



Projet INCO-WADEMED
Actes du Séminaire
Modernisation de l'Agriculture Irriguée
Rabat, du 19 au 23 avril 2004



Contribution à l'étude de la pollution nitrique des eaux souterraines en zones irriguées : Cas du Tadla

H. Berdaï¹, B. Soudi² et A. Bellouti³

¹ *Service des Expérimentations des Essais et de la Normalisation, Division des Etudes, Direction du Développement et de la Gestion de l'Irrigation, Rabat, Maroc.*

² *Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, BP 6202 Rabat-Instituts, Maroc.*

³ *Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla, Fquih Ben Salah, Maroc*

E-mail : b.soudi@iav.ac.ma

Résumé - Dans les périmètres irrigués du Maroc, la pollution nitrique diffuse des eaux souterraines diminue le potentiel des ressources hydriques de bonne qualité, génère un risque sanitaire pour la population rurale et compromet le développement socio-économique du pays. Sa maîtrise nécessite des connaissances suffisantes des causes et des mécanismes responsables de cette pollution. La présente étude réalisée dans le périmètre irrigué du Tadla, où ce problème commence à prendre de l'ampleur, a pour objectif de cerner cette pollution à travers une démarche complète et approfondie comportant à l'échelle régionale : (i) l'état des lieux de la contamination des aquifères par les nitrates ; (ii) l'identification et l'analyse des facteurs explicatifs de cette pollution ; et à l'échelle de la parcelle l'expérimentation et l'évaluation d'un modèle qui décrit le mouvement de l'eau et le transfert et les transformations des solutés dans la couche du sol non saturée (LEACHM). Cette note consiste en une synthèse des principaux résultats obtenus dans le cadre de cette étude. Après présentation de l'état des lieux de la pollution des ressources en eau souterraine, un modèle d'évaluation du risque de lixiviation de l'ion nitrate est proposé et appliqué dans le contexte du Tadla. Ce modèle est basé sur la distinction de trois ensembles de facteurs liés respectivement à la vulnérabilité des aquifères, à l'action anthropique et à l'hydrodynamique et la biogéochimie du sol. Il permet d'exploiter des bases de données relatives au sol et aux pratiques agricoles adoptées par les agriculteurs de la région pour expliquer les niveaux de pollution nitrique des eaux souterraines. Il définit également un certain nombre de paramètres mesurés ou calculés (indicateurs de pollution) qui peuvent être utilisés pour l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur la qualité nitrique des eaux souterraines. Sur le plan scientifique, cette étude apporte une réelle contribution aux connaissances scientifiques en matière de dynamique de l'azote minéral dans la couche du sol non saturée au cours de différents cycles culturaux et pendant l'interculture en région méditerranéenne irriguée et son interaction avec les conditions écologiques (température et régime hydrique du sol). Par rapport aux nombreuses références qui existent sur ce sujet dans plusieurs régions du Monde, les résultats de cette étude montrent des différences importantes dans le fonctionnement des cycles carbone-azote qui sont dues au contexte pédoclimatique étudié. Le risque de pollution de la nappe par l'ion nitrate est, en effet, sans comparaison avec d'autres références agronomiques notamment celles des zones tempérées et se trouve ainsi le résultat i) d'une minéralisation intense de la matière organique native du sol pendant et après la période des cultures, ii) d'une libération appréciable d'ammonium fixé, iii) ainsi que d'une sur-fertilisation chronique. Une réflexion intéressante a été engagée sur l'ion ammonium non échangeable, fixé sélectivement dans l'espace inter-feuillets des argiles. Cette réflexion ouvre des perspectives pour des études plus détaillées de ce pool d'azote qui est actuellement négligé dans les stratégies de ges-

tion de l'azote dans les systèmes agricoles du Tadla mais qui pourrait contribuer activement à la pollution nitrique des eaux souterraines dans cette région. Ces études permettront également une meilleure compréhension du statut de fertilité azotée des sols du Tadla. Par ailleurs, la modélisation offre un outil simple et précieux pour la gestion agricole et environnementale des systèmes de culture. L'évaluation, dans les conditions du Tadla, des deux sous modèles de LEACHM : LEACHW pour le régime hydrique et LEACHN pour le transfert et les transformations d'azote dans le sol confirme l'intérêt d'un tel outil pour piloter les irrigations, contrôler le drainage et préserver les ressources en eau souterraine des polluants agricoles ou pour une évaluation environnementale des pratiques agricoles notamment lorsque le mouvement préférentiel de l'eau n'est pas dominant. En revanche, le sous modèle LEACHN, qui présente des limitations à simuler la dynamique d'azote minéral dans le sol, nécessite certaines améliorations. Sur le plan pratique, les connaissances acquises dans le cadre de cette étude ont permis d'étayer des recommandations, concernant la conduite raisonnée de l'irrigation et de la fertilisation azotée et la gestion rationnelle des systèmes de culture, qui permettront d'appuyer le programme d'action de protection des ressources en eau dans cette région. Ainsi, le choix de cultures et de rotations culturales appropriées, l'enfouissement des résidus de récolte à C/N élevé, tels que les pailles des céréales, le semis précoce, dense et sans apport d'azote et la pratique des dérobés d'été constituent à cet effet, des moyens efficaces pour une réduction du risque de lixiviation de l'ion nitrate. Enfin, sur le plan méthodologique, la démarche de recherche-développement adoptée dans cette étude "du régional au local" mérite d'être développée sur le plan pratique. Elle mérite également d'être appliquée pour les autres périmètres irrigués et pour d'autres types de polluants en particulier les pesticides qui constituent une menace sérieuse pour la qualité des eaux souterraines et pour la santé de la population.

Mots-clefs : Pollution, eaux souterraines, nitrates, facteurs explicatifs, milieu physique, systèmes de culture, azote minéral résiduel, ammonium non échangeable, régime hydrique, dynamique de l'azote dans le sol, LEACHM.

1 Introduction

Depuis quelques années, la protection et la conservation des milieux naturels, en particulier la qualité des eaux, est devenue une préoccupation majeure et un objectif principal dans les programmes de développement. En effet, le contexte de rareté croissante des ressources hydriques nationales et de dégradation de leur qualité a incité notre pays à accorder, parallèlement aux efforts soutenus en matière de développement et de gestion des ressources en eau, un intérêt particulier à l'économie de l'eau, essentiellement en irrigation et au contrôle de tous les types de pollution.

La mise en culture intensive des terres agricoles au niveau des périmètres irrigués a engendré, depuis quelques années, l'apparition du problème de pollution des ressources en eau souterraine par l'ion nitrate. Les préoccupations à l'égard de cette substance polluante se sont alors accrues, non seulement en raison des pertes économiques pour l'agriculteur ou des conséquences sur la santé de la population, mais aussi du fait de la complexité du problème.

En effet, les nitrates possèdent une particularité que les autres substances polluantes n'ont pas. Ils peuvent se trouver dans le sol et les eaux soit à la suite d'un apport d'engrais, soit comme la conséquence de processus biochimiques naturels qui dépendent étroitement des conditions pédoclimatiques et écologiques régionales. De même, les systèmes de culture, comportant les pratiques de gestion agricole, depuis le choix des espèces cultivées et des successions culturales jusqu'aux itinéraires techniques, jouent également sur la quantité d'azote nitrique présent dans les différents horizons du sol et déterminent ainsi le risque de pollution de la nappe par les nitrates. Par ailleurs, le transfert des nitrates vers les nappes est conditionné par un excès d'eau d'irrigation ou de pluie. Enfin, d'autres facteurs intrinsèques du milieu physique peuvent accentuer ou limiter le processus de pollution nitrique des eaux souterraines déterminant ainsi des degrés de vulnérabilité de la nappe à ce type de pollution.

Eu égard à la diversité et à l'interdépendance des causes de la pollution nitrique des ressources en eau souterraine et au caractère dynamique et complexe des processus biochimiques qui gou-

vernent le cycle d'azote dans le sol, le contrôle de ce type de pollution dans les périmètres irrigués reste tributaire d'une meilleure connaissance des causes et des mécanismes responsables de cette pollution et qui sont spécifiques à chaque région. Ces connaissances permettront de proposer des solutions adaptées et d'appuyer les plans d'action de protection des ressources en eau souterraine dans ces zones à agriculture intensive.

C'est dans le but d'apporter une contribution à ces connaissances que ce travail a été réalisé dans l'une des zones irriguées du Maroc où le problème de pollution nitrique des eaux souterraines commence à prendre un rythme croissant : le périmètre irrigué du Tadla (ORMVAT, 1994[36]). L'approche méthodologique adoptée est basée sur des démarches complémentaires d'abord régionales puis locales, dans une perspective semblable à celle proposée par Van Drecht (1991[52]) pour le Sud-Est de la Hollande et Demarets et al. (1995[18]) pour la Wallonie (Belgique). Elle comporte :

- ★ à l'échelle régionale :
 - L'état des lieux de la contamination des aquifères du Tadla par l'ion nitrate ;
 - La détermination et l'analyse des facteurs explicatifs de cette pollution.
- ★ Et à l'échelle de la parcelle :
 - L'étude expérimentale du régime hydrique et de la dynamique saisonnière de l'azote minéral dans le sol pour deux cultures d'hiver (blé - betterave) et une culture d'été (concombre) ;
 - et l'évaluation , grâce aux données expérimentales, d'un modèle de recherche de type mécaniste déterministe (LEACHM) qui décrit le mouvement unidimensionnel en régime transitoire de l'eau et les transformations et le transfert d'azote dans la couche du sol non saturée.

