184	-0.3	184	0.04
185	0	185	0.06
186	0	186	0.06
187	-0.45	187	0.06
188	0	188	0.06
189	0	189	0.11
190	-0.1	190	0.22
191	0	191	0.24
192	0	192	0.08
193	0	193	0.11
194	0	194	0.12
195	0	195	0.05
196	0	196	0.05
197	-0.15	197	0.07
198	0	198	0.09
199	0	199	0.12
200	0	200	0.07
201	0	201	0.06
202	0	202	0.06

Suite à la page suivante

Tableau D.1 – Suite

Temps (jour)	Pluie (cm)	Temps (jour)	ET0 (cm)
203	-0.1	203	0.09
204	0	204	0.12
205	0	205	0.05
206	-0.7	206	0.01
207	0	207	0.02
208	0	208	0.07
209	0	209	0
210	0	210	0.02
211	0	211	0.01
212	-0.3	212	0.05
213	-0.2	213	0.09
214	-0.7	214	0.04
215	-0.35	215	0
216	0	216	0.04
217	0	217	0
218	-0.3	218	0.06
219	-0.1	219	0
220	0	220	0.02
221	0	221	0.03
222	0	222	0.01
223	-0.1	223	0.08
224	-1.5	224	0.03
225	-0.55	225	0.04
226	-0.35	226	0.01
227	0	227	0
228	-0.4	228	0.1
229	-1.3	229	0.05
230	0	230	0.18
231	-0.6	231	0.2
232	-0.15	232	0.12
233	-0.95	233	0.04
234	-0.4	234	0.01
235	0	235	0.02
236	-0.1	236	0.14
237	-0.15	237	0.15
238	0	238	0.04
239	-0.05	239	0.04
240	0	240	0.05
241	-0.15	241	0.03
242	0	242	0.02
243	0	243	0.1
244	-0.75	244	0.15
245	-0.35	245	0.04
246	-0.15	246	0
247	0	247	0.11
248	-0.15	248	0.13
249	-0.1	249	0.1
250	0	250	0.06
251	0	251	0.1
252	-0.2	252	0
253	0	253	0.02
254	0	254	0.02
255	-0.05	255	0.01
256	0	256	0.03
257	0	257	0.07
258	0	258	0.07
259	0	259	0.11

Suite à la page suivante

Tableau D.1 – Suite

Temps (jour)	Pluie (cm)	Temps (jour)	ET0 (cm)
260	-0.6	260	0.08
261	-0.5	261	0.06
262	0	262	0
263	-0.05	263	0.03
264	-0.15	264	0.03
265	-0.15	265	0.03
266	0	266	0
267	0	267	0.07
268	-0.35	268	0.04
269	0	269	0.02
270	-0.25	270	0.11
271	0	271	0.16
272	0	272	0.15
273	-0.2	273	0.03
274	0	274	0.03
275	0	275	0.03
276	0	276	0.04
277	-0.7	277	0.05
278	-0.05	278	0
279	0	279	0.01
280	0	280	0.04
281	0	281	0.09
282	0	282	0.07
283	-0.05	283	0.15
284	0	284	0.12
285	0	285	0
286	0	286	0
287	0	287	0.03
288	0	288	0.01
289	-0.1	289	0.02
290	0	290	0.04
291	-0.3	291	0.04
292	0	292	0.03
293	0	293	0.06
294	0	294	0.06
295	0	295	0.09
296	-0.05	296	0.12
297	0	297	0.09
298	0	298	0
299	-0.1	299	0.06
300	-0.65	300	0.18
301	0	301	0.2
302	-0.8	302	0.27
303	0	303	0.09
304	-0.45	304	0.2
305	-0.2	305	0.22
306	-0.75	306	0.15
307	-0.1	307	0.2
308	0	308	0.13
309	-0.75	309	0.3
310	-0.15	310	0.12
311	-0.1	311	0.42
312	-0.8	312	0.53
313	-0.7	313	0.32
314	-0.3	314	0.37
315	0	315	0.24

Annexe E

Conditions climatiques des scénarios 15, 16, 17, 21, 22 et 23

Tableau E.1: Conditions climatiques des scénarios 15, 16, 17, 21, 22 et 23

Temps(jour)	pluie (cm)	ET0	Temps(jour)	pluie (cm)	ET0
0	0	0	125	-0.78	0
92	-0.07	0	126	-1.18	0
93	-0.02	0	127	-0.68	0
94	0	0	128	0	0
95	0	0	129	0	0
96	-0.07	0	130	0	0
97	-0.29	0	131	0	0
98	-0.44	0	132	0	0
99	-0.2	0	133	0	0
100	-0.29	0	134	0	0
101	-0.32	0	135	0	0
102	-0.49	0	136	0	0
103	-0.01	0	137	-0.19	0
104	0	0	138	-0.26	0
105	0	0	139	-0.01	0
106	0	0	140	-0.2	0
107	0	0	141	0	0
108	0	0	142	-0.25	0
109	0	0	143	-0.2	0
110	0	0	144	-0.07	0
111	0	0	145	0	0
112	0	0	146	0	0
113	-0.01	0	147	-0.29	0
114	-0.01	0	148	-0.01	0
115	0	0	149	0	0
116	-0.02	0	150	0	0
117	0	0			
118	-0.02	0			
Suite à la page suivante					

Tableau E.1 – Suite

Temps(jour)	pluie (cm)	ET0	Temps(jour)	pluie (cm)	ET0
119	-0.26	0			
120	-0.24	0			
121	-0.61	0			
122	0	0			
123	-0.19	0			
124	-0.17	0			

Annexe F

Conditions climatiques des scénarios 18, 19 et 20

Tableau F.1: Conditions climatiques des scénarios 18, 19 et 20

Temps (jour)	pluie (cm)	ET0 (cm)	Temps (jour)	pluie (cm)	ET0 (cm)
0	-0.57	0	39	0	0
1	-0.57	0	40	-0.825	0
2	-0.61	0	41	-0.85	0
3	-0.6	0	42	0	0
4	0	0	43	-0.75	0
5	-0.85	0	44	-0.77	0
6	-0.55	0	45	0	0
7	-0.65	0	46	-0.6	0
8	-1.05	0	47	0	0
9	0	0	48	0	0
10	-0.96	0	49	-0.7	0
11	-0.56	0	50	-0.5	0
12	-0.89	0	51	-0.48	0
13	-0.6	0	52	-0.75	0
14	0	0	53	0	0
15	-0.75	0	54	-0.725	0
16	-0.6	0	55	0	0
17	0	0	56	-0.6	0
18	-0.8	0	57	0	0
19	0	0	58	-0.6	0
20	-0.9	0	59	0	0
21	-0.9	0	60	-0.2	0
22	0	0	61	0	0
23	-0.9	0	62	-0.65	0
24	0	0	63	0	0
25	-0.8	0	64	-0.6	0
26	0	0	65	-0.625	0
27	-0.7	0	66	0	0
28	0	0	67	-0.65	0
29	-0.62	0	68	0	0
30	0	0	69	-0.55	0
31	-0.8	0	70	0	0

32	-0.75	0	71	0	0
33	-0.85	0	72	-0.4	0
34	0	0	73	0	0
35	-0.5	0	74	0	0
36	-0.6	0	75	-0.32	0
37	0	0	76	-0.55	0
38	-0.7	0			

Annexe G

Constantes de transformation pour les scénarios 24, 25 et 26

Tableau G.1: Constantes de transformation pour les scénarios 24, 25 et 26

N° Comp.	knitrif (jour ⁻¹)	kdenit (jour ⁻¹)	khydro (jour ⁻¹)	kvolat (jour ⁻¹)	klito (jour ⁻¹)	kmano (jour ⁻¹)	khumo (jour ⁻¹)
1	5.85	0.01	0	0	0.035	0.035	0.0001
2	0	0.01	0	0	0.035	0.035	0.0001
3	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0
13	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0	0	0
21	0	0	0	0	0	0	0
22	0	0	0	0	0	0	0

Annexe H

Matière organique initiale dans le profil pour les scénarios 24, 25 et 26

Tableau H.1: Matière organique initiale dans le profil pour les scénarios 24, 25 et 26

N° Compartiment	c_man (mg cm ⁻²)	n_man (mg cm ⁻²)	c_lit (mg cm ⁻²)	n_lit (mg cm ⁻²)	c_hum (mg cm ⁻²)	n_hum (mg cm ⁻²)
1	2.02	0.202	2.02	0.202	92.42	9.241
2	0.15	0.015	0.15	0.015	29.64	2.962
3	0.1	0.01	0.1	0.01	19.76	1.978
4	0.1	0.01	0.1	0.01	19.76	1.978
5	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
6	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
7	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
8	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
9	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
10	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
11	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
12	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
13	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
14	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
15	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
16	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
17	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
18	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
19	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
20	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
21	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096
22	0.005	0.001	0.005	0.001	0.96	0.096

Bibliographie

- Allen R.G., L.S. Pereira, D. Raes, M. Smith, 1998. Crop evaporation - guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO. Rome.
- Abernethy C.L., K. Jinapala, I.W. Makin, 2001. Assessing the options of users of water projects. *Irrigation and Drainage* 50, 173-193.
- Allen R.G., L.S. Pereira, D. Raes, M. Smith, 1998. Crop evaporation - guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage
- Allen R.G., L.S. Pereira, D. Raes, M. Smith, 1998. Crop Evaporation - Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO. Rome.
- Aller L., J.H. Lehr, R., Petty, T. Bennett, 1987. DRASTIC : a standardized system to evaluate groundwater pollution potential using hydro-geologic setting. *J. Geol. oc. India* 29 (1) 23-37.
- Alva A.K., 2006. Sustainable nutrient management in sandy soils - fate and transport of nutrients from animal manure versus inorganic sources. *J. Sustain. Agr.* 28, 139-155.
- Antonakos A.K., N.J. Lambrakis, 2007. Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the drastic model, an example from NE Korinthia, Greece. *J. Hydrol.* 333, 288-304.
- Arowolo T. A., 2005. Seasonal variation of nitrate-N in surface and groundwaters of South Western Nigeria : a preliminary survey. *Chem. Ecol.* 21 (2), 83-89.
- Aulakh M.S., J. W. Doran, D. T. Walters, J. F. Power, 1991. Legume residue and soil water effects on denitrification in soils of different textures. *Soil Biol. Biochem.* 23 (12), 1161-1167.