Cette note est une synthèse des principaux résultats obtenus dans le cadre de cette étude. Elle dresse l'état actuel de la pollution des eaux souterraines dans le Tadla, puis, analyse les différents facteurs explicatifs de cette pollution liés au milieu naturel et à l'ensemble des processus, d'origine anthropique et biogéochimique qui gouvernent le cycle d'azote dans le sol. Elle présente également les résultats d'évaluation du modèle de simulation LEACHM, ses limitations et les améliorations nécessaires à apporter à ce modèle compte tenu des spécificités du Tadla et ouvre des perspectives pour la poursuite de la recherche en matière de maîtrise de la pollution nitrique des eaux souterraines dans cette région.

2 Présentation de la zone d'étude

La plaine du Tadla se situe dans le bassin de l'Oued Oum Er Rbia qui traverse la plaine et la partage en deux zones : Béni Amir au Nord et Béni Moussa au Sud, dont les superficies irriguées sont respectivement de 33 000 ha et 69 500 ha. Dans le périmètre de Béni Amir, les eaux d'irrigation proviennent de l'Oued Oum Erbia à partir du barrage de dérivation de Kasba Tadla. Les volumes annuels d'eau utilisés en irrigation dans ce périmètre varient entre 200 et 300 Mm³ en fonction des assolements et des disponibilités en eau. Le périmètre de Béni Moussa est irrigué essentiellement par les eaux provenant du barrage Bin El Ouidane à des volumes annuels de 500 Mm³. Dans les deux périmètres, les eaux des nappes phréatiques sont sollicitées à des fins agricoles. Ainsi, les prélèvements annuels, à partir des eaux souterraines, sont évalués à 92 Mm³ et 40 Mm³ respectivement pour Béni Amir et Béni Moussa. L'irrigation est essentiellement gravitaire. Le système d'irrigation par pivot a été introduit dans un secteur de 3600 ha à Béni Amir.

Les sols dominants sont les sols isohumiques bruns ou châtaîns subtropicaux "Kastanozems calciques (FAO, 1989[19])", qui couvrent près de 83 % du périmètre irrigué. Les sols calcimagnésiques bruns calcaires, "Calcisols hapliques (FAO, 1989[19])" occupent la deuxième place

soit 11 % de la couverture pédologique du Tadla.

Le climat de la plaine est de type méditerranéen semi-aride à hiver froid. La moyenne annuelle des précipitations sur 38 ans (1951-1989) est de 393 mm. Les mois les plus pluvieux sont mars et avril avec un cumul mensuel de 60,3 mm et 53,7 mm respectivement. La période sèche s'étale de fin mai jusqu'à mi-octobre. Les moyennes mensuelles des températures maximales sont de 37,8 °C et 37,5 °C respectivement pour juillet et août. Par contre, les mois les plus froids sont décembre et janvier avec des températures minimales mensuelles respectivement de 3,9 °C et 3,4 °C. L'évaporation moyenne annuelle est de l'ordre de 1816 mm. Elle est maximale en juillet-août (10 mm/j) et minimale en décembre (1,7 mm/j).

Le complexe aquifère de la plaine du Tadla se compose de quatre aquifères principaux : l'aquifère carbonaté du Turonien, localement cénomano-Turonien ; l'aquifère carbonaté du sénonien ; l'aquifère calcaréo-sableux de l'Eocène ; et les aquifères alluvionnaires mio-plio-quadernaires. Ces derniers sont représentés par un complexe fluvio-lacustre très hétérogène, formé essentiellement par une alternance de marno-calcaires, calcaires lacustres et conglomérats. Cette entité se compose des deux nappes situées de part et d'autre de l'Oum Erbia : nappe de Béni Amir (600 km²) et nappe de Béni Moussa (885 km²). Le volume mobilisable de ces nappes est de 190 Mm³ et 250 Mm³ respectivement pour Béni Amir et Béni Moussa. Les valeurs de transmissivité sont généralement comprises entre 1.10⁻³ m²/s et 1.10⁻¹ m²/s pour Béni Amir et peuvent atteindre 5.10⁻¹ m²/s pour Béni Moussa. Les valeurs du coefficient d'emmagasinement varient entre 0,01 et 0,1 pour Béni Amir et entre 0,06 et 1 pour Béni Moussa (BRGM, 1993[12]).

3 Etat des lieux de la pollution nitrique des eaux souterraines dans le Tadla

Le niveau de pollution nitrique des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla commence à devenir de plus en plus alarmant. Les teneurs en nitrates des eaux souterraines observées pendant la période de suivi (août 1996 – avril 1998) ont, en effet, varié entre 3 et 228 et 6 et 152 mg NO₃⁻/l respectivement dans la zone de Béni Amir et de Béni Moussa. Sur 100 puits prospectés durant cette période, 14 % à 50 % de puits ont présenté des teneurs en nitrates des eaux qui dépassent la norme nationale de potabilité (50 mg NO₃⁻/l), le maximum étant enregistré au mois d'octobre (Tableau 1).

TAB. 1 – Distribution des puits en fonction de la concentration en nitrates des eaux souterraines durant la période : août 1996 – avril 1998.

Teneurs en nitrates (mg NO ₃ ⁻ /l)	Nombre de puits						
	Août 96	Fév. 97	Août 97	Oct. 97 *	Déc. 97*	Fév. 98*	Avril 98*
0 - 25	29	26	22	15	32	35	32
25 - 50	55	44	48	35	44	43	47
> 50	16	30	30	50	14	20	16
50 - 100	13	25	27	44	11	19	12
> 100	3	5	3	6	3	1	4

* Quelques puits n'ont pas été prospectés à cause de la difficulté d'accès aux pistes en raison des pluies.

A côté de la pollution ponctuelle mise en évidence aux alentours de quelques agglomérations urbaines et à l'aval des sucreries, les zones, dont les teneurs en nitrates des eaux souterraines dépassent 50 mg NO₃⁻/l, sont localisées en aval de Béni Amir et en aval et à

l'Est de Béni Moussa Est (Annexe 1). Béni Moussa Ouest reste en général moins pollué que Béni Moussa Est, bien que certains puits situés en aval de cette zone connaissent une augmentation de la teneur en nitrates des eaux (Figure 1).

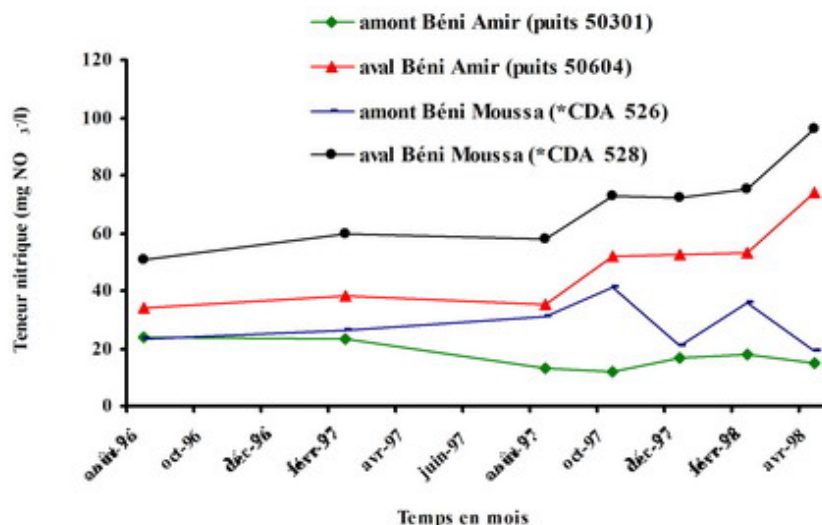


FIG. 1 – Evolution de la teneur moyenne en nitrates des eaux souterraines dans les nappes de Béni Amir et de Béni Moussa. (Les moyennes des teneurs en nitrates des eaux souterraines ont été retenues dans ces deux Centres de Développement Agricole (CDA) car elles sont représentatives de l'évolution des teneurs en nitrates dans ces zones.)

4 Analyse des facteurs de la pollution nitrique des eaux souterraines dans le Tadla

La pollution nitrique des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla peut être attribuée à deux grands types de facteurs :

- les facteurs intrinsèques du milieu physique, relativement stables, qui déterminent le degré de vulnérabilité de la nappe à la pollution ;
- et les facteurs dynamiques comportant d'une part les systèmes de cultures et d'autre part les processus qui régissent le régime hydrique du sol et les processus biogéochimiques de transformation et de transfert des nitrates dans la couche du sol non saturé.

4.1 Facteurs intrinsèques du milieu physique

Les facteurs intrinsèques du milieu physique, analysés au niveau d'un réseau de suivi représentatif de la région et comportant 40 sites, sont de deux types :

- * certains paramètres Drastic renseignant sur le temps de transit qui caractérise la propagation d'un polluant tels que :
 - le niveau de la surface libre de la nappe par rapport au sol ;
 - la texture du sol et sa teneur en argile ;
 - et la perméabilité du sol en milieu saturé.
- * et certains paramètres agissant sur le cycle d'azote tels que :
 - la teneur du sol en matière organique ;
 - la teneur du sol en azote total ;

– et l'indice de minéralisation anaérobie du sol.

A part la texture du sol (argileuse, argilo-limoneuse et limono-argileuse), la teneur en argile (29 % à 55 %) (Annexe 2) et tous les paramètres qui leur sont corrélés notamment la réserve utile du sol, tous les autres facteurs étudiés notamment le niveau faible des nappes par rapport au sol (i 4 m – 12 m) (Annexe 3), la vitesse d'infiltration du sol en milieu saturé généralement élevée (20 – 450 mm/h) (Annexe 4), les teneurs assez importantes du sol en matière organique (1,5 % à 3,5 %) (Annexe 5) et en azote total (0,10 % à 0,15 %), joueraient positivement en augmentant la vulnérabilité de la nappe à cette pollution. De même, le pouvoir de minéralisation élevé des sols (100 à 600 kg N/ha dans la couche 0-60 cm) (Annexe 6), couplé aux conditions écologiques favorables à une minéralisation intense de la matière organique native du sol, assez caractéristique des régions irriguées à climat méditerranéen, serait également un facteur important de vulnérabilité de la nappe à cette pollution.

L'analyse de l'impact des facteurs du milieu physique sur la qualité nitrique des eaux souterraines a été réalisée moyennant la superposition des cartes thématiques par le système d'information géographique (SIG) et l'analyse en composantes principales (ACP) (Aghzar et al, 2002[2]). Une autre méthode d'indice de vulnérabilité, basée en partie sur la méthode Drastic a également été proposée et testée dans les conditions du Tadla (Annexe 7) (Berdai, 2003[6]).

Les deux premières méthodes n'ont permis de mettre en évidence aucun lien direct entre les teneurs en nitrates des eaux souterraines et les variables ou les combinaisons linéaires de variables du milieu physique, montrant ainsi que ces méthodes universelles présentent des limites dans le cas du Tadla probablement en raison de l'homogénéité du milieu physique et/ou de l'accumulation de la pollution suivant le sens d'écoulement des nappes.

En revanche, Comme la méthode Drastic, qui a été validée dans plusieurs régions du monde en tant qu'indicateur de vulnérabilité des nappes à la pollution (Aller et al., 1987[3]; Champagne et Chapuis, 1993[14]; Menani, 2001[32]; Isabel et al., 1990[22]), la méthode d'indice de vulnérabilité proposée, comportant certains paramètres Drastic et ceux relatifs à la fourniture naturelle de N minéral par le sol, a montré une adéquation entre les zones très vulnérables et celles touchées par le problème de pollution. En effet, les principaux sites à risque, qui sont liées à des indices élevés, coïncident relativement bien avec les zones où la nappe est polluée. Les autres sites sont caractérisés par une vulnérabilité moyenne (Annexe 8).

Ceci suggère que la méthode d'indice de vulnérabilité, qui affecte un poids et des cotes à chacun des facteurs explicatifs et qui les combine, serait plus efficace, dans le cas du Tadla, que lorsqu'on prend en considération les paramètres séparément (superposition des cartes thématiques par le SIG) ou lorsqu'on les combine mais sans favoriser un facteur par rapport à un autre suivant sa contribution relative au risque de contamination de la nappe par les nitrates (ACP).

Néanmoins, la validité de cette méthode serait encore plus significative si les données utilisées relatives à la capacité de libération d'azote minéral par le sol étaient des valeurs moyennes qui intègrent, en plus des parcelles de suivi, les parcelles avoisinantes. La méthode proposée pourrait également être améliorée en intégrant à l'indice de vulnérabilité les paramètres Drastic manquants ainsi que d'autres paramètres du cycle d'azote, en particulier l'azote potentiellement lixiviable déterminé par la méthode du bilan de masse et l'azote minéral résiduel. Ces paramètres qui renseignent sur l'impact des systèmes de culture sur le risque de pollution de la nappe par les nitrates sont examinés ci-après.

4.2 Facteurs dynamiques

4.2.1 Systèmes de culture

Analyse des systèmes de culture Les systèmes de culture qui comportent l'ensemble des pratiques agricoles mises en œuvre par les agriculteurs sur les parcelles (cultures, rotations et itinéraires techniques) peuvent induire des risques de pollution de la nappe par les nitrates. Et tout changement dans les systèmes de culture pourrait se traduire par une amélioration ou une détérioration de la qualité nitrique des eaux de drainage (Ackerer et al., 1990[1]; Machet et Mary, 1990[30]; Ramon et Benoît, 1998; Sebillotte et Meynard, 1990[49]). Ce qui montre que c'est au niveau des systèmes de culture que doit se raisonner la relation entre pratiques agricoles et qualité nitrique des eaux souterraines et que doivent être élaborées des solutions efficaces pour préserver cette ressource.

Occupation du sol et successions culturales : Dans le périmètre irrigué du Tadla, la céréaliculture prédomine dans la totalité du périmètre (43,5 %). La betterave, la luzerne et les cultures maraîchères occupent la même place après la céréaliculture (12 à 13 %). Les légumineuses sont peu représentées. La rotation blé - betterave est dominante. Les cultures maraîchères sont souvent installées après cultures maraîchères ou céréales et la luzerne après luzerne ou céréales.

Fertilisation azotée minérale et organique : Les doses d'engrais azotés appliquées par les agriculteurs sont très variables (Tableau 2). En moyenne, elles dépassent les doses recommandées qui varient entre 120 et 220 kg N/ha. Les doses maximales enregistrées sont aux alentours de 500 kg N/ha. Pour la luzerne, 73 % des agriculteurs du réseau de suivi apportent des doses d'azote pouvant atteindre 460 kg N/ha, alors que la fixation symbiotique d'azote atmosphérique par les bactéries du genre rhizobium permet à cette culture de mobiliser une quantité appréciable d'azote pouvant atteindre 500 kg N/ha (Hilali, communication personnelle).

La fertilisation azotée minérale des cultures, telle qu'elle est pratiquée par les agriculteurs de cette région, peut donc générer un risque de pollution de la nappe par les nitrates. Ce risque est aggravé, pour les cultures maraîchères, par l'application régulière du fumier à des doses pouvant atteindre 80 T/ha. Cet apport est généralement non considéré par les agriculteurs comme un apport azoté, alors qu'il fournit au sol, pendant plusieurs années, d'importantes quantités d'azote minéral (arrière-effets) surtout pendant le printemps et l'été. Ce problème ne se pose pas avec acuité pour les grandes cultures qui ne reçoivent l'apport du fumier que très rarement.

Gestion des résidus de récolte : Une partie des résidus de récolte qui retourne au sol apporte des quantités supplémentaires d'azote minéral (Tableau 3). Mais, ces quantités d'azote, qui varient entre 1,64 et 35 kg N/ha, suivant les cultures, restent faibles, voire négligeables, par rapport aux autres sources d'azote, en raison de l'exportation hors parcelle d'une grande partie des résidus. Par ailleurs, l'enfouissement d'une partie des résidus de récolte à C/N élevé (telles que les pailles des céréales) permet de diminuer le stock en N minéral du sol, grâce à l'immobilisation microbienne, et réduit ainsi le risque de lixiviation des nitrates vers la nappe en début de campagne agricole.

L'irrigation : La deuxième cause directe de la pollution nitrique des ressources en eau souterraine est l'irrigation. En effet, la technique d'irrigation gravitaire couplée aux doses d'eau excessives pratiquées par les agriculteurs peut entraîner des drainages importants et par conséquent un risque potentiel de pollution. Ce risque est variable suivant l'année climatique et les disponibilités en eau. Il est fortement atténué en années sèches en raison des restrictions des doses d'eau d'irrigation imposées par l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla. L'irrigation permet également de maintenir des conditions d'humidité du sol favorables à la minéralisation de la matière organique du sol, du fumier et des résidus qui explique en partie les libérations importantes d'azote minéral dans le sol observées pendant les saisons de croissance des cultures, après chaque apport d'eau d'irrigation. Mais, l'irrigation peut aussi favoriser les pertes d'azote

TAB. 2 – Doses d'azote apportées par les agriculteurs pour les principales cultures et leur comparaison aux normes recommandées

Culture	Doses recommandées kg/ha	Doses apportées (kg N/ha)			% des agriculteurs	
		minimale	maximale	moyenne	CV%	dépassant les doses recommandées
Betterave	220	187	1075	385	48	93
Blé	120	0	410	150	70	64
Maïs	120	0	300	135	83	42
Luzerne	10	0	460	106	102	73
Niora	250	200	500	280	27	62
Oignon	160	80	510	198	66	54
Haricot	50-60	17	193	103	54	91
Fève	25-50	0	184	41	15	38
Olivier	0,8-1 (kg/arbre)	0 (kg/arbre)	2,38 (kg/arbre)	1,14 (kg/arbre)	104	67
Agrumes	230	84	657	391	65	75

TAB. 3 – Teneurs et quantités d'azote et de carbone présents dans les résidus de récolte.