- Babiker I.S., M.A.A. Mohamed, H. Terao, K. Kato, K. Ohta, 2004. Assessment of groundwater contamination by nitrate leaching from intensive vegetable cultivation using geographical information system. *Environ. Int.* 29, 1009-1017.
- Banton O., M.C. Chapdelaine, M Laroque, L. Trépanier, 1992. Evaluation des pertes azotés dans les eaux souterraines lors de l'épandage de fumiers et lisiers. Développement d'un outil d'évaluation. Rapport d'étape n° 2. INRS-eau, 75 pp.
- Barriuso E., R. Calvet, M. Schiavon, G. Soulas., 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols. Transformations et dissipation. Forum " le sol, un patrimoine menacé " ? Paris 24, octobre 1996. Numéro spécial, 279-296.
- Belmans C., J.G. Wesseling, R.A. Feddes, 1983. Simulation of the water balance of a cropped soil. SWARTZER. *J. of Hydrol.* 63, 271-286.
- Benson V., J. van Leeuwen, H. Stryhn, G. Somers, 2007. Temporal analysis of groundwater nitrate concentrations from wells in Prince Edward Island, Canada : application of a linear mixed effects model. *Hydrogeol. J.* 15, 1009-1019.
- Bergström L., H. Johnson, G. Tortensson, 1991. Simulation of nitrogen dynamics using the SOILN model. *Fert. Res.*, 27, 181-188.
- Boeckx P., 2009. Stable isotope techniques : a brief introduction. Proceedings of the Isonitrate International Workshop : Towards new methods to manage nitrate pollution within the Water Framework Directive. 10-11 December 2009. Unesco, Paris.
- Bohlke J K., R.L. Smith, D.N. Miller, 2006. Ammonium transport and reaction in contaminated groundwater : Application of isotope tracers and isotope fractionation studies. *Water Resour. Res.* 42 (5) p. W05411.
- Bohn H.L., J.B. Asher, H.S. Tabbara, M. Marwan, 1982. Theorist and tests of electrical conductivity in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 1143-1146.
- Borken W., E. Matzner, 2009. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. *Glob. Change Biol.* 15, 808-824.
- Bowling A., 2005. Mode of questionnaire administration can have serious effects on data quality. *J. public health* 27 (3), 281- 291.

- Brahy V., F. Henao-Toro, F. Goor, J.F. Ledent, B. Delvaux, 2002. Assessing Passive Capillary -Wick Sampler for monitoring resident nitrate concentration in real field. *Soil use manage.* 18 (1), 18-25.
- Bresler, E. 1973. Simultaneous transport of solute and water under transient flow conditions. *Water Resour. Res.* 9 (4), 975-986.
- Breuer L., Kiese R., Butterbach-Bahl K, 2002. Temperature and Moisture Effects on Nitrification Rates in Tropical Rain-Forest Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 834-844.
- BRGM, 1984. BRGM (Bureau de Recherches géologique et minière), 1984. Projet d'exploitation des tourbes des Niayes. Rapport de synthèse géologique. Prospection générale et certification des réserves, pp 195.
- Brooks R.H. , A.T. Corey , 1964. Hydraulic properties of porous media. *Hydrology paper 3.* Colorado State University. Fort Collins , Colorado, pp 27.
- Brouyère S., P.Y. Jeannin, A. Dassargues, N. Goldscheider, I.C. Popescu, M. Sauter, I. Vadillo, F. Zwahlen, 2001. Evaluation and validation of vulnerability concepts using a physically based approach, proceedings of the 7e colloque d'hydrologie en Pays Calcaire et en Milieu Fissuré. Besançon, 20-22 sep. 2001. *Sci. Tech. Environ, Mém. Hors ser.* 33, 67-72.
- Bruggeman A.C., S. Mostaghimi, G. I. Holtzman, V. O. Shanholtz, S. SHUKLA, B. B. ROSS, 1995. Monitoring pesticide and nitrate in virginias groundwater - a pilot-study. *T. Asae* 38 (3), 797-807.
- Buson C., 1999. Faut-il encore avoir peur des nitrates ? *Fusion* 75, 30-35.
- Cabrera M.L. 1993. Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 57 (1), 63-66.
- Cameron D.R, C.G. Kowalenko, C. A. Campbell, 1979. Factors affecting nitrate nitrogen and chloride leaching variability in a field plot. *Soil Sci. Soc. of Am.* 43 (3), 455-460.
- Cameron K.C., H.J. Di, B.P. A.Reijnen, Z. Li, J.M. Russell, J.W. Barnett, 2002. Fate of nitrogen in dairy factory effluent irrigated onto land. *New Zealand J. Agric. Res.* 45, 207-216.
- Campbell C.A., G.P. Lafond, R.P. Zentner, Y.W. Jame, 1994. Nitrate leaching in a udic haploboroll as influenced by fertilization and legumes. *J. Environ. Qual.* 23 (1), 195-201.

- Casas A., M. Himi, Y. Diaz, V. Pinto, X. Font, 2008. Assessing aquifer vulnerability to pollutants by electrical resistivity tomography (ERT) at a nitrate vulnerable zone in NE Spain. *Environ. Geol.* 54 (3), 515-520.
- Castany G., 1982. Principes et méthodes de l'hydrogéologie . Dunod Université. Bordas Paris. pp 238. ISBN : 2-04-011221-9.
- CDH, 1974. Centre pour le développement de l'horticulture, 1974. (SEN/71/510) : Notes sur l'établissement et le démarrage du centre 1972/1973 . Rapport technique, pp. 24.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec et ministère de l'Agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec, 2003. Détermination de l'azote ammoniacal et des nitrates dans les sols agricoles : méthode par titrimétrie. MA, 1010 - NO 1.0, Ministère de l'environnement du Québec, 2003, pp.10.
- Choi W.J., G.H. Han, S.M. Lee, G.T. Lee, K.S. Yoon, S.M. Choi, H.M. Ro, 2007. Impact of land-use types on nitrate concentration and delta $N - 15$ in unconfined groundwater in rural areas of Korea. *Agric., Ecosyst. Environ.* 120, 259-268.
- Chossat J.C., 2005. La mesure de la conductivité hydraulique dans les sols : choix des méthodes. pp.720.
- Christiansen, 1942. Irrigation by sprinkling. California Agric. Exp. Sta. Bulletin 670. University of California, Berkeley.
- Cissé I., Tandia, A.A., Fall, S.T., Diop, E.S., 2003. Usage incontrôlé des pesticides en agriculture périurbaine : cas de la zone des Niayes au Sénégal. *Cahiers d'études et de recherches francophones/agricultures*. Res. Note 12,(3), 181-186.
- Cissé I., S. Touré-Fall, Y. M. Diop, P. Manirakiza, O. Akimbamijo, 2006. Polluants organiques persistants et pollution des eaux souterraines dans les Niayes de Dakar au Sénégal. *Revue sénégalaise des recherches agricoles et agroalimentaires*. 1 (1), 1-7.
- Cissé-Faye S., S. Faye, S. Wohnlich, C.B. Gaye, 2004. An assessment of the risk associated with urban development in the Thiaroye area (Senegal). *Environ. geol.* 45 (3), 312-322.
- Clement C.R., M.J. Hopper, L.M.P. Jones, Leafe L.E. 1978b. The uptake of nitrogen by *Lolium Perenne* from flowing nutrient solution. I. Effect

- of light, defoliation and relationship to CO_2 . J. Exp. bot. 29, 1173 - 1183.
- Cleveland C.C., D. Liptzin D., 2007. C : N : P stoichiometry in soil : is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass?. Biogeochemistry 85 (3), 235-252.
- Cockx L., M. van Meirvenne, G. Hofman, 2004. The use of electromagnetic induction in delineating nitrogen management zones. Proceedings of the 7th International Conference on Precision Agriculture and Other Precision Resources Management, Hyatt Regency, Minneapolis, MN, USA, 25-28 July, 2004, 468-480.
- Coles N., S. Trudgill, 1985. The movement of nitrate fertiliser from the soil surface to drainage waters by preferential flow in weakly structured soils, slapton, S. Devon. Agric., Ecosyst. Environ. 13 (3-4), 241-259.
- Corwin L.D., 2002. Measurement of Solute Content using Soil Water Extraction. In Dane J.H and Topp G. C. Eds. Methods of soil analysis. Part 4 Physical methods. SSSA book series : n° 5. Madison, Wisconsin, USA pp 1692, 1261-1268.
- Crawford, I.M., 1997. Marketing Research and Information Systems. Chapter 8 : Rapid Rural Appraisal. FAO. Rome.
- Crombach L.J., 1951. Coefficient alfa and the internal structure of tests. Psychometrika, 16, 3. pp. 38.
- Crush J.R., W.L. Lowther, 1985. Nitrogen fixation by the legume-rhizobium symbiosis : external factors influencing the symbiosis. proceedings of the conference : Forage legumes for energy-efficient animal production 1985, 155-159.
- CSE (Centre de Suivi Ecologique), 2000. Annuaire sur l'Environnement et les Ressources Naturelles du Sénégal. Ministère de l'Environnement, Etat du Sénégal, Dakar, pp 268.
- CSE (Centre de Suivi Ecologique), 2006. Etude de la dynamique des unités d'occupation - utilisation des sols dans la zone d'intervention du Projet d'Appui à l'Entrepreneuriat Paysan (PAEP). Rapport de Recherches. pp. 1-2.
- Curtin D., C.A. Campbell, A. Jalil, 1998, Effects of acidity on mineralization : *pH - dependence* of organic matter mineralization in weakly acidic soils. Soil Bio. Biochem. 30,(1) 57-64.

- Dalton, F.N., W.N. Herkelrath, D.S. Rawlins, J.D. Rhoades, 1984. Time-domain reflectometry : Simultaneous measurement of soil water content and electrical conductivity with a single probe. *Science* 224, 989-990.
- Dane J.H., Hopmans J. W. 2002. The soil solution phase. Pressure Plate Extractor. in Dane J.H and Topp G. C. *Methods of soil analysis. Part 4- Physical methods. SSSA book series :n° 5. Madison, Wisconsin, USA* pp 1692 (688-690).
- Dane J.H, G.C. Topp, 2002. *Methods of soil analysis. Part 4 - Physical methods. SSSA book series : n° 5. Madison, Wisconsin, USA* pp 1692.
- Das B.S., J.M. Wraith, W.P. Inskeep, 1999. Soil solution electrical conductivity and nitrate concentration in a crop root zone estimated using time-domain reflectometry. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1561-1570.
- Dasilva S., S. Sambou, C. Cosandey, D. Orange, 2003. Assèchement des rizières (bas-fonds agricoles) de la Région de Dakar durant la période 1960-1990 : variabilité spatiale et rôle joué par la pluviosité. *Sud Sciences & Technologies* 11, 27-34.
- De Klein C.A.M, R.S.P van Logtestijn, 1996. Denitrification in grassland soils in the Netherlands in relation to irrigation, N-application rate, soil water content and soil temperature. *Soil Biol. Biochem.* 28, 231-237.
- De Neve S., R. Hartmann, G. Hofman, 2003. Temperature effects on N mineralisation : changes in soil solution composition and determination of temperature coefficients by TDR. *Eur. J. Soil Sci.* 54, 49-61.
- Della Rocca C., B. Vincenzo, M. Sureyya, 2007. Overview of in-situ applicable nitrate removal processes. *Desalination* 204, 46-62.
- Di Zio S., L. Fontanella, L. Ippoliti, 2004. Optimal spatial sampling schemes for environmental surveys. *Environ. Ecol. Stat.* 11, 397-414.
- Dierckx J., C. Belmans, P. Pauwels, 1986. SWARTRER, a computer package for modelling the field water balance. Reference manual. Soil and Water Engng. Lab., K.U. Leuven Belgium 114 pp.
- Diouf S., R. Gomis, J. Tchani, 1997. Le contact eau douce-eau de mer entre Dakar et Saint-Louis (Sénégal). Une étude géoélectrique. Colloque GEOFCAN. Géophysique des sols et des formations superficielles. 11-12 septembre 1997, Bondy France, pp. 133-138.