Cultures	Nombre de placettes(*)	MS Kg/ha	N %	C %	C/N	N Kg/ha	C Kg/ha
Céréales	6	690(160)	0,46(0,13)	38,5(3,2)	91,2(30,4)	3,00(0,31)	270(86)
Luzerne	6	127(33)	1,24(0,28)	35,3(3,1)	29,7(7,3)	1,64(0,77)	45(11)
Betterave	6	2022(479)	1,71(0,30)	26,2(2,0)	15,7(3,0)	35,2(12,8)	526(103)
Maraîchage	6	838(258)	1,11(0,15)	24,1(1,6)	22,2(4,0)	9,44(3,48)	202(64)

(*) : Pour chaque précédent cultural, les prélèvements des résidus de récolte ont été effectués dans trois parcelles différentes à raison de 2 placettes de 1 m² chacune par parcelle. MS : Matière sèche.

par dénitrification. A part cet effet qui permet de diminuer le stock en nitrates du sol, les deux effets de l'irrigation : le drainage et la minéralisation de la matière organique native du sol, jouent dans le même sens, le premier comme un facteur moteur et le deuxième aggravateur de la pollution nitrique des ressources en eau souterraine.

Autres pratiques agricoles : D'autres pratiques agricoles adoptées par les agriculteurs du Tadla, notamment le travail du sol, les dates et les densités de semis et la gestion de l'interculture peuvent également accentuer ou limiter le processus de pollution. Les résultats obtenus ont, en effet, montré que le travail du sol avant semis des cultures permet de diminuer l'importance des écoulements préférentiels de l'eau à travers les fissures et la macroporosité du sol. Il jouerait également sur la quantité d'azote minéral du sol en favorisant la minéralisation. Les semis précoces, denses et sans apport d'azote et l'insertion de cultures intermédiaires (dérobées) dans les systèmes de culture, pratiqués par certains agriculteurs, sont de bons pièges à nitrates permettant d'atténuer le risque de pollution. En outre, les pratiques agricoles accentuant ce risque sont également fréquentes dans le périmètre (semis tardifs, apport d'azote au semis, sol nu pendant l'été, etc.).

Impact des systèmes de culture sur le risque de pollution de la nappe par les nitrates : Pour évaluer le risque de pollution des eaux souterraines par l'ion nitrate généré par les systèmes de culture, plusieurs indicateurs peuvent être utilisés (Martin et Meynard, 1997[31]) :

- l'azote potentiellement lixiviable déterminé par la méthode du bilan de masse ;
- l'azote minéral résiduel ;
- la teneur en azote nitrique de l'eau de drainage ;
- et la quantité d'eau infiltré.

Azote potentiellement lixiviable La surfertilisation azotée des cultures appliquée par les agriculteurs de la région s'est traduite par un bilan azoté fortement excédentaire pour la betterave, le blé et les cultures maraîchères qui varie en fonction du précédent cultural (Tableau 4). Le même résultat serait également obtenu pour la luzerne si la fixation symbiotique est prise en compte dans le bilan. La valeur maximale d'azote potentiellement lixiviable a été observée pour le blé après un précédent culture maraîchère, soit 600 kg N/ha, suivi d'une culture maraîchère après culture maraîchère.

Dans le cas de la luzerne, l'azote fixé par les bactéries du genre rhizobium, pouvant atteindre 500 kg N/ha, n'est pas pris en compte dans le bilan, ceci explique le bilan azoté déficitaire pour cette culture.

Azote minéral résiduel La surfertilisation azotée des cultures a été également à l'origine de reliquats importants d'azote minéral restant dans le profil du sol après récolte des cultures (NMR). Ce stock d'azote a été évalué, en moyenne, pour la couche 0-100 cm à : 430 ; 247 ; 235 ; 208 et 162 kg N/ha respectivement pour les précédents culturaux : maraîchage, betterave à sucre, jachère, céréales et luzerne (Tableau 5) (Berdai et al, 2002[7]). Une grande variabilité du NMR a été notée. Elle est essentiellement liée à l'hétérogénéité des pratiques culturales adoptées par les agriculteurs de la région et à la variabilité des rendements obtenus.

Le NMR est généralement le résultat d'une fertilisation non raisonnée. Il constitue, dans le cas où le sol resterait nu jusqu'à la période pluviale, non seulement une perte économique pour l'agriculteur mais également une source importante des nitrates pouvant être exposées, en début de campagne agricole, au phénomène de lixiviation (Neeteson, 1994[34]). Ce risque est d'autant plus grave que les pluies automnales sont importantes et qu'elles surgissent très tôt dans le cycle alors que les besoins en azote des cultures nouvellement installées sont encore faibles. L'irrigation non maîtrisée concourt également à l'entraînement des nitrates en profondeur. Les besoins en eau supplémentaires pour le lessivage des sels constituent un facteur amplifiant le risque de

TAB. 4 – Bilan de masse de l'azote minéral par culture pour la couche 0-60 cm du sol

Culture	Précédent cultural	NPL kg N/ha
Betterave	Céréales	338
	Céréales	325
Céréales	Betterave	431
	Maraîchage	600
	Jachère	239
	Luzerne	505
	Céréales	-200
Luzerne	Maraîchage	75
	Betterave	-94
	Luzerne	-20
	Jachère	-286
Maraîchage	Betterave	356
	Céréales	250
	Maraîchage	524
	Luzerne	430

NPL = Azote potentiellement lixiviable; NPL = Entrées N - Sorties N

Entrées N = NI + NIR + NEG + NF + NM; Sorties N = NEXP + NVOL + NDE + NMR + NPL

NI = Azote minéral initial dans le sol (mesuré)

NIR = Azote minéral apporté par l'eau d'irrigation (mesuré)

NEG = Azote minéral de l'engrais (données moyennes, enquête)

NF = Azote minéral du fumier (données moyennes, enquête, Taux de minéralisation annuel de 50 %)

NM = Azote minéralisable (indice de minéralisation anaérobie NWB, mesuré)

NEXP = Azote exporté par les cultures (estimé sur la base des rendements moyens)

NVOL = Azote volatilisé

NDEN = Azote dénitrifié; NVOL et NDEN sont estimés à 20 % de (NM + NEG + NF)

NMR = Azote minéral résiduel à la récolte (mesuré)

lixiviation.

La pratique des cultures dérobées sans apport d'azote permet de valoriser ces reliquats d'azote et atténuer le risque de pollution de la nappe par les nitrates à la reprise des phénomènes de percolation.

TAB. 5 – Stock d'azote minéral résiduel dans la couche 0-100 cm du sol en fonction du précédent cultural (*)

Précédent cultural	$N - NH_4^+$ Kg N/ha	$N - NO_3^-$ Kg N/ha	N minéral Kg N/ha
Céréales	113 (42,4)	95 (25,5)	208 (51,0)
Luzerne	78 (18,7)	84 (30,4)	162 (53,9)
Betterave	155 (55,8)	92 (32,6)	247 (84,9)
Jachère	125 (39,0)	110 (45,2)	235 (67,9)
Maraîchage	233 (36,7)	197 (115)	430 (128)

(*) : L'évaluation du NMR a été réalisée sur 5 parcelles par précédent cultural, choisies au hasard à l'intérieur du réseau de suivi de la qualité des sols du périmètre irrigué du Tadla, soit 25 parcelles au total. Pour chaque parcelle, la méthode d'échantillonnage est celle de l'échantillon composite unique constitué à partir de 8 prélèvements pour chacune des couches du sol suivantes : 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm.

Concentration en nitrates de l'eau drainée

Ce critère est important pour juger et interpréter les pertes d'azote par lixiviation pour un système de culture donné. En effet, du fait de la réalimentation progressive des ressources en eau souterraine par les eaux infiltrées, la teneur en nitrates de l'eau dans l'aquifère s'ajustera plus ou moins rapidement sur la teneur moyenne en nitrates de l'eau de drainage. Et donc, pour maîtriser la pollution, il faut que la concentration en nitrates de l'eau, qui réalimente la nappe, soit inférieure à 50 mg NO_3^- /l. C'est un objectif à atteindre à l'échelle du périmètre irrigué, mais aussi sur l'ensemble des rotations culturales. Dans la région du Tadla, cet objectif est loin d'être vérifié puisque la teneur en nitrates des eaux de drainage a atteint, par exemple pour la betterave 152 mg NO_3^- /l et a varié pour une culture maraîchère entre 118 et 374 mg NO_3^- /l, les deux cultures étant conduites selon les itinéraires techniques recommandés (Figure 2).

Ces données mesurées montrent l'ampleur des progrès qui restent à faire pour une conduite raisonnée de la fertilisation azotée des cultures et pour une maîtrise de la teneur en nitrates des eaux de drainage.

Lame d'eau infiltrée : si on adopte l'approche comparative des systèmes de culture vis à vis du risque de pollution nitrique des eaux souterraines en utilisant comme référence le terme "lame d'eau infiltrée", on peut s'apercevoir que des pertes substantielles en eau se produisent par drainage. Ces pertes sont estimées pour l'année climatique 1998-1999, en adoptant un programme d'irrigation raisonné à 178 mm, 228 mm et 336 mm respectivement pour le blé, la betterave et une culture maraîchère. Elles représentent entre 30 % et 38 % des apports d'eau par irrigation et pluie (Figure 3) et seraient encore plus importantes en cas d'irrigation exagérée.

Le facteur "lame d'eau infiltrée", au même titre que les indicateurs de pollution précédents, montre que les cultures maraîchères génèrent un risque de pollution plus grand comparativement aux cultures d'hiver blé et betterave. Ce risque, lié aux apports élevés en eau et en azote pour ces cultures et aux conditions écologiques optimales pour la fourniture naturelle d'azote minéral par le sol qui règnent pendant l'été, explique :

- les pics de la teneur en nitrates des eaux souterraines enregistrés au mois d'octobre, juste après la saison estivale ;
- et le caractère généralisé de la pollution du mois d'octobre en faveur d'une pollution diffuse et non ponctuelle.

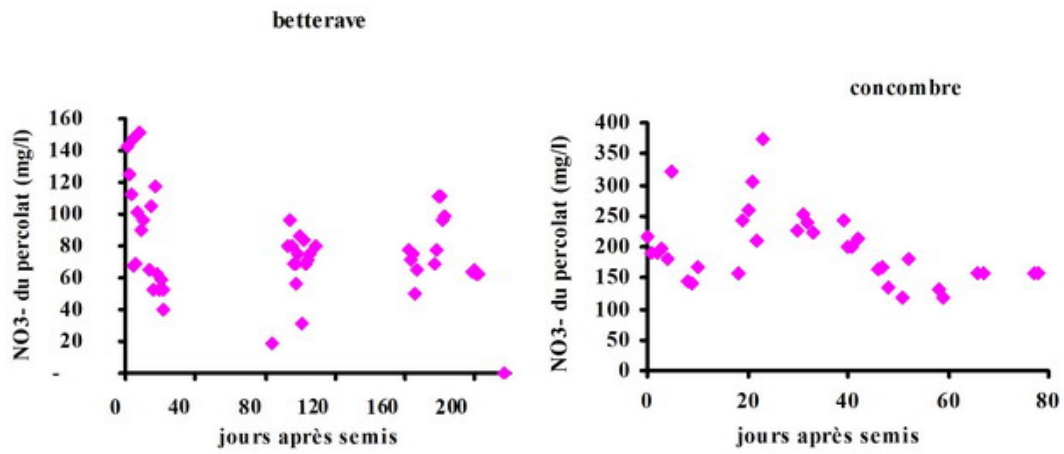


FIG. 2 – Concentrations en nitrates du percolat lysimétrique au cours des cycles culturaux

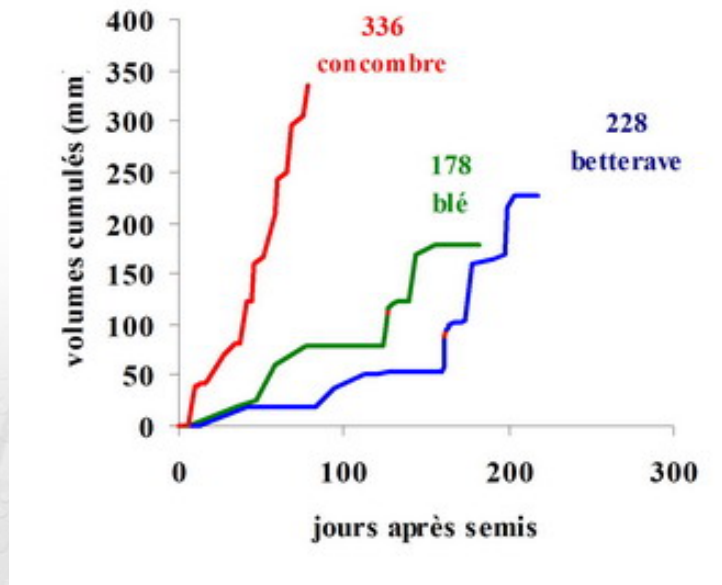


FIG. 3 – drainage cumulé estimé dans les parcelles expérimentales

Ce risque de pollution, élevé pour les cultures maraîchères, confirme aussi l'hypothèse de recharge de la nappe du Tadla essentiellement par les précipitations et les eaux d'irrigation se faisant sur toute l'année mais avec des maxima pendant la période de forte demande en eau des cultures (avril-juillet) qui coïncide avec le cycle des cultures maraîchères.

En conclusion, les systèmes de culture dominants dans le périmètre irrigué du Tadla sont des systèmes à risques vis à vis de la pollution nitrique des ressources en eau souterraine. Ils nécessitent d'être révisés pour tendre vers des systèmes durables, économiquement viables et écologiquement sains. L'évolution d'une année à l'autre des flux des nitrates associés à cette pollution en fonction des cultures et des régimes climatiques impose une meilleure gestion de l'aléa climatique par les agriculteurs (doses d'engrais en fonction du niveau de rendement permis, moment d'apport d'azote, irrigation...).

4.2.2 Processus biochimiques

Ces processus sont responsables du mouvement de l'eau et du transfert et des transformations de l'azote dans la couche du sol non saturée.

Régime hydrique du sol Les sols du Tadla présentent des teneurs importantes en argile. La dynamique de l'eau dans ce type de sol est influencée par la nature du système poreux du sol caractérisé par sa double porosité (Berdai et al., accepté b[10]). Les macropores, fréquemment développés dans l'horizon de surface, en partie par l'activité biologique et en partie par la fissuration du sol au cours de son dessèchement, peuvent avoir un impact sur le flux de l'eau et des solutés à travers le profil du sol. En effet, bien que les macropores ne représentent qu'une petite fraction de la porosité totale des sols argileux et n'ont qu'une faible surface (Kutilek et Nielsen, 1994[25]), ils peuvent constituer une voie majeure de perte d'eau à cause de la relation de puissance qui existe entre le mouvement laminaire d'eau dans le pore et son diamètre (loi de Poiseuille) (Armstrong et al., 1995[4]).

Ce mouvement préférentiel de l'eau a été mis en évidence après les apports d'eau gravitaire pendant les cycles culturaux du blé, de la betterave et du concombre. Il n'a, cependant, pas eu lieu après semis et pendant les périodes de pluies et ce en raison d'une part des travaux de sol réalisés avant semis des cultures qui diminuent l'importance des macropores et d'autre part des pluies de faible intensité qui explorent la matrice du sol en priorité. De même, un drainage modéré a été noté après irrigation alors que le système des micropores n'est que partiellement rempli. Ces mêmes phénomènes ont été observés par Jemison et al. (1994[23]) pour un sol structuré à texture fine en Pensylvanie.

Les sols du Tadla sont également caractérisés par une porosité variable en fonction de l'humidité du sol dans la mesure où ces sols se rétrécissent après dessiccation et gonflent après humectation. Cette capacité des sols à gonfler, qui se traduit par une augmentation du volume du sol lorsque sa teneur en eau augmente, a eu des implications sur la dynamique de l'eau dans le sol et sur le régime du drainage. En effet, elle a permis au sol d'avoir une capacité de rétention plus importante et donc un potentiel de drainage plus faible.

Ces mécanismes, actuellement bien connus dans les sols argileux gonflants, ont été largement décrits par Armstrong et al. (1995[4]). En effet, l'eau appliquée au sol par une pluie de faible intensité rencontre soit un agrégat soit un macropore. A la surface du sol, la proportion de macropores est faible et presque aucun macropore ne s'étend de la surface du sol jusqu'à la profondeur du profil. Il en résulte que la pluie explore en premier l'espace des micropores s'il n'est pas saturé et s'infiltre à travers cette matrice. Et même si les agrégats argileux deviennent saturés, ils continuent à absorber des quantités d'eau additionnelles en gonflant. Par ailleurs, lorsque l'eau est appliquée à la surface du sol à une grande vitesse ou en forte dose (pluie intense ou irrigation gravitaire) dépassant la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol, l'eau peut

se déplacer vers le bas du profil à travers la macroporosité avant que le profil du sol ne soit entièrement saturé. En revanche, dans les conditions du champ et à moins que le système des macropores ne soit bien développé, ce mécanisme ne peut pas se poursuivre indéfiniment. En effet, les macropores, en général, diminuent de taille en profondeur et ne sont pas soumis à un drainage libre. Ils se remplissent alors d'eau, ce qui conduit inévitablement à l'obturation des macropores à la surface du sol par le mouvement des particules et par le gonflement des argiles.