- Direction de l'Horticulture du Sénégal, 1999. Comité de suivi du plan d'actions pour l'approvisionnement en eau des maraîchers. Système et Equipement D'irrigation. Rapport technique, pp. 1-34.
- Drommerhausen D.J., D.E. Radcliffe, D.E. Brune; H.D. Gunter, 1995. Electromagnetic conductivity surveys of dairies for groundwater nitrate. *J. Environ. Qual.* 24 (6), 1083-1091.
- Dryade, 1990. Inventaire biophysique de la région des Niayes : Synthèse. Rapport Projet Conservation des Terroirs du Littoral. DEFCCS. Technical Report, pp. 14-19.
- Duwig C., 1998. Etude des transferts d'eau et de nitrates dans les sols ferrallitiques de Maré (Nouvelle Calédonie) : risques de pollution des lentilles d'eau douce. Thèse doct. Université Joseph Fourier-Grenoble 1, Sciences & Géographie.
- Ecodit, 2008. Evaluation de la biodiversité et des forêts tropicales au Sénégal. Rapport pour Usaid, pp 33-34. 85p.
- Eigenberg R.A., J.A. Nienaber, 2003. Electromagnetic Induction Methods Applied to an Abandoned Manure Handling Site to Determine Nutrient Buildup. *J. Environ. Qual.* 32, 1837-1843.
- Elefsiniotis P., D. Li, 2006. The effect of temperature and carbone source on denitrification using volatile fatty acids. *Biochem. Eng. J.* 28 (2) 148-155.
- Engelkes C.A., R.L. Nucllo, D.R. Fravel, 1997, Effect of carbon, nitrogen, and C :N ratio on growth, sporulation, and biocontrol efficacy of *Talaromyces flavus*. *Phytopathology*, 87 (5) 500-505.
- EPA, 2009. Technical factsheet on : Carbofuran (Partie de la publication : National primary drinking water regulations). <http://www.epa.gov/safewater :pdfs/factsheets/soc/tech/carbofur.pdf>
- Fall, M., 1986. Environnements sédimentaires quaternaires et actuels des tourbières des Niayes de la grande côte du Sénégal. Thèse doct. 3eme cycle en géologie mention sédimentologie, UCAD, pp. 6-58.
- Fan A. M., Steinberg V.E., 1996. Health Implications of Nitrate and Nitrite in Drinking Water : An Update on Methemoglobinemia Occurrence and Reproductive and Developmental Toxicity. *Regul. Toxicol. Pharm.* 23, 35-43.

- FAO et CSE, 2003. L'évaluation de la dégradation des terres au senegal, 2003. Projet FAO Land Degradation Assessment (LADA). Rapport préliminaire pp.59.
- FAO (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture), 2008 Tendances actuelles du marché mondial des engrais et perspectives jusqu'en 2008/09. Rapport. 62 pp. Rome 2004.
- FAO (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture), 2005. Lirrigation en Afrique en chiffres. Enquête AQUASAT-2005. FAO Rapport sur l'eau, 29 pp. 652. Rome 2005.
- FAO (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture), 2008 Current world fertilizer trends and outlook to 2011/12. Rapport. 44 pp. Rome 2008.
- Feddes R.A., P.J. Kowalik, H Zaradny, 1978. Simulation of field water use and crop yield. Simulation Monographs, PUDOC, Wageningen, The Netherlands. 189 pp.
- Feyen J., D. Jacques, A., Timmerman, J. Vanderborght, 1998. Modelling water flow and solute transport in heterogeneous soils. A review of recent approaches. J. Agric. Eng. Res. 70, 231-256.
- Gallopin G. C., F. Rijsberman, 2000. THREE GLOBAL WATER SCENARIOS. Int. J. Wat., vol.1.
- Gardner. W., 1958. Some steady state solutions of the unsaturated flow equation with application to evaporation from a water table. Soil. Sci, 85, 228-232.
- Goovaert P., 1997. Geostatistics for Natural Resources Evaluation. New York, Oxford University Press; pp 477.
- Gotkiewicz J., 1991. Intensity of nitrogen mineralization in fen peat soils in the Biebrza River valley. Pol. Ecol. Stud. 17 (1-2), 111-122.
- Gu C.T., E.T. Wang, C.F. Tian, T.X. Han, W.F. Chen, X.H. Sui, W.X. Chen, 2008. *Rhizobium miluonense* sp. nov., a symbiotic bacterium isolated from *Lespedeza* root nodules. Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 58, 1364-1368.
- Gustafon D.I., 1989. Groundwater ubiquity score : a simple method for assessing pesticide leachability. Environ. Toxicol. Chem., 8, 339-357.
- Härdle W., Simar L. (Eds.), 2003. Applied Multivariate Statistical Analysis. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York, pp. 215-358.

- Harter T., H. Davi, M.C. Mathews, R.D. Meyer, 2002. Shallow groundwater quality on dairy farms with irrigated forage crops. *J. Cont. Hydrol.* 55, 287-315.
- Hassink J., L.A. Bouwman, K.B. Zwart, J. Bloem, L. Brussaard. 1993. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils. *Geoderma* Volume 57, Issues 1-2, 30 March 1993, Pages 105-128
- Haugen K. S., M.J. Semmens, P.J. Novak, 2002. A novel in situ technology for the treatment of nitrate contaminated groundwater. *Water Res.* 36, 3497-3506.
- Haverkamp R., P.J. Ross, K.R.J. Smetten, J.Y. Parlange. 1994. Three-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer. 2. Physically based infiltration equation. *Water Resour. Res.* 30, 2931-2935.
- Haverkamp R., Parlange J.Y., 1986. Predicting the water retention curve from particle size distribution : Sandy soils without organic matter. *Soil Sci.* 142 :325-339.
- Hayatsu M., N. Kosuge, 1989. Effect of nitrification on pH of tea field soils. *Bulletin of the National Research Institute of Vegetables, Ornamental Plants and Tea. Series B* (3), 1-8.
- Hendrickx J.M., B. Das, 2002. Relationship between Soil Water-Solute Concentration and apparent Soil Electrical Conductivity. Dane J.H and Topp G. C. Eds. *Methods of soil analysis. Part 4 - Physical methods.* SSSA book series n° 5. Madison, Wisconsin, USA pp 1692 (1275-1282).
- Hendrickx J.M., W.L. Dekker, 2002. Measurement of Solute Content using Soil Extraction. In Dane J.H and Topp G. C. Eds. *Methods of soil analysis. Part 4 - Physical methods.* SSSA book series n° 5. Madison, Wisconsin, USA pp 1692 (1255-1261).
- Hendrickx J.M., R.G. Kachanoski, 2002. Noninstructive Electromagnetic Induction. In Dane J.H and Topp G. C. Eds. *Methods of soil analysis. Part 4 - Physical methods.* SSSA book series n° 5. Madison, Wisconsin, USA pp 1692. (1297-1306).
- Herridge D.F. Herridge, M. B. Peoples, R. M. Boddey, 2008. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant Soil* 311, 1-18.

- Hill S., 1978. Factors influencing the efficiency of nitrogen fixation in free-living bacteria. *Ecol. Bull. (Stockholm)* 26, 130-136.
- Högberg M.N., P. Högberg., D.D. Myrold, 2007. Is microbial community composition in boreal forest soils determined by pH, C-to-N ratio, the trees, or all three? *Oecologia* 150, 590-601.
- Hudak P.F., 2000. Regional trends in nitrate content of Texas groundwater. *J. Hydrol.* 228, 37-47.
- Hung-Soo J., H. Mitsuyo, S. Makoto, 2005. Characteristics of ammonium Removal by heterothrophic Nitrification - Aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* N°4. *J. Biosci. Bioeng.* 100 (2), 184-191.
- Hynst J., M. Simek, B. Petr, O. P. Søren, 2007. High fluxes but different patterns of nitrous oxide and carbon dioxide emissions from soil in a cattle overwintering area. *Agric., Ecosyst. Environ.* 120, 269-279.
- ISRA, ITA, CIRAD, 2005. Bilan de la recherche agricole et agroalimentaire au Sénégal. pp. 520.
- ISRA/CDH, 1986. Les cultures maraîchères au Sénégal. Bilan des activités du CDH de 1972 à 1985 CDH Dakar. Research Report, pp. 3-256.
- Javaux M., 2004. Solute transport in a hétérogeneous insaturated subsoil : Experiments and modelling. Thèse de doctorat. Université catholique de Louvain pp 194.
- Johnson H., L. Bergstrom, P. Janson, K. Paustiaen, 1987. Simulating nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 18, 333-356.
- Kanwar R.S. J. L. Baker, P. Singh, 1997. Use of chloride and fluorescent dye as tracers in measuring nitrate and atrazine transport through soil profile under laboratory conditions. *J. Environ. Sci. heal. A.* 32 (7), 1907-1919.
- Kaya A., Y. Yukselen, 2005. Zeta potential of clay minerals and quartz contaminated by heavy metals. *Can. Geotech. J.* 42, 5, 1280-1289.
- Kerstin H., B. Werner, M. Egbert, 2007. Leaching losses of inorganic N and DOC following repeated drying and wetting of a spruce forest soil. *Plant Soil* 300, 21-34.

- Kessler S., V. Tine, 2004. Un mal nécessaire ? Influences industrielles à l'interface urbain-rural. L'impact des ICS sur la zone de Mboro, Sénégal. Arbeitspapiere / Working Papers 49, pp. 78.
- Khouma M., R Ndiaye, I. Cissé S.T. Fall F. Diom N.S.F. Ndiaye I. Thomas 2004. Les sols des Niayes : caractérisation, évolution en fonction des changements hydroclimatiques. Note de recherche, pp.37.
- Kohonen T., 1995. Self-organizing- maps. Springer, Berlin.
- Kolpin D.W., D.A. Goolsby, 1995. A regional monitoring network to investigate the occurrence of agricultural chemicals in near-surface aquifer of the midcontinental USA. Groundwater quality : remediation and protection. Proceedings of an international conference, Pragues, Czech Republic, 15-18 May 1995.
- Kristensen H.L., K. Thorup-Kristensen, 2004. Root Growth and Nitrate Uptake of Three Different Catch Crops in Deep Soil Layers. Soil Sci. Soc. Am. J. 68, 529-537.
- Kross B.C., Ayebo, A.D., Fuortes, L.J., 1992. Methemoglobinemia : nitrate toxicity in rural America. Am. Fam. Physician 46, 183-188.
- Kuechler M., 1998. The survey method - An indispensable tool for social science research everywhere ?. Am. Behav. Sci. 42 (2) 178-200.
- Kusum A, A. Arunachalam A, 2000. Effect of soil pH on nitrogen mineralization in regrowing humid subtropical forests of Meghalaya. J. Indian Soc. Soil Sci. 48 (1) 98-101.
- Laftouhi N.E., M. Vanclooster, M. Jalal, O. Witam, M. Aboufirassi, M. Bachir, E. Persons, 2003. Groundwater nitrate pollution in the Essaouira Basin (Morocco). C. R. Geosci. 335, 307-317.
- Agence de l'eau Adour-Garonne, 2003. Directive Cadre, Volet économique. Surcoûts supportés par les usagers domestiques du fait des pollutions par les nitrates et les pesticides. Synthèse des données disponibles version 3.
- Lake I. R., A. A. Lovett, K. M. Hiscock, M. Betson, A. Foley, G. Sünnerberg, S. Evers, S. Fletcher, 2003. Evaluating factors influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution : developing the potential of GIS. J. Env. Manage. 68, 315 - 328.
- Lambot S., M. Javaux, F. Hupet, M. Vanclooster, 2002. A global multi-level coordinate search procedure for estimationg the unsaturated soil hydraulic properties. Water Resour. Res. 38 (11), 1224.