Pendant l'année d'expérimentation (1998-1999) qui était une année sèche (la pluviométrie annuelle était de 197 mm alors que la moyenne annuelle est de l'ordre de 393 mm), les pluies n'ont pas provoqué de drainage important. Néanmoins, les doses d'irrigation apportées gravitairement pour les trois cycles culturaux ont induit des pertes substantielles en eau par drainage, ce qui constitue une menace sérieuse pour les ressources hydriques devenues de plus en plus rares et un risque potentiel de pollution de la nappe par les nitrates, d'autant plus que les concentrations mesurées en nitrates de la solution du sol sont importantes.

Dynamique saisonnière de N minéral dans le sol

Au cours des cycles culturaux Au cours de la saison de croissance du blé, de la betterave et du concombre (Figure 4), des teneurs appréciables de N minéral ont été enregistrées dans la couche 0-100 cm du sol (Berdai et al., accepté [?]). Ces quantités proviennent soit de la fertilisation azotée appliquée aux cultures soit de la fourniture naturelle du sol. Cette libération par le sol de N minéral, importante essentiellement pendant le printemps et l'été, s'est traduite par des variations rapides de N minéral dans le sol. Elle a été attribuée d'une part à la minéralisation de la matière organique native du sol devenue intense en raison des conditions optimales de température et d'humidité qui règnent pendant cette période et d'autre part à la libération d'une partie de N-NH_4^+ fixé dans l'espace inter-feuillets des argiles en réponse à la nitrification et aux prélèvements d'azote et de potassium par les cultures. Les apports en surface des engrais azotés, sous forme d'ammonium, ont été accompagnés de pertes d'azote dans la couche superficielle du sol (0-20 cm). La volatilisation de l'ammonium (due au pH basique du sol), la fixation de N-NH_4^+ par les minéraux argileux et la dénitrification après transformation de l'ion NH_4^+ en nitrates seraient responsables de ces pertes.

Les quantités élevées de N minéral dans le sol au cours des saisons de croissance des cultures permettent de couvrir les besoins des cultures en cet élément. Elles constituent, certes, un risque potentiel de pollution de la nappe par les nitrates. A côté de cet impact environnemental, l'excès d'azote pourrait également être responsable, sur le plan agronomique, d'un déséquilibre ou de pertes dans les rendements des cultures (verse des céréales, diminution de la teneur de la betterave en sucre extractible).

Sous l'effet des conditions écologiques (température et humidité du sol essentiellement), l'azote minéral résiduel (NMR) évalué à la récolte pour différentes cultures varient pendant la saison estivale et après l'arrivée des premières pluies automnales (Berdai et al., 2002[7]).

En effet, dans le cas où le sol resterait nu pendant la phase d'interculture, les quantités d'azote déterminées à la récolte des cultures évoluent pendant l'été grâce au processus d'ammonification qui se produit en dépit des faibles humidités donnant lieu à une libération importante de N-NH_4^+ dans le sol (Figure 5). Cette accumulation de N minéral peut être amplifiée par le phénomène de remontée capillaire susceptible de véhiculer les nitrates vers les couches superficielles du sol.

Après pluie, la reprise de la minéralisation a permis de multiplier le stock en NMR par un facteur variant de 1,5 à 3,6 suivant les précédents culturaux. En effet, entre la fin de l'été et l'arrivée des premières pluies automnales, l'augmentation de N minéral dans la couche 0-100 cm du sol a été évaluée à 276 ; 202 ; 175 et 67 kg N/ha respectivement pour les précédents luzerne, cultures maraîchères, betterave à sucre et jachère. Elle serait due au "flush effect"

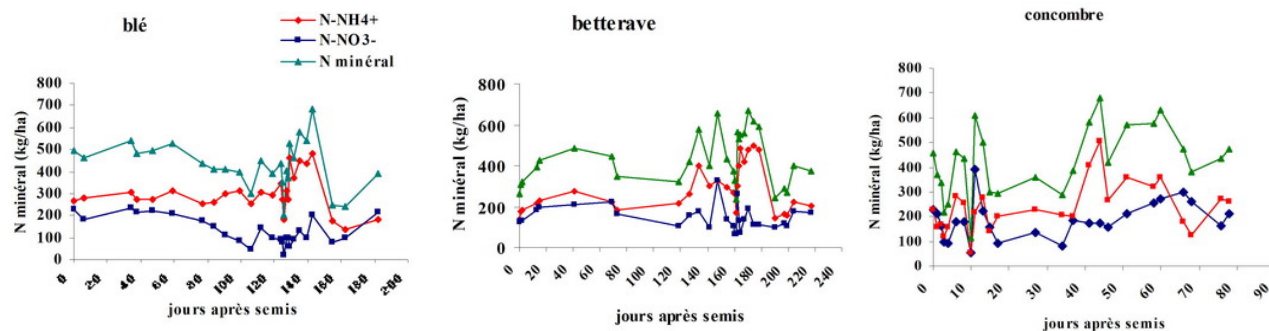


FIG. 4 – Evolution de N minéral dans la couche 0-100 cm du sol au cours de différents cycles culturaux Pendant l'interculture

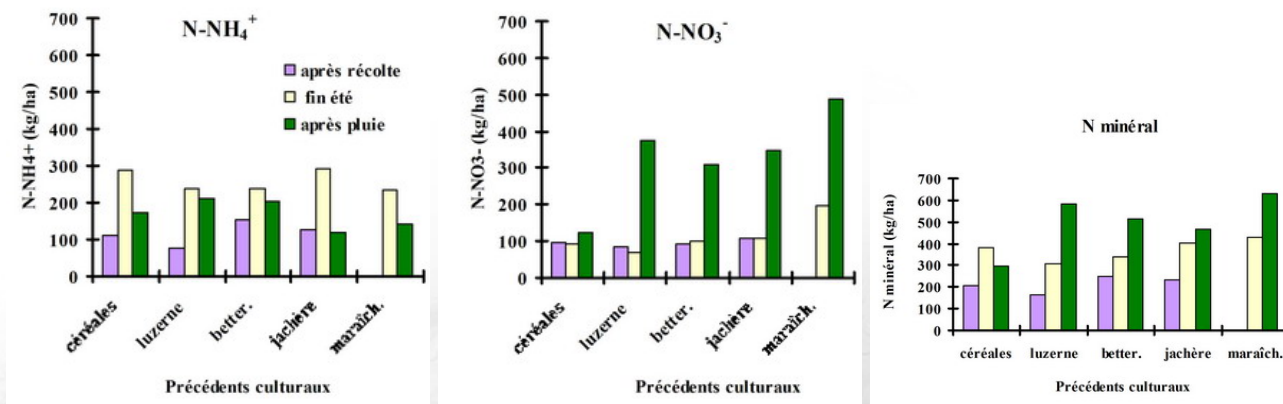


FIG. 5 – Evolution moyenne au cours de l'été de l'azote minéral dans la couche 0-100 cm du sol pour différents précédents culturaux (L'évaluation du NMR et le suivi de son évolution pendant la phase d'interculture ont été réalisés sur 5 parcelles par précédent cultural, choisies au hasard à l'intérieur du réseau de suivi de la qualité des sols du périmètre irrigué du Tadla soit 25 parcelles au total. . Pour chaque parcelle, la méthode d'échantillonnage est celle de l'échantillon composite unique constitué à partir de 8 prélèvements. Les prélèvements ont intéressé les couches 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm du sol.).

assez caractéristique des climats méditerranéens (Souli et Chiang, 1989[50]). Ce "flush effect" survient dès le rétablissement des conditions favorables d'humidité du sol après une période de dessiccation. Il est comparable au flush observé dans les pays tempérés après le froid hivernal (Deluca et al., 1992[17]). Il concerne aussi bien la biomasse du sol que d'autres fractions de la matière organique facilement minéralisable du sol, du fait que la libération d'azote minéral survenue après réhumectation du sol n'a pas eu lieu uniquement dans la couche de surface où la dessiccation estivale est la plus poussée mais également dans les couches profondes.

Une diminution de N minéral, de 80 kg N/ha dans la couche 0-100 cm du sol par rapport au stock obtenu à la fin de l'été, a été par contre observée pour le précédent céréale en raison du phénomène d'immobilisation liée à la minéralisation des résidus de récolte à C/N élevé. La décomposition de ces résidus permet, en effet à court terme, de réduire la disponibilité en azote dans le sol (Decau et al., 1993[15]; Pilbeam et al., 1998[38]), d'où l'importance de cette pratique qui permet de diminuer le flux des nitrates vers la nappe lorsque de fortes pluies surgissent en début d'automne alors que les parcelles sont encore nues. Mais, encore faut-il que la reprise des phénomènes de transfert des nitrates coïncident avec l'immobilisation maximale d'azote (Lacroix, 1995[26]).