- Lambot S., C. Bielders, 2003. Demonstration interactive de simulation du transfert des solutés. Rapport et logiciel. Université catholique de Louvain.
- Lassabatère L., R. Angulo-Jaramillo, J. M. Soria Ugalde, R. Cuenca, I. Braud, and R. Haverkamp, 2006. Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters through Infiltration Experiments - BEST. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 521-532.
- Levy G. J., D. Goldstein, A. I. Mamedov, 2005. Saturated Hydraulic Conductivity of Semiarid Soils : Combined Effects of Salinity, Sodicity, and Rate of Wetting. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 653-662.
- Li Y-H., S. Gregory, 1974. Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 38, 703-714.
- Liengen T, 1999. Environmental factors influencing the nitrogen fixation activity of free-living terrestrial cyanobacteria from a high arctic area, Spitsbergen. *Can. J. Microbiol.* 45 (7), 573-581.
- Lützow M. V., I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, E. Matzner, G. Guggenberger, B. Marschner, H. Flessa, 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils : mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *Eur. J. Soil Sci.*, 57, 426-445.
- Luxhoy, J., I. R. P. Fillery, S. Recous, L. S. Jensen, 2008. Carbon and N turnover in moist sandy soil following short exposure to a range of high soil temperature regimes. *Aust. J. Soil Res.* 46 (8) 710-718.
- Mallants, D., M. Vanclooster, M. Meddahi, J. Feyen, 1994. Estimating solute transport in undisturbed soil columns using time-domain reflectometry. *J. Contam. Hydrol.* 17, 91-109.
- Mallants D., D. Jacques, M. Vanclooster, T. Diels, J. Feyen, 1996. A stochastic approach to simulate water flow in a macroporous soil. *Geoderma* 70, 299-324.
- Mantovi P., L. Fumagalli, G. P. Beretta, M. Guermandi, 2006. Nitrate leaching through the unsaturated zone following pig slurry applications. *J. Hydrol.* 316 (1-4), 195-212.
- Map Library, 2007. Senegal. Administrative areas. Latitude and longitude coordinates. [http ://www.maplibrary.org/stacks/Africa/Senegal/index.php](http://www.maplibrary.org/stacks/Africa/Senegal/index.php)

- Martin C., J. Molénat, C. Gascuel-Oudou, J. M. Vouillamoz, H. Robain, L. Ruiz, M. Fauchoux, L. Aquilina, 2006. Modelling the effect of physical and chemical characteristics of shallow aquifers on water and nitrate transport in small agricultural catchments. *J. Hydrol.* 326, 25-42.
- Mariotti A., J.C. Germon, P. Hubert, P. Kaiser, R. Letolle, A. Tardieux, 1981. The experimental determination of nitrogen kinetic isotope fractionation - some principles - illustration for the denitrification and nitrification processes. *Plant soil*, 62 (3), 413-430.
- Massa D., N. S. Mattson, H. J. Lieth, 2009. Effects of saline root environment (NaCl) on nitrate and potassium uptake kinetics for rose plants : a Michaelis-Menten modelling approach. *Plant Soil* 318, 101-115.
- Mattern S., P. Bogaert, M. Vanclooster., 2008. Introducing time variability and sampling rate in the mapping of groundwater contamination by means of the Bayesian Maximum Entropy (BME) methode. In : L. Candela, I. Vadillo, F.J. Elorza (eds). *Avances in subsurface pollution of porous media : indicators, processes and modelling*. CRC Press. *Selected papers in hydrogeology* 14, 53-68.
- Mattern S., D. Fasbender, M. Vanclooster, 2009. Discriminating sources of nitrate pollution in an unconfined sandy aquifer. *J. Hydrol.* 376 275-284.
- Mattern S., 2010. Mapping and source identification of groundwater pollution by nitrate Theory and application to the Brusselian sand groundwater body. Thèse de doctorat. Université Catholique de Louvain, Belgique. pp. 235.
- Mbalame E.M., R.S. Kanwar, S.W., Melvin, 1998. Effect of cultivation in no-till fields on water and $\text{NO}_3 - \text{N}$ transport through the soil profile. *Am. Soc. Agric. Eng.* 98154, 1-16.
- MDL, 2005. Projet Zircon de la Grande Côte. Exploration et traitement de minéraux lourds. Etude d'impact environnemental et social. Rapport final provisoire - partie 1, pp 197.
- Merdun H., 2004. Factors Affecting Preferential Flow 2004 KSU. *J. Sci. Eng.* 7, 90-94.
- Mevel G., S. Chamroux, 2004. Nitrifiants autotrophes et heterotrophes en zone littorale et estuarienne. GERBAM - Deuxième Colloque International de Bactériologie marine - CNRS, Brest, 1-5 octobre 1984 IFREMER, Actes de Colloques 3, pp. 293-300

- Mohammadi M.H., M. Vanclooster, 2009. Analysis of Infiltration and Water Redistribution in a Water Repellent Soil Monolith. Recent advances in water resources, hydraulics and hydrology. Proceedings of the 4th IASME / WSEAS International Conference on water resources, hydraulic and hydrology, Cambridge, UK, February 24-26, 2009. 57-69.
- Morot-Gaudry J.F., 1998. Assimilation de l'azote chez les plantes : aspects physiologique, biochimique et moléculaire. Publié par Editions Quae, 1998. ISBN 2738007163, 9782738007162. pp 422.
- Moutier M. (1986). Hydrodynamic properties of unsaturated porous media as affected by clay dispersion and migration induced by water quality. UCL Louvain La Neuve. These de doctorat. pp. 199.
- Mualem Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water. Resour. Res.*, 12(3), 513-522.
- Ndiaye M.S., 2005. SONES, Post reforme : Des résultats probants. *Nouvelle Agriculture (Bulletin d'information ministère agriculture et hydraulique)*, pp. 11-12.
- Ndoye-Niane A.F., Ba C.O., Dieng A., Diop O., Badji Y., Dieng T., 2004. Caractérisation socio-économique des exploitations horticoles dans la zone des Niayes, Sénégal. ISRA/BAME - PPMEH. Rapport de recherches, pp. 1-78.
- Nunzio R., Hopmans J. W., Dane J.H., 2002. The soil solution phase. Succion table. in Dane J.H and Topp G. C. *Methods of soil analysis. Part 4 - Physical methods*. SSSA book series n° 5. Madison, Wisconsin, USA pp 1692, 692-698.
- Olsen S.R., W.D.Kemper, 1968. Movement of nutrients to plant roots. *Adv. Agron.* 20, 91-151.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé des Nations Unies), 1993. Guidelines for Drinking-Water Quality, 2nd ed., vol. 1. Recommendations. Chemical aspects. Geneva. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/2edvol2p2a.pdf.
- Ongley, E.D., 1999. (The World Bank) Water quality management : design, financing and sustainability considerations. In : Proceedings of the African Water Resources Policy Conference, Nairobi, May 26-28, pp. 1-2.

- Öztürk N., T.N. Bektas, 2004. Nitrate removal from aqueous solution by adsorption onto various materials. *J. Haz. Mat.*, B112, 155-162.
- Pampolino M.F., T. Urushiyama, R. Hatano, 2000. Detection of nitrate leaching through bypass flow using pan lysimeter, suction cup, and resin capsule. *Soil Science and plant Nutrition*. 45 (3), 703-711.
- Parvanova-Mancheva T., V. Beschkov, 2009. Microbial denitrification by immobilized bacteria *Pseudomonas denitrificans*. stimulated by constant electric field. *Biochem. Eng. J.* 44, 208-213.
- Patch J.C., G. Padmanabhan, 1994. Investigation of vertical nitrate gradients in un shallow aquifer in North Dakota. *Water Ressource Investigation* 31. North Dakota State Water Commission. GB 1002. N9 WAT. pp. 110.
- Peeters L, B. Haerens, J. Van der Sluys, A. Dassargues, 2004. Modeling seasonal variations in nitrate and sulphate concentrations in a vulnerable alluvial aquifer. *Environ. Geol.* 46 (6-7), 951-961.
- Peeters L., F. Bação, V. Lobo, A. Dassargues, 2007. Exploratory data analysis and clustering of multivariate spatial hydrogeological data by means of GEO3DSOM, a variant of Kohonen's Self-Organizing Map. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1309-1321.
- PELTS (Projet Eau à Long Terme du Sénégal), 2004. Elaboration d'un document de stratégie pour la réalisation à l'horizon 2015 des objectifs du millénaire pour le développement. République du Sénégal, Ministère de l'Agriculture et de l'Hydraulique, Direction de l'Hydraulique. Technical Report, pp. 60-65.
- Petrovic A.M., 2004. Impact of soil texture on nutrient fate. *Acta Hortic.*, 93-98.
- Philip, J.R. 1969. Theory of infiltration. *Adv. Hydroscience* 5, 215-296.
- Popescu I. C., N. Gardin, S. Brouyère, A. Dassargues, 2008. Groundwater vulnerability assessment using physically-based modelling : from challenges to pragmatic solutions. Calibration and Reliability in Groundwater Modelling : Credibility of Modelling (Proceedings of Model-CARE 2007 Conference, held in Denmark, September 2007). IAHS Publ. 320, 2008.
- Postma D., C. Boesen, H. Kristiansen, F Larsen, 1991. Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer - water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling. *Water Resour. Res.* 27 (8) 2027-2045.

- Puttanna K, N.M.N. Gowda, E.V.S.P. Rao, 1999. Effect of concentration, temperature, moisture, liming and organic matter on the efficacy of the nitrification inhibitors benzotriazole, o-nitrophenol, m-nitroaniline and dicyandiamide. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 54 (3), 251-257.
- Quemada M., M.L. Cabrera, 1997. Temperature and moisture effects on C and N mineralization from surface applied clover residue. *Plant Soil* 189, 127-137.
- Quisenberry V.L., R.E. Phillips, 1976. Percolation of surface-applied water in the field. *Soil Sci Soc Am J.* 40, 484-489.
- RECORD, 2004. Etat de l'art sur les Barrières Perméables Réactives (BRP). Réalisations, expériences, critères décisionnels et perspectives. pp. 169, n°02-0330/A.
- Rhoades J.D., P.A.C. Raats, R.J. Prather. 1976. Effects of liquid-phase electrical conductivity, water content, and surface conductivity on bulk soil electrical conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40, 651-655.
- Richards, 1931. Capillary conduction of liquid through porous medium. *Physics* 1, 318-333.
- Rivera-Vazquez, R.E. Vargas-Perez, S. Terrazas-Dominguez, F. Gavi-Reyes, 2004. Use of satellite images to determine area with nitrate leaching problems. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 8 (1), 21-30.
- Robertson J., L. Vogan, P.S. Lombardo, 2008. Nitrate Removal Rates in a 15-Year-Old Permeable Reactive Barrier Treating Septic System Nitrate. *Ground Water Monit. Remediat.* 28 (3), 65-72.
- Robertson G. P., 1982. Factors regulating nitrification in primary and secondary succession. *Ecology* 63 (5), 1561-1573.
- Sacchi E, C. Delconte, E. Allais, 2009. Application of the multi isotope approach to tackle nitrate pollution in water resources from Lombardy (Northern Italy). *Proceedings of the International Workshop : Towards new methods to manage nitrate pollution within the Water Framework Directive.* 10-11 December 2009. Unesco, Paris.
- Sadeq M., C.L. Moe, B. Attarassi, I. Cherkaoui, R. ElAouad, L. Idrissi, 2008. Drinking water nitrate and prevalence of methemoglobinemia among infants and children aged 1-7 years in Moroccan areas. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 211, 546-554.

- Sahrawat K. L., 2008. Factors affecting nitrification in soils. *Commun. Soil Sci. Plan.* 39 (9-10), 1436-1446.
- Sall M., M. Vanclooster, 2009. Assessing the well water pollution problem by nitrates in the small scale farming systems of the Niayes region, Senegal. *Agric Water Manage.* 96, 1360-1368.
- Salvagiotti F., K.G. Cassman, J.E. Specht, D.T. Walters, A. Weiss, A. Dobermann, 2009. Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans : A review. *Field Crops Res.* 108, 1-13.
- Sameni A.M, A. Morshedi, 2000. Hydraulic conductivity of calcareous soils as affected by salinity and sodicity. II. Effect of gypsum application and flow rate of leaching solution. *Commun. Soil Sci. Plan.* 31 (1-2), 69-80.
- Saravitz C. H., S. Chaillou, J. Musset, Raper C.D.Jr., J.F. Morot-Gaudry, 1994. Influence of nitrate on uptake of ammonium by nitrogen-depleted soybean : is the effect located in roots or shoots ? *J. Exp. Bot.* 45 (11), 1575-1584.
- Schindler F.V., R.E. Knighton, 1999. Fate of fertilizer Nitrogen Applied to corn as estimated by the isotopic and difference methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1734-1740.
- Scott F.K., J.S. Allen, M.S. William, K.S. Alison, 2005. In Situ mesocosm : denitrification in the Elk Valley Aquifer. *Ground Water Monit. Remediat.* 25 (1), 79-89.
- Schipper L. A., G. F. Barkle, J. C. Hadfiel, M. Vojvodic-Vukovic, C. P. Burgess, 2004. Hydraulic constraints on the performance of a groundwater denitrification wall for nitrate removal from shallow groundwater. *J. Contam. Hydrol.* 69, 263-279.
- Seck L., 1990. Inventaire biophysique de la région des Niayes. Composante hydrogéologique. CTL, 44 p.+ annexes.
- Senechal P., H. Perroud, D. Rousset, M. Kedziorek, A.C.M. Bourg, E. Gloaguen, 2004. A nondestructive geophysical protocol for estimating near-surface porosity, water content and water conductivity. *Proceedings of the Tenth International Conference on Ground Penetrating Radar (IEEE Cat. No.04EX855)* 2, 723-6.
- Shaddox, T.W., Sartain J.B., 2001. Fate of nitrogen during grow-in of a golf course fairway under different nitrogen management practices. *Proceedings - Soil and Crop Science Society of Florida* 60, 59-63.

- Sheperd M. A., 1996. Factors affecting nitrate leaching from sewage sludges applied to a sandy soil in arable agriculture. *Agric., Ecosyst. Environ.* 58, 171-185.
- Sihag D., J.P. Singh, 1999. Effect of temperature and soil moisture regime on green manure N mineralization in clay loam soil. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 47 (2), 212-217.
- Silva R.G., K. C. Cameron, H.J. Di, E. E. Jorgensen, 2005. A lysimeter study to investigate the effect of dairy effluent and urea on cattle urine N losses, plant uptake and soil retention. *Water, Air, Soil Pollut.* 164 (1/4), 57-78.
- Simek M., J. E. Cooper, 2002. The influence of soil pH on denitrification : progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *Eur. J. Soil Sci.* 53, 345-354.
- Simunek J., M. Sejna, M.Th. van Genuchten, 1998. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably
- Singh B., Y. Singh, G.S. Sekhon, 1995. Fertilizer-N use and nitrate pollution of groundwater in developing countries. *J. Contam. Hydrol.* 20, 167-184.
- Singh B., G.S. Sekhon, 1976. Nitrate pollution of groundwater from nitrogen fertilizers and animal wastes in the Punjab, India. *Agric. Environ.* 3 (1), 57-67.
- Skonard C.J., Y.E. Yildirim, D.L. Martin, 1999. Effect of surface irrigation management on the spatial distribution of nitrate–nitrogen in groundwater. *ASAE/CSAE-SCGR Annual International Meeting*, Toronto, Ontario, Canada, 18-21 July, 1999. pp 19.
- Sommer S. G., J.E. Olesen, B.T. Christensen, 1991. Effects of temperature, wind and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *J. Agric. Sci.* 117, 91-100.
- Sørensen P, 2004. Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant Soil* 267, 285-296.
- Spitters C.J.T., H. van Keulen, D.W.G van Kraailingen, 1988. A simple but universal crop growth simulation model, SUCROS87. In R.

- Rabbinge, H. van Laar and S. Ward (eds.) Simulation and systems management in crop protection. Simulation Monographs, PUDOC, Wageningen, The Netherlands.
- Sposito G., 1989. The Surface Chemistry of Soils. Oxford University Press, New York, USA. pp. 277. ISBN : 1-19-504615-3.
- Stumpe J.M, P.L.G. Vlek, 1991. acidification induced by different nitrogensources in columns of selected tropical soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 55 (1), 145-151.
- Subbarao G. V., O. Ito, K. L. Sahrawat, w.l. Berry, K. Nakahara, T. Ishikawa, T. Watanabe, K. Suenaga, M. Rondon, I. M. Rao, 2006. Scope and Strategies for Regulation of Nitrification in Agricultural Systems - Challenges and Opportunities. Crit. Rev. Plant Sci. 25 (4), 303-335.
- Super, M., De, V., Hesse, H., MacKenzie, D., Dempster, W. S., Duplessis, J., and Ferreirin, J. J. (1981). An epidemiological study of well-water nitrates in a group of South West African/Namibian infants. Water Res. 15, 1265-1270.
- Tandia A. A., E. S. Diop, C. B. Gaye, 1999. Pollution par les nitrates des nappes phréatiques sous environnement semi-urbain non assaini : exemple de la nappe de Yeumbeul, Sénégal Nitrate groundwater pollution in suburban areas : example of groundwater from Yeumbeul, Senegal. J. Afr. Earth Sci. 29 (4) 809-822.
- Tartakovsky B, D. Millette, S. Delisle, S.R. Guiot, 2002. Ethanol-stimulated bioremediation of nitrate-contaminated ground water. Ground Water Monit. Remediat. 22 (1), 78-87.
- Thomsen I. K., 2005. Nitrate leaching under spring barley is influenced by the presence of a ryegrass catch crop : Results from a lysimeter experiment. Agric., Ecosyst. Environ. 111 (2005) 21-29.
- Thullner M., L. Mauclaire, M. H. Schroth, W. Kinzelbach, J. Zeyer, 2002. Interaction between water flow and spatial distribution of microbial growth in a twodimensional flow field in saturated porous media. J. Contam. Hydrol. 58, 169-189.
- Topp G.C., J.L Davis, A. P. Annan, 1980. Electromagnetic determination of soil water-content : measurement in coaxial transmission lines. Water Resour. Res. 16, 574-582.

- Touré-Fall S. A.N. Badiane, 2000. Cités horticoles en sursis ? Chapitre 4. Interactions horticulture-élevage : potentiel du système et contraintes. IRDC, pp 11.
- Trinsoutrot I., S. Recous, B. Bentz, M. Linères, D. Chèneby, B. Nicolardot, 2000. Biochemical Quality of Crop Residues and Carbon and Nitrogen Mineralization Kinetics under Nonlimiting Nitrogen Conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 918-926.
- Trouve C, P.M. Chazal, 1999. Autotrophic denitrification by *Thiobacillus denitrificans* with thiosulphate as sole energy source. Pilot scale experiments at low temperature. *Environ. technol.* 20 (4), 387-395.
- Umezawa Y., T. Hosono, S. Onodera, F. Siringan, S. Buapeng, R. Delinom, C. Yoshimizu, I. Tayasu, T. Nagata, M. Taniguchi, 2008. Sources of nitrate and ammonium contamination in groundwater under developing Asian megacities. *Sci. Total Environ.* 404 (3) 61-376.
- Valverde A., J.M. Igual, A. Peix, E. Cervantes, E. Velazquez, 2006. *Rhizobium lusitanum* sp nov a bacterium that nodulates *phaseolus vulgaris*. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 56, 2631-2637.
- van Alphen B.J., H.W.G. Booltink, J. Bouma, 2001. Combining pedo-transfer functions with physical measurements to improve the estimation of soil hydraulic properties. *Geoderma* 103, 133-147.
- van Alphen B. J., J. J. Stoorvogel, 2002. Effects of Soil Variability and Weather Conditions on Pesticide Leaching-A Farm-Level Evaluation. *J. Environ. Qual.* 31 :797-805.
- Van Cauwenbergh, N., 2008. Expert and local knowledge in decision support for natural resource management : analysis of capture and use. *Doct. Thesis. UCL, Louvain la Neuve*, pp. 1-205.
- van Es H. M., C. B. Ogden, R. L. Hill, R. R. Schindelbeck, T. Tsegaye, 1999. Integrated Assessment of Space, Time, and Management-Related Variability of Soil Hydraulic Properties. *Sci. Soc. Am. J.* 63, 1599-1608.
- van Genuchten M. Th. and W. J. Alves, 1982. Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation. *Technical bulletin n°1661. Agricultural Research service.USDA.* 146pp.
- van Genuchten M. Th., 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of soil. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 44, 892-898.

- van Groenigen JW, Stein A., 1998. Constrained optimization of spatial sampling using continuous simulated annealing. *J. Environ. Qual.* 27 (5) 1078-1086.
- van Keulen H, F.W.T. Penning De Vries, E.D. Drees, 1982. A summary model for crop growth. In F.W.T. Penning De Vries and H.H. van Laar (eds.) *Simulation of crop growth and crop protection*. PUDOC Wageningen, 87-98
- Vanclooster, M., D. Mallants, J. Diels, J. Feyen, 1993. Determining local scale solute transport parameters using time domain reflectometry (TDR). *J. Hydrol.* 148, 93-107.
- Vanclooster M., P. Viaene, J. Diels and K. Christiaens, 1995. *WAVE : a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and vadose environment. Reference and user's manual (release 2.0)*, Institute for Land and Water Management, Katholieke Universiteit Leuven, Leuven, Belgium.
- Vanclooster M., J. Boesten, A. Tiktak, N. Jarvis, J. Kroes, B.E. Clothier, S. Green, 2004. On the use of unsaturated flow and transport models in nutrient and pesticide management. In : R. Feddes, G. De Rooij and J. Van Dam (eds). *Unsaturated zone modelling : progress, challenges and applications*. Kluwer Academic Publishers. 331-361.
- Vanclooster M., 2006. Effective approaches for modeling ground water load of surface applied chemicals. In L. Simeonov and E. Chirila (eds.), *Chemicals as Intentional and Accidental Global Environmental Threats*, 65-92. 2006 Springer.
- Vanderborght J., Gonzalez, M. Vanclooster M. Mallants D., Feyen, J., 1997, Effects of soil type and water flux on solute transport. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61, 372-389.
- Vanderborght J., R. Kasteel, M. Herbst, M. Javaux, D. Thery, M. Vanclooster, C Mouvet, H. Vereecken, 2005. A set of analytical benchmarks to test numerical models of flow and transport in soils. *Vadose Zone J.* 4, : 206-221
- Vereecken H., M. Vanclooster, M. Swerts, 1990. A simulation model for the estimation of nitrogen leaching with regional applicability. In : R Merckx and H Vereecken (eds.) *Fertilisation and the environment*. Leuven Academic Press, Belgium 250-263.