Le risque de lixiviation des nitrates en début d'automne, lié au NMR et à son évolution pendant la période d'interculture est maximal pour le précédent "cultures maraîchères" et minimal pour le précédent "céréales" en raison de la réorganisation microbienne de l'azote. En effet, les quantités d'azote minéral, dans la couche 0-100 cm du sol, ont été évaluées, en moyenne, après les premières pluies automnales, à 631; 586; 515; 467 et 299 kg N/ha respectivement pour les cultures maraîchères, la luzerne, la betterave, la jachère et les céréales. Deux facteurs peuvent aggraver ce risque : des pluies automnales intenses et une asynchronisation entre le N flush et l'installation des cultures. Les semis précoces, denses et sans apport d'azote constituent, à cet effet, un moyen efficace de contrôle de la pollution puisqu'ils permettent la valorisation par les plantes des quantités importantes d'azote minéral se trouvant dans le sol pendant cette période. Ils permettent aussi une colonisation plus rapide du sol par les racines qui piègent les nitrates du sol.

Les quantités d'azote, évaluées dans le sol en début d'automne pour différents précédents culturaux, peuvent être utilisées pour raisonner la formule et le fractionnement de la fertilisation azotée pour les cultures suivantes.

Ammonium non échangeable L'ammonium non échangeable (ou ammonium fixé) a toujours été négligé dans le raisonnement de la fertilisation azotée des cultures alors qu'il constitue, dans les sols argileux structurés une composante significative du cycle d'azote (Mengel et Scherer, 1981[33]; Scherer et Weimar, 1993[45]). En effet, les argiles de type 2 :1 peuvent contenir, dans leur espace inter-feuillets, des quantités appréciables d'ammonium (NH_4^+) (Scherer, 1982[?]). Cette forme d'azote, fixée sélectivement dans les positions interfoliaires des minéraux argileux, est susceptible d'être libérée, en partie, au cours de la saison de croissance et contribuer à la nutrition des cultures (Scherer et Ahrens, 1996[43]). Les entrées de NH_4^+ (fertilisation, ammonification) induisent une fixation d'ammonium (Scherer et Weimar, 1994[46]; Zhang et Scherer, 2000[56]). En revanche, les sorties de NH_4^+ (nitrification, assimilation microbienne, prélèvements par la plante) génèrent une libération d'ammonium non échangeable (Green et al., 1994[20]; Scherer et Schneiders, 1995[47]; Scherer et Weimar, 1994[46]; Zhang et Scherer, 2000[56]). Tout se passe comme si l'ammonium non échangeable était continuellement en équilibre avec l'ammonium soluble et échangeable (Kowalenko et Cameron, 1976[24]; Thompson et Blackmer, 1993[51]). En effet, la diffusion de l'ion NH_4^+ en dehors de l'espace inter-feuillets des argiles ne peut se produire que lorsque la concentration de NH_4^+ dans la solution du sol devient inférieure à un certain niveau (Scherer et Zhang, 1999[48]). Néanmoins, la capacité de fixation et de libération d'ammonium peut être fortement altérée par la quantité de potassium présente dans le sol sous

forme échangeable étant donné que l'ion NH_4^+ et l'ion K^+ sont en compétition vis-à-vis des mêmes sites des minéraux argileux (Scherer, 1982[41], 1986[42]).

Vu leur teneur importante en argile et à la nature minéralogique des argiles, les sols du Tadla présentent une teneur appréciable en N-NH_4^+ non échangeable, pouvant atteindre 212 mg N-NH_4^+ /kg. C'est la teneur en argile du sol qui détermine l'ampleur de NH_4^+ non échangeable dans le sol (Figure 6).

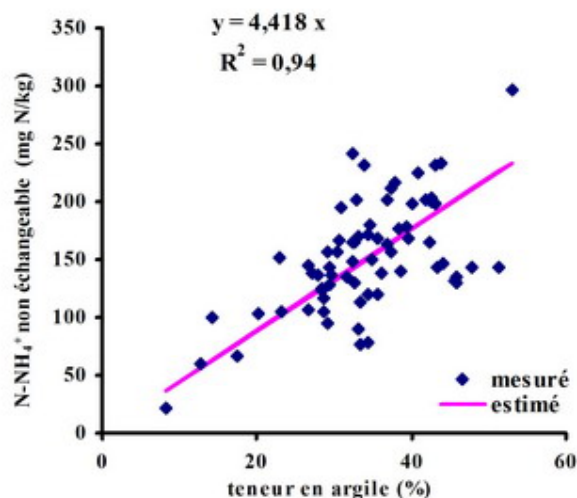


FIG. 6 – Relation entre N-NH_4^+ fixé et la teneur en argile des sols du Tadla

La teneur des sols du Tadla en N-NH_4^+ non échangeable est sujette à des variations considérables au cours et après les différents cycles culturaux (Tableau 6). Les quantités d'azote maximales, fixées ou libérées, enregistrées dans la couche 0-100 cm sont respectivement de 88 mg N/kg et 58 mg N/kg. La fixation de N-NH_4^+ se produit, en général, suite à l'apport d'engrais ammoniacaux et à la minéralisation de la matière organique native du sol (Scherer et Mengel, 1986[44]). Par contre, la mobilisation de N-NH_4^+ non échangeable dans l'interface sol-racine serait due d'une part aux micro-organismes hétérotrophes et nitrifiants qui ont une activité plus grande dans la rhizosphère (Bottner et al., 1988[11]) influençant l'équilibre entre NH_4^+ non échangeable et NH_4^+ dans la solution du sol (Nommik et Vathras, 1982[35]) et d'autre part à une forte densité des racines favorisant la diminution de la concentration de NH_4^+ et de K^+ dans la solution du sol (Scherer et Ahrens, 1996).

Dans certains cas, le N-NH_4^+ non échangeable n'a pas été sollicité, soit à cause d'absence de plantes (Figure 7, site 18, profil de N-NH_4^+ non échangeable du sol stabilisé après récolte d'oignon réalisée en mars) ou en raison d'une fertilisation azotée excessive apportée par l'agriculteur montrant ainsi que lorsque l'azote est apporté en quantités élevées, il est directement disponible pour les cultures et épargne la libération de N-NH_4^+ non échangeable. Cependant, l'ammonium non échangeable peut être fortement sollicité par une culture dérobée non fertilisée (Tableau 6, site 19).

Par ailleurs, aucune tendance d'évolution claire et bien définie n'a été mise en évidence montrant que ce mécanisme est très complexe. Mais, au niveau de la même parcelle, une alternance fixation – libération de N-NH_4^+ non échangeable dans le sol a été généralement notée (Figure 7, site 2, site 12, site 16, site 8). Cette alternance, qui répondrait aux différents processus de rentrée et de sortie de N-NH_4^+ dans le sol et qui dépendrait de la dynamique de K^+ dans le sol, serait probablement aussi pilotée par l'alternance humectation – dessiccation, fréquentes en zones méditerranéennes

TAB. 6 – Quantités de $N - NH_4^+$ non échangeable libérées ou fixées durant la période de suivi pour les différentes parcelles investiguées.

Culture et N° site	Type de sol	Texture	Apport d'azote kg N/ha	N-NH ₄ ⁺ non échangeable mg N/kg fév	N-NH ₄ ⁺ échangeable mg N/kg		
					Fév-avril	Avril-juin	Juin-sept
blé							
1	Isohumique	LA	200	182	-36,09	-17,77	2,80
2	Isohumique	AL	115	156	4,27	-16,99	-21,00
3	Isohumique	LAF	190	157	11,95	-41,50	-11,00
4	Isohumique	AL	160	169	-23,25	14,83	-39,82
5	calcimagnésique	LA	180	190	-25,31	-8,13	5,33
betterave							
6	Calcimagnésique	LA	325	146	1,17	14,83	-16,94
7	Isohumique	LAS	160	127	-0,51	-35,37	26,61
8	Isohumique	A	280	160	0,00	56,82	-53,99
9	Isohumique	LA	230	115	49,96	-50,08	0,12
10	Isohumique	A	140	165	7,63	51,20	-49,27
luzerne							
11	Calcimagnésique	LA	77 *	111	30,67	-2,93	-16,64
12	Isohumique	AL	0	172	-11,11	31,38	-75,52
13	Calcimagnésique	LAS	140	109	0,40	-4,69	-21,62
14	Calcimagnésique	LA	250	148	-3,45	-7,65	13,31
15	Isohumique	LA	210	176	-20,59	44,37	-64,59
Maraîchage							
16	Isohumique	LA	140	115	32,29	58,28	-87,75
17	Isohumique	A	170	176	-28,63	41,38	-52,36
18	Isohumique	LAS	335	121	-22,74	-2,06	5,82
19	Isohumique	A	320**	160	5,58	-26,23	-39,58
20	Isohumique	A	200	162	-12,92	15,37	-67,38

* : Apports d'azote annuels pour la luzerne

** : oignon suivi au mois de mai de fourrage non fertilisé

LA=limono-argileuse ; AL=argilo-limoneuse ; A=argileuse ; ALS=argilo-limono-sableuse ; ALF=argilo-limoneuse fine.