- Vereecken H., M. Vanclooster, M. Swerts, 1991. Simulating water and nitrogen behavior in soil cropped with winter wheat. *Fert. Res.* 27, 233-243.
- Vessey J.K., L.T., Henry, S. Chaillou, C.D. Rapper, 1990. Root zone acidity affects relative uptake of nitrate and ammonium from mixed nitrogen sources . *J. plant nutr.* 13 (1) 95-116.
- Vieira F. C. B., C. Bayer, J. Mielnikzuk, J. Zanatta, C.A. Bissani, 2008. Long-term acidification of a Brazilian Acrisol as affected by no till cropping systems and nitrogen fertiliser. *Aust. J. Soil Res.* 46 (1), 17-26.
- vogel J.C., A.S. Talma, T.H.E. Heaton, 1981. Gaseous Nitrogen as evidence of denitrification in groundwater. *J. Hydrol.* 50 (1/3), 191-200.
- Vogeler I., C. Duwig, B. E. Clothier, S. R. Green, 2000. A Simple Approach to Determine Reactive Solute Transport Using Time Domain Reflectometry. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 12-18.
- Volk R., S. Chaillou, A. Mariotti, J.F. Morot-Gaudry, 1992. Beneficial effects of concurrent ammonium and nitrate nutrition on the growth of *Phaseolus vulgaris* : a ^{15}N Study. *Plant physiol. Biochem.* 30 (4), 487-493.
- Wagenet R.J., J. Hutson, 1989. LEACHN, a process based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Centre for Environ. Res. Cornell University, Ithaca, NY, 147 pp.
- Wang F.L., A.k., Alva, 2000. Ammonium Adsorption and Desorption in Sandy Soils. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 64, 1669-1674.
- Warrick A.W., J.W. Biggar, D.R. Nielsen, 1971. Simultaneous solute and water transport for an unsaturated soil. *Water Res. Res.* 1216-1225.
- Warncke D.D., S.A. Barber, 1973. Ammonium and nitrate uptake by corn (*Zea mays* L.) as influenced by nitrogen concentration and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ ratio. *Agron. J.* 65 (6), 950-953.
- Warren C. R., 2009. Does nitrogen concentration affect relative uptake rates of nitrate, ammonium, and glycine? *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 172 (2), 224-229.
- Webb T. H, L.R. Lilburne, 2005. Consequences of soil map unit uncertainty on environmental risk assessment. *Aust. J. soil Res.* 43, 2, 119-126.

- Weihermüller L., J. Siemens, M. Deurer, S. Knoblauch, H. Rupp, A. Göttlein, T. Pütz, 2007. In Situ Soil Water Extraction : A Review. *J. Environ. Qual.* 36, 173-1748.
- Well R., H. Höper, O. Mehranfar, K. Meyer, 2005. Denitrification in the saturated zone of hydromorphic soils-laboratory measurement, regulating factors and stochastic modeling. *Soil Biol. Biochem.* 37, 1822-1836.
- Whitford W. G., L. W. Parker, 1989, Contributions of soil fauna to decomposition and mineralization processes in semiarid and arid ecosystems. *Arid Soil Res. Rehabil.* 3 (2), 199-215.
- Wong M.T.F., R. Hugues, D.L. Rowell, 1990. Retarded Leaching of nitrate in acid soils from the tropics - Measurements of the effective anion - exchange capacity. *J. soil sci.* 41 (4), 655-663.
- Worthington S.R.H., 2007. Ground-water residence times in unconfined carbonate aquifers. *J. Cave Karst Stud.* 69 (1), 94-102.
- XuLiang C.; Z. Ping; J. RenCun; Z. ShangXing; D. GeSheng, 2005. Effect of pH on nitrification. *J. Zhejiang Univ. (Agriculture and Life Sciences)* 31 (6), 755-759.
- Yfantis E.A., Flatman G.T., Behar J.V., 1987. Efficiency of Kriging Estimation for Square, Triangular and Hexagonal Grids. *Math. Geol.* 19, n°3.
- Zech W., N. Senesi, G. Guggenberger, K. Keiser, J. Lehmann, T. M. Miano, A. Miltner, G. Schroth, 1997. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma* 79, 117-161.
- Zektser I. S., L. G. Everett, 2004. Groundwater resources of the world and their use. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization 7, place de Fontenoy, 75352 Paris 07 SP. pp 346.
- Zhou F., Y. Liu, H. C. Guo, 2007. Application of multivariate statistical methods to water quality assessment of the watercourses in north-western new territories, hong kong. *Environ. Monit. Assess.* 132 (1-3) 1-13.
- Zimmermann C., M.T. Fprice, J.R. Montgomery (1978). A comparison of ceramic and Teflon in situ samplers for nutrient pore water determinations. *Est. Coast. Mar. Sci.* 7, 93-97. paper 56. FAO. Rome. saturated

media. Version 2.0, IGWMC-TPS-70, International GroundWaterModeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, p. 202.

Titres récents de la collection

2001

Département des sciences du milieu et de l'aménagement du territoire

- N°1. Auquiere, Eric, SAR temporal series interpretation and backscattering modeling for maize growth monitoring.

Département de biologie appliquée et des productions agricoles

- Debier, Cathy, A study of the dynamics of vitamin A, vitamin E and PCBs in seals during lactation.

2002

Département des sciences du milieu et de l'aménagement du territoire

- N°7. Kruyts, Nathalie, Influence de la nature des constituants du sol sur la mobilisation rhizosphérique du radiocésium dans quelques sols forestiers.
- N°8. Mounir, Fouad, Conception d'un système d'information géographique pour l'aménagement et la gestion forestière au Maroc. Intégration des critères et indicateurs du développement durable : Application à la Forêt de la Maâmora.
- N°10. Tilmant, Amaury, Sustainable management of reservoir resources using flexible stochastic dynamic programming.
- N°11. du Bus de Warnaffe, Gaëtan, Impact des systèmes sylvicoles sur la biodiversité : une approche comparative en Ardenne.
- N°13. Kolai, Lounas, Etude d'un écosystème forestier : phytosociologie, phyto-diversité, productivité et hydrologie au Bois de Lauzelle.
- N°18. Jourez, Benoit, Etude de l'effet d'un stimulus gravitationnel induit artificiellement sur la formation du bois de tension et du bois opposé dans de jeunes pousses de peuplier (*Populus auramericana* cv 'Ghoy').
- N°21. Hang, Peou, Les données pédologiques enrichissent la modélisation de la relation pluie-débit.
- N°23. de Wasseige, Carlos, Spatio-temporal characterisation of the sub-equatorial forest canopy based on multiscale approach from field and space observations.

Département de biologie appliquée et des productions agricoles

- Graindorge, Céline, Modélisation régionalisée bio-économique du secteur agricole pour l'analyse des politiques durables.
- Toyi, Isidore, Politique de libéralisation et efficience des marchés de céréales locales au Burkina Faso.
- N°3. Henao-Toro, Martha-Cécilia, Dynamique d'éléments fertilisants dans les sols dérivés de cendres volcaniques de la zone caféière centrale de Colombie, sous culture de bananier plantain.
- N°12. Nusura, Hassan, Les stratégies de développement et les politiques de sécurité alimentaire en Afrique sub-saharienne : le poids des incohérences.
- N°15. Sqalli Adoui, Driss, Evaluation des effets du Programme d'Ajustement Structurel Agricole sur la petite agriculture irriguée au Maroc.
- N°19. Kouam, Emile, L'intégration régionale du Cameroun par la promotion des échanges transfrontaliers des produits agricoles vivriers avec les pays voisins : rôle des marchés frontalier.
- N°20. Nchare, Amadou, Effets de la libéralisation économique et de la dévaluation du franc CFA sur l'offre du café arabica et des cultures concurrentes au Cameroun.

Département de chimie appliquée et des bio-industries

- Dambly, Stéphanie, The two main plant plasma membrane H(+)-ATPase isoforms differ in their regulatory properties.
- N°4. Coulibaly, Lacina, Bioconversion de macromolécules dans un réacteur simulant un écoulement piston en régime transitoire : cas de la bioremédiation d'eaux usées synthétiques par *Aspergillus nige*.
- N°6. Godard, Eric, Hydrogénation de l'anhydride maléique en présence de catalyseurs métalliques supportés sur charbon actif.
- N°14. Lermusieau, Guillaume, Influence de la variété de houblon sur les propriétés organoleptiques de la bière.
- N°16. Owsianik, Grzegorz, Identification of transcriptional and post-translational pathways linking protein degradation and multiple drug resistance in yeast.
- N°17. Grec, Sébastien, Caractérisation du promoteur de transcription de NpABC1, un gène codant pour un transporteur ABC de *Nicotiana plumbaginifolia* induit en présence d'un diterpène.
- N°22. Fetter, Karolina, Functional studies of plasma membrane aquaporins from *Zea mays*.
- N°24. De Cupere, Vinciane, Supramolecular organization of adsorbed collagen layers and nanoscale structure of polymer surfaces.

Faculté des sciences, département de biologie

- N°5. Levie, Amandine, Development of a biological control method of wheat aphids, by using Aphidiinae parasitoids (Hymenoptera : Braconidae).

Christian de Duve Institute of Cellular Pathology, Laboratoire de Chimie Physiologique

- N°9. Ghislain, Delpierre, Fructosamine 3-kinase, an enzyme involved in protein deglycation.

2003

Département des sciences du milieu et de l'aménagement du territoire

- N°25. Goor, François, Processes and dynamics of radio cesium cycling in Chernobyl-contaminated pine forests : a multi-scale approach.
- N°28. D'Or, Dimitri, Spatial prediction of soil properties : the Bayesian Maximum Entropy approach.
- N°29. Vincke, Caroline, Approche écophysiological des flux d'eau au sein d'une chênaie pédonculée (*Q. robur* L.) déperissante sur sol à régime hydrique alternatif.
- N°37. Lambot, Sébastien, Hydrogeophysical characterization of soil using ground penetrating radar.
- N°39. Hupet, François, Estimation of evapotranspiration fluxes at the field-scale : parameter estimation, variability and uncertainties.

Département de biologie appliquée et des productions agricoles

- N°26. Oum Eloma, Janvier, Analyse économique comparée de la gestion forestière publique des différentes stratégies de production ligneuse au Cameroun.
- N°31. Tilquin, Pierre, Methodological aspects of the mapping of disease resistance loci in livestock.
- N°35. Nsengimana, Jérémie, Contribution to the analysis of linkage disequilibrium in livestock : effects of selection and inbreeding.
- N°38. Tangni, Emmanuel, Occurrence of mycotoxins in beer, exposure assessment for consumers and development of biological detoxification options for the control of ochratoxin A during brewing.

Département de chimie appliquée et des bio-industries

- Di Croce, Pascal, Phillips catalysts for ethylene polymerization : surface organization, active sites and performances.
- N°27. Gijs, Laurence, Controlling the minor sulfur compounds in beer.
- N°30. Cellier, Caroline, Catalytic removal of nitrogen- and sulfur-containing volatile organic compounds Destruction.
- N°32. Ramazzotti, Anna, Mitochondrial functional interactions between the yeast frataxin Yfh1p and Isu1p, a member of the iron-sulphur cluster assembly machinery in *Saccharomyces cerevisiae*.
- N°34. Stukkens, Yvan, Expression and roles of NpABC1 : a *Nicotiana plumbaginifolia* ABC transporter involved in the plant-pathogen response.
- N°36. Popescu Florea, Mihaela, Relationship between structure and activity of vanadium aluminium oxynitrides in propane ammoxidation.
- N°40. Wiame, Hugues, Characterisation and catalytic properties of mixed vanadium and aluminium oxynitride catalysts : "AIVON".

Faculté des Sciences, département de biologie

- N°33. Ducarme, Xavier, Convergences et divergences microadaptatives chez les acariens endogés et cavernicoles.

2004

Département de biologie appliquée et des productions agricoles

- N°43. Yankam Njonou, Rabelais, Analyse économique de la réponse du marché du blé différencié aux instruments de l'organisation commune des marchés du secteur des céréales : Le cas de la France.
- N°47. Collard, François, Characterization of fructosamine 3-kinase related protein.
- N°49. Ruibal Mendieta, Nike Luisa, Lipids and minerals in spelt (*Triticum aestivum* ssp. *spelta*) and common wheat (*T. aestivum* ssp. *vulgare*) : Chemical and nutritional distinction between both cereals.

Département de chimie appliquée et des bio-industries

- N°41. Kanczewska, Justyna, Regulation of the plant plasma membrane H⁺-ATPase by phosphorylation and 14-3-3 proteins.
- N°42. Liégeois, Catherine, Pour un meilleur contrôle du statut pro-oxydant/antioxydant des matières premières de la bière. Etude de la contribution des différentes étapes de fabrication du moût aux teneurs en trans-2-nonéol des bières vieilles.
- N°44. Counet, Christine, Détermination des structures chimiques des polyphénols du chocolat et étude de leurs principales propriétés fonctionnelles.
- N°46. Lefebvre, Benoît, Plant H⁺-ATPase targeting to the plasma membrane is not by default and requires cytosolic structural determinants.
- N°50. Dries Jan, Development and comparison of different multifunctional permeable reactive barrier (MPRB) concepts for the treatment of groundwater contaminated by pollutant mixtures.
- N°51. Cranenbrouck, La culture monoxénique, un outil privilégié pour la systématique des champignons mycorhiziens à arbuscules et l'étude de leurs relations symbiotiques avec la plante hôte.
- N°52. Callewaert Maïté, Surface modification by stimuli-responsive polymers : from model systems to stainless steel cleanability.

Département des sciences du milieu et de l'aménagement du territoire

- N°45. Javaux, Mathieu, Solute transport in a heterogeneous unsaturated subsoil : experiments and modeling.
- N°48. Fontenelle, Jean-Philippe, Dynamiques agraires, irrigation et institutions dans le delta du Fleuve rouge (Viêt-nam).

2005

Département de biologie appliquée et des productions agricoles

- N°53. Nkuzimana, Tharcisse, Une filière agro-industrielle en mutation. Cas de la filière théicole au Burundi.

- N°55. Meunier, Alexandre, Detection of rhizomania in Belgium : Diversity and characterization of Beet necrotic yellow vein virus RNAs-2 and -3.
- N°56. Grissa, Kaouthar, Étude de la dynamique des populations et du contrôle des acariens ravageurs dans les vergers de pommiers tunisiens.
- N°62. Rubayiza, Aloys, Authentication and quality control of coffee by fluorescence and Raman spectroscopy.
- N°68. Odjo, Sunday Pierre, Modélisation en équilibre général non séparable et analyse de réformes agricoles et commerciales au Bénin.
- N°69. Célestin, Dario Styve, Stabilisation du secteur caféier en Haïti par la promotion de la concurrence et la mise en œuvre d'un plan d'assurance pour la gestion des risques agricoles.

Département de chimie appliquée et des bio-industries

- N° 57. Vermeulen, Catherine, Synthèse et caractérisation organoleptique de thiols polyfonctionnels Recherche de leur présence dans la bière.
- N°58. Van Wilder, Valérie, Phosphorylation des aquaporines de la membrane plasmique de maïs.
- N°64. Bertinchamps, Fabrice, Total oxidation of chlorinated VOCs on supported oxide catalysts.
- N°65. Demoulin, Olivier, Dynamic aspects of the surface of a palladium on alumina catalyst used in combustion of methane.
- N°67. Trincal, Mathieu, Grx5p, a mitochondrial glutaredoxin required for mitochondrial DNA maintenance.
- N°70. Dury, Frédéric, Coupling of the deoxygenation of benzoic acid with the oxidation of propylene as a new tool to elucidate the architecture of Mo-based oxide catalysts.

Département des sciences du milieu et de l'aménagement du territoire

- N°54. Romanowicz, Agnieszka Aleksandra, The impacts of environmental change on water resources : A case study in the Dyle catchment (Belgium) in support of the implementation of the Water Framework Directive.
- N°59. Delfosse, Thomas, Acid Neutralisation and Sulphur Retention in S-Impacted Andosols
- N°60. Titeux, Hugues, Transfert de carbone organique dissous et de métaux dans des sols forestiers acides : influence du fonctionnement de la litière et des réserves minérales du sol.
- N°61. Blaes, Xavier, Crop monitoring by advanced SAR remote sensing techniques : modelling and experimental analysis.
- N°63. Farcy, Christine, L'aménagement forestier à la croisée des chemins. Éléments de réponse au défi posé par les nouvelles attentes d'une société en mutation.
- N°66. Jonard, Mathieu, Dynamique des litières foliaires en peuplements purs et mélangés de chêne et de hêtre : Retombées foliaires et premières étapes de la décomposition.

2006**Département de biologie appliquée et des productions agricoles**

- N°71. Muratori, Frédéric, Reconnaissance des facteurs cuticulaires de l'hôte et conséquences sur l'exploitation des colonies par le parasitoïde de pucerons, *Aphidius rhopalosiphi* (Hymenoptera : Aphidiinae).
- N°72. Condori Ali, Paulino Bruno, Analyse comparative et modélisation de la croissance et du développement de tubercules andins dans les Andes en Bolivie.
- N°75. Doucet, Diane, Development of a model and similarities with a benyvirus.
- N°76. Nkwembe Unsital, Guy-Bernard, La problématique de la pauvreté des ménages agricoles ruraux et urbains dans la périphérie de la ville de Kinshasa. Essai d'analyse du phénomène et de ses implications sur la sécurité alimentaire.
- N°78. Ndayiragije, Alexis, Relations entre métabolisme des polyamines et la résistance au stress salin chez le riz (*Oryza sativa* L.).
- N°80. Secheli Ringot, Diana, Risk analysis of ochratoxin A and développement of a decontamination procedure based on the biosorption of ochratoxin A onto yeast industry derivatives.
- N°82. Abboudi, Tarik, The indispensable amino acid requirements for maintenance in Atlantic salmon fry.
- N°83. Martins da Silva, Evaldo, Polyphenols from the Amazonian plant *Inga edulis* : process optimization for the production of purified extracts with high antioxidant capacity.
- N°84. Fadlaoui, Aziz, Modélisation bioéconomique de la conservation des ressources génétiques animales.
- N°85. Kambale Valimunzigha, Charles, Étude du comportement physiologique et agronomique de la tomate (*Solanum lycopersicum* L.) en réponse à un stress hydrique précoce.
- N°86. Lepoint, Pascale, Speciation within the African Coffee Wilt Pathogen.
- N°88. Mushagalusa Nachigera, Gustave, Competitive relationships in potato/maize intercropping : involvement of root system architecture
- N°89. Nyamangyoku Ishibwela, Obedi, Ferrous iron toxicity : Mechanisms of resistance and impact on nutrient elements at the vegetative stage in cultivated rices (*Oryza sativa* L., *Oryza glaberrima* Steud and interspecific hybrids)

Département de chimie appliquée et des bio-industries

- N°73. Pety de Thozée, Cédric, Implication of the ER quality control in the degradation of the yeast plasma membrane Pdr5 L183P ABC transporter.
- N°79. Gurdak, Elzbieta, Supramolecular organization of collagen layers adsorbed on polymers.
- N°87. Janssens, Xavier, Monitoring and predicting elusive species colonisation - Application to the otter in the Cévennes National Park (France).

Département des sciences du milieu et de l'aménagement du territoire

- N°74. Kayitakire, François, Forest stand characterisation using very high resolutions satellite remote sensing

- N°77. Van der Velde, Marijn, Agricultural and climatic impacts on the groundwater resources of a small island : measuring and modelling water and solute transport in soil and groundwater on Tongatapu.
- N°81. Degen, Thomas, Dynamique initiale de la végétation herbacée et de la régénération ligneuse dans le cas de trouées, au sein d'une hêtraie (*Luzulo-Fagetum*).

2007

Département de biologie appliquée et des productions agricoles

- N°97, De Dorlodot, Sophie, Root system architecture : a genetic analysis in rice.
- N°99, Daoui, Khalid, Recherche de stratégies d'amélioration de l'efficacité d'utilisation du phosphore chez la fève (*Vicia faba* L.) dans les conditions d'agriculture pluviale au Maroc.
- N°101, Vanloqueren, Gaëtan, Penser et gérer l'innovation en agriculture à l'heure du génie génétique. Contribution d'une approche systémique d'innovations scientifiques dans deux filières agroalimentaires wallonnes pour l'évaluation, la gestion et les politiques d'innovation.
- N°109, Pairon, Marie, Ecology and population genetics of an invasive forest tree species : *Prunus serotina* Ehrh.
- N°111, Manyonga, Madika, Modelling the competition for light in maize (*Zea mays* L.)/bean (*Phaseolus vulgaris* L.) intercropping with three-dimensional approach.
- N°115, Silva de Souza, Jesus Nazareno, Etude des propriétés antioxydantes in vitro d'extraits de feuilles de *Byrsonima crassifolia* et *Inga edulis* et caractérisation partielle des composés phénoliques.
- N°116, Colinet, Hervé, Une approche écologique et biochimique de la résistance au froid chez un parasitoïde de puceron *Aphidius colemani* (Hymenoptera : Aphidiinae).

Département de chimie appliquée et des bio-industries

- N°90. Eysers, Laurent, Characterization of bacterial populations of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) contaminated soils and isolation of a *Pseudomonas aeruginosa* strain with TNT denitration activities.
- N°91. Dupré de Boulois, Hervé, Role of arbuscular mycorrhizal fungi on the accumulation of radiocaesium by plants.
- N°92. Crouzet, Jérôme, Expression pattern, ectopic expression and gene silencing of two *Nicotiana* Pleiotropic Drug Resistance transporters.
- N°93, Drugmand, Jean-Christophe, Characterization of Insect Cell Lines Is Required for Appropriate Industrial Processes.
- N°94, De La Providencia, Ivan Enrique, Contribution of Anastomosis and Hyphal Healing Mechanism to the Extraradical Mycelium Architecture of Arbuscular Mycorrhizal Fungi.
- N°95, Sebari, Karima, Optimisation de la gestion conjointe des ressources en eau de surface et des ressources en eau souterraines dans une région semi aride - la Vallée du Drâa.