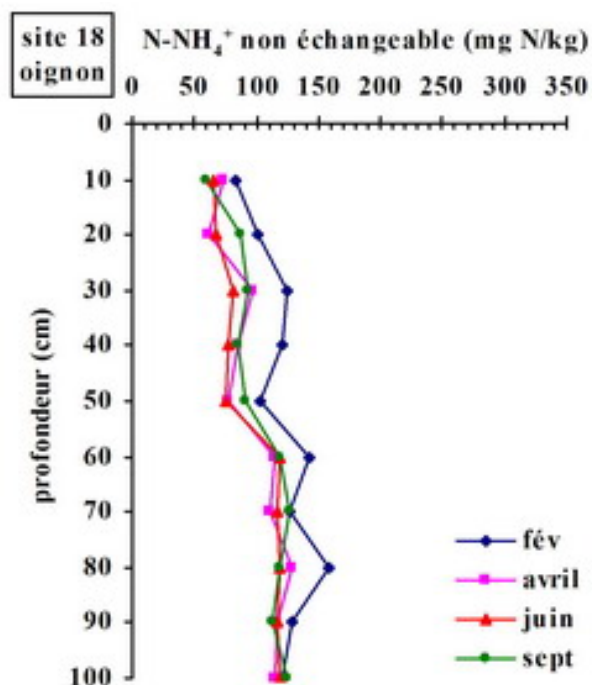


FIG. 7 – Evolution des profils de $N - NH_4^+$ non échangeable du sol dans les parcelles de suivi.

irriguées au cours des saisons de croissance des cultures, et par la variation saisonnière de N minéral dans le sol. L'effet des changements de température et d'humidité du sol a déjà été mis en évidence sur la fixation et la libération de K^+ par les minéraux argileux (Badraoui, 1988[5]). De même, la dessiccation du sol, induisant une ammonification de la matière organique du sol, favorise la fixation de NH_4^+ si la nitrification est ralentie et favorise la libération de NH_4^+ non échangeable si la nitrification accompagne l'ammonification (Zhang et Scherer, 1999[55]).

Le processus de fixation – libération d'ammonium, important dans les sols du Tadla, a des implications économiques, agronomiques et environnementales intéressantes, puisque l'azote ainsi retenu n'est pas lixiviable, mais reste cependant accessible à la végétation et à la microflore. Néanmoins, ce pool d'azote relativement labile, est jusqu'à présent, négligé dans les stratégies de gestion de l'azote pour la production agricole dans le Tadla. Il pourrait donc générer un risque potentiel de pollution de la nappe par l'ion nitrate dans cette région, d'autant plus que les quantités d'azote ammoniacal mises en jeu par ce processus peuvent atteindre des valeurs considérables.

Une meilleure connaissance du processus de libération et de fixation d'ammonium, pour les différents systèmes de culture pratiqués dans le Tadla en relation avec les conditions écologiques, devrait permettre de mieux prendre en compte les apports azotés qui lui sont propres lors de l'établissement de la fumure minérale. Dans ces études, l'utilisation du ^{15}N serait d'une grande utilité.

En conclusion, la vulnérabilité de la nappe du périmètre irrigué du Tadla à la pollution nitrique des eaux souterraines a été mise en évidence vis à vis i) de la plupart des facteurs intrinsèques du milieu physique analysés, ii) des systèmes de culture dominants dans la région et iii) des processus biogéochimiques qui sont responsables de la lixiviation des nitrates au-delà de la zone racinaire.

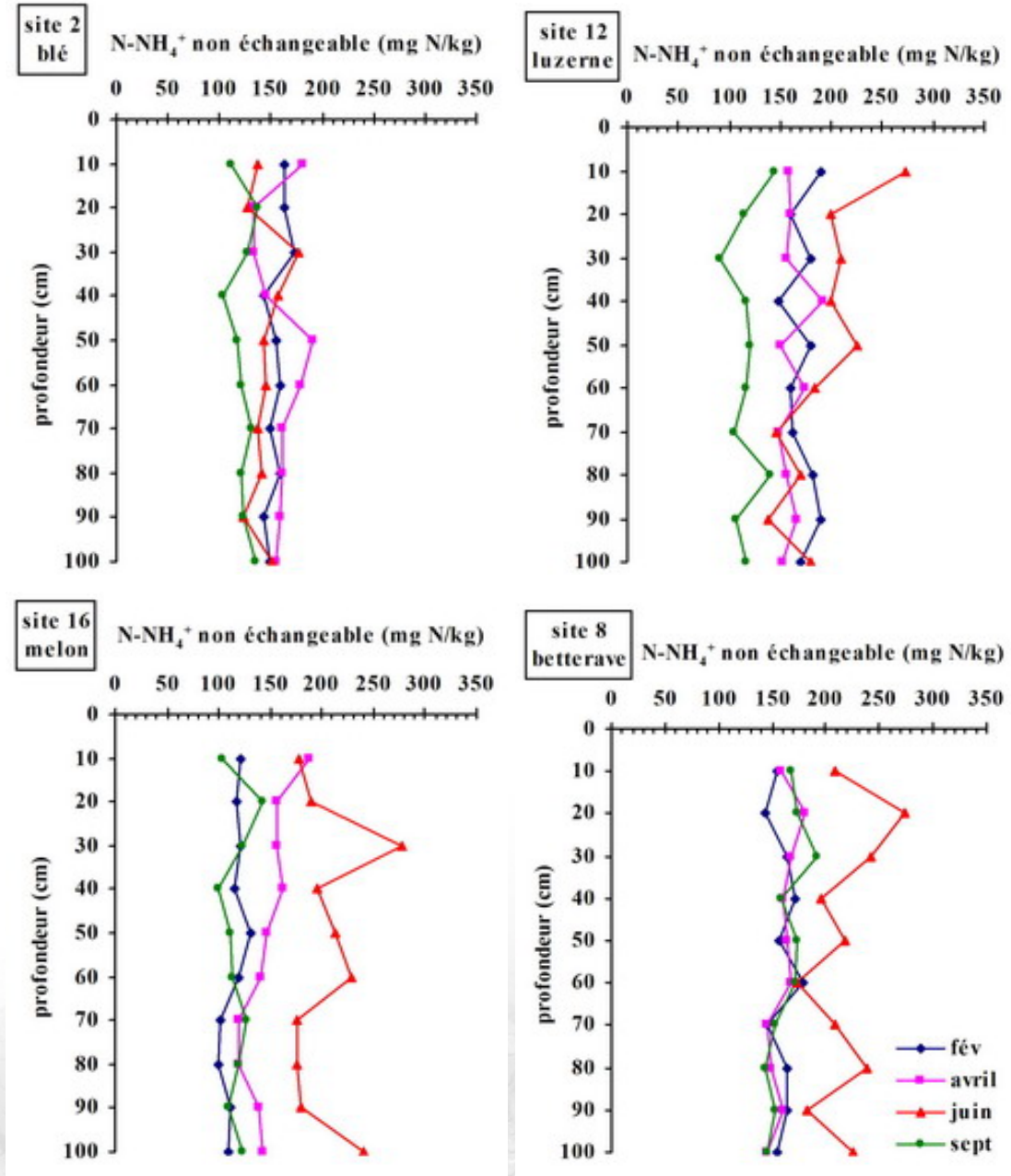


FIG. 8 – Evolution des profils de $N - NH_4^+$ non échangeable du sol dans les parcelles de suivi.

5 Evaluation du modèle LEACHM

En raison de la complexité du processus de pollution nitrique des eaux souterraines, d'une part, du coût élevé et de l'effort considérable nécessaires pour mener des expérimentations au plein champ, d'autre part, un modèle mathématique qui décrit les processus de transfert et de transformation d'azote dans la couche du sol non saturé et qui est validé dans une région donnée serait d'une grande utilité pour une gestion rationnelle et durable des systèmes de culture (Delgado et al., 1998[16]; Larocque et Banton, 1995[27]; Lengnick et Fox, 1994[28]).

C'est pourquoi, un modèle de type mécaniste déterministe (LEACHM) (Hutson et Wagenet, 1992[21]), qui décrit le régime hydrique (LEACHW) et la dynamique saisonnière d'azote dans le système eau-sol-plante-atmosphère (LEACHN), a été évalué en utilisant les résultats des expérimentations menées dans le cadre de cette étude (Berdai et al., accepté b[10] et c[?]).

Le modèle LEACHM est basé sur les paramètres de vitesse et utilise une représentation conceptuelle des mécanismes (équation de Richards pour les transferts transitoires de l'eau en conditions non saturées, l'équation de convection-dispersion pour le transfert des solutés, des cinétiques de premier ordre influencées par la température et l'humidité du sol pour les processus biochimiques du cycle d'azote et des isothermes de sorption linéaire pour l'adsorption sur la phase solide du sol). Il comprend aussi des équations empiriques qui donnent une estimation simplifiée de quelques composantes du bilan hydrique ou azoté tels que l'évapotranspiration, son partage en évaporation et transpiration et l'absorption de l'eau et de l'azote par les racines. LEACHM ne prend pas en compte la variabilité des paramètres et des processus inhérente au sol. A l'échelle de travail adoptée dans cette étude (la parcelle), l'approche déterministe pourrait être acceptable si les données mesurées reflètent correctement les valeurs moyennes des paramètres au sein de la parcelle