- N°100, Vandermeeren, Caroline, Quaternary Structure and Regulation of the *Nicotiana plumbaginifolia* Plasma Membrane Proton Pump ATPase.
- N°102, Morales Belpaire Isabel, Fate of the active form of proteins in selected environmental matrices. Investigation with green fluorescent protein, β -glucosidase, and amyloid fibrils in wastewater sludges, biofilms and soils.
- N°103, Trombik Tomasz, Characterization of two Pleiotropic Drug Resistance transporters from *Nicotiana plumbaginifolia*.
- N°104, Callemien, Delphine, Use of new methodologies to study phenolic compounds through beer storage.
- N°106, Van der Auwera, Géraldine, pAW63 : A molecular wanderer in the *Bacillus cereus* gene pool.
- N°107, Mateos Pedrero, Cecilia, Synthesis and characterization of Rh supported on Ti-modified oxides : catalytic activity in the partial oxidation of methane.
- N°108, Voets, Liesbeth, Role of arbuscular mycorrhizal networks on plant interconnection and carbon transfer.
- N°110, Jerkovic, Vesna, Découverte du resvératrol dans les houblons. Impact de la variété, de l'année de récolte et du conditionnement en vue de la préparation d'extraits polyphénoliques enrichis en stilbènes.
- N°112, Dekeyser, Caroline, Elaboration and evaluation of nanostructured surfaces for the control of cell behavior.
- N°113, Nonckreman, Cristèle, Design of materials with nanostructured surface to improve hemocompatibility.
- N°114, Caillou, Samuel, Protein Adsorption : from Interfacial Interactions to Enzyme Activity.
- N°96, Lefèvre, Isabelle, Investigation of three Mediterranean plant species suspected to accumulate and tolerate high cadmium and zinc levels : morphological, physiological and biochemical characterization under controlled conditions.
- N°98, Desclée, Baudouin, Automated object-based change detection for forest monitoring by satellite remote sensing : applications in temperate and tropical regions.
- N°105, André, Frédéric, Influence of the heterogeneity of canopy structure on the spatio-temporal variability of atmospheric deposition within a mixed oak-beech stand

2008

Département de biologie appliquée et des productions agricoles

- N°120, Chirinos Gallardo, Rosana Sonia, Polyphenols from the Andean mashua (*Tropaeolum tuberosum*) tuber : Evaluation of genotypes, extraction, chemical characterization and antioxidant properties.
- N°126, Romier, Béatrice, Modulation of intestinal inflammation by polyphenols.
- N°130, Vaïanopoulos, Céline, Widespread occurrence of soil-borne mosaic viruses in Belgium. Preferential associations of *Polymyxa graminis* and mosaic viruses on cereals.
- N°131, Tran, Thi Nang Thu, Nutritional value of sesame oil cake and lysine utilization efficiency in plant protein-based diets for rainbow trout.

- N°134, Ngirente, Edouard, Les marchés agricoles intérieurs et les mutations agro- économiques en milieu rural rwandais. Application à la filière pomme de terre.
- N°139, Gilbert, Valérie, Genetic and pathogenic diversity of *Pseudomonas syringae* isolates associated with diseases on Belgian fruit trees.
- N°141, Delpierre, Matthieu, A Non-cooperative Approach to Rural Development Issues.
- N°142, André, Christelle, Evaluation of Andean potato cultivars as a source of dietary antioxidants.
- N°145, Bodin, Noëlie, Nutritional and interspecies effects on the estimation of threonine and lysine requirements in salmonid fry with a highlight on methodological impacts.
- N°147, Pissard, Audrey, Structure and genetic diversity of two Andean tuber crops, oca (*Oxalis tuberosa* Mol.) and mashua (*Tropaeolum tuberosum* R.&P.) : influence of the mode of conservation and of the agronomic and biological characteristics

Département de chimie appliquée et des bio-industries

- N°117, Zelazny, Enric, Regulation of maize aquaporin trafficking to the plasma membrane.
- N°122, Bobik, Krzysztof, The two major tobacco plasma membrane H⁺-ATPases, PMA2 and PMA4 are differentially phosphorylated on their penultimate threonine.
- N°123, Cabana, Hubert, Elimination des perturbateurs endocriniens nonylphénol, bisphénol A et triclosan à l'aide de laccase de *Coriolopsis polyzona*. C
- N°133, Delannoy, Mélanie, Identification of peptidases in the *Nicotiana tabacum* leaf intercellular fluid.
- N°132, De Palmenaer, Daniel, Genomic portrayal of IS4 family -Modular insertion sequences, mobile insertion cassettes and overall family snapshot.
- N°135, Manente, Myriam, Rta1, a yeast plasma membrane protein which confers resistance to fungicides.
- N°129, Srasra, Mondher, Preparation and characterization of new basic catalyst by nitridation of Y zeolites.
- N°137, Hachez, Charles, The expression pattern and activity of Zea mays plasma membrane aquaporins highlight their central role in the control of the cell membrane water permeability.
- N°146, Soria, Miguel Angel, Etude des paramètres gouvernant les performances catalytiques d'AlPO, AlGaPO et GaPO purs et en présence de vanadium dans l'ammoxydation du propane

Département des sciences du milieu et de l'aménagement du territoire

- N°118, Van Cauwenbergh, Nora, Expert and local knowledge in decision support for natural resource management.
- N°119, Henriët, Céline, Silicon in banana (*Musa spp.*) : a soil-plant system approach.C
- N°121, Tidjani, Adamou Didier, Erosion éolienne dans le Damagaram Est (Sud-Est du Niger) : Paramétrisation, quantification et moyens de lutte.

- N°124, Akponikpe, Pierre Bienvenu Irénikatché, Millet response to water and soil fertility management in the Sahelian Niger : experiments and modeling Erosion éolienne dans le Damagaram Est (Sud-Est du Niger) : Paramétrisation, quantification et moyens de lutte.
- N°125, Vancutsem, Christelle, Revisiting satellite time series compositing for earth observation applications.
- N°127, Opfergelt, Sophie, Silicon cycle in the soil-plant system : biogeochemical tracing using Si isotopes.
- N°128, de Araujo Marinho Filho, Eduardo Celsio, Economics of Hunger : Several Methods, Levels and Scales.
- N°136, Saqalli, Mehdi, Populations, Farming systems & Social transitions in Sahelian Niger : An Agent-based modeling approach.
- N°138, Lucau-Danila, Cozmin Catalin, LAI retrieval from SAR remote sensing for crop monitoring at regional scale.
- N°140, Iboukassene, Soraya, Dynamique de la végétation des forêts à Quercus suber anthropisées du Nord-Est de l'Algérie (Parc National d'El-Kala).
- N°143, Fasbender, Dominique, Bayesian data fusion in environmental sciences : Theory and applications.
- N°144, Hoang Thi Thai, Hoa, Soil characteristics, cropping patterns, and use of organic resources in the coastal sandy area of Thua Thien Hue province, Central Vietnam

2009

Département de biologie appliquée et des productions agricoles

- N°149, de Lespinay, Alexis, Study of seed priming mechanisms of three plant species used in revegetation of industrial sites
- N°153, Harahagazwe, Dieudonné, Heat tolerance assessment of the potato crop : evaluation of CIP clones in the lowlands of Burundi.

Département de chimie appliquée et des bio-industries

- N°148, Pokrzywa, Wojcieh, Targeting of the yeast Sna3p and Sna4p to the endosomal pathway depends on their interaction with ubiquitin ligase Rsp5p.
- N°150, Hoton, Florence, Insights into the Ecology and Genetic Diversity of Cereulide-producing *Bacillus cereus* strains.
- N°151, Fornelos Martins, Nadine, GIL01 and relatives, a new generation of tectiviruses infecting the *Bacillus cereus* group.

Département des sciences du milieu et de l'aménagement du territoire

- N°152, Marghadi, Saïd, Intégration des méthodes d'aide à la décision dans l'aménagement multifonctionnel des forêts au Maroc.
- N°160, Mattern, Samuel, Mapping and source identification of groundwater pollution by nitrate. Theory and application to the Brusselian sand groundwater body.

2010

Institut des Sciences de la Vie

- N°163, Cochonneau Daphné, Characterization of yeast polymerase gamma mutations associated with human disorders.
- N°165, Lebrun, Anne-Sophie, Towards functional and structural characterization of maize ZmSIP proteins belonging to a divergent aquaporin subfamily.

Earth and Life Institute

- N°161, Mehrvar Mohsen, Harahagazwe, Dieudonné, Diversity of soil-borne sugar beet viruses in Iran.
- N°162, Radoux, Julien, Updating land cover maps by GIS driven analysis of very high resolution satellite images.
- N°164, Obsomer, Valérie, Multi-scale Environmental Analysis and Prediction for Insects Vector of Disease. Application to Malaria Vector of Southeast Asia.
- N°166, Kalonda Mbulu, Gabriel, Analyse de la transmission des prix internationaux des produits agricoles sur les marchés des pays ACP.
- N°167, Fiamohe Rose, Facteur déterminant les échanges de produits vivriers au Bénin : Rôle des institutions de marché.
- N°169, Eric Laloy, Measuring and modelling the impact of intercrop management on plot-scale runoff and erosion in a continuous maize cropping system.
- N°173, Mamadou Sall, Transfert de nitrate à travers la zone non saturée du sol vers la nappe phréatique de la zone des Niayes (Sénégal) : caractérisation et modélisation.

Pour plus d'informations, visitez <http://edoc.bib.ucl.ac.be/>

Résumé

Dans cette étude, la problématique de la pollution de la nappe phréatique dans la zone des Niayes (Sénégal) est étudiée suivant une approche de diagnostic régionale par méthode de caractérisation rurale rapide et une approche de diagnostic à l'échelle parcellaire par méthode de bilan hydrique et d'azote. La région des Niayes est caractérisée par une nappe phréatique de faible profondeur et la prédominance de sols sableux relativement perméables. Elle subit des pressions liées à l'urbanisation importante et l'intensité de l'activité horticole qui s'accompagne d'une utilisation accrue de fertilisants azotés et de produits phytosanitaires. La recherche a montré qu'il y a des relations entre la pollution et des facteurs environnementaux et anthropiques du milieu. Une étude expérimentale sur une parcelle de tomate a montré le risque important du lessivage de nitrate. La modélisation dans les mêmes conditions que celle de la parcelle expérimentale a confirmé ce potentiel important de lessivage de nitrate. Ce potentiel est particulièrement important lorsque la fertilisation organique est apportée sans fractionnement en début de culture, comme c'est le cas généralement. L'évaluation de quelques scénarios a montré qu'une irrigation à faible débit permet de mieux limiter le drainage et la lixiviation de nitrate. En pratique, cette procédure consisterait à une irrigation goutte à goutte qui permettrait de réduire l'évaporation, le drainage et la lixiviation de nitrate, et accroître la disponibilité de l'eau pour la plante tout en limitant l'exploitation de la ressource.

A propos de l'auteur

Mamadou sall est né en 1969 à Dakar, Sénégal. Après un diplôme de premier cycle universitaire en Physique et Chimie à l'Université de Dakar, il réussit en 1992 au concours d'entrée à l'EIER de Ouagadougou d'où il sort Ingénieur en génie rural en 1995. Après quelques années d'expérience professionnelle à l'ISRA au Sénégal, il reprend des études grâce à une bourse de l'UCL en Belgique et obtient un diplôme d'études spécialisées en Hydrologie en 2006. M. Sall poursuit ensuite à l'UCL une thèse de doctorat qu'il finalise en 2010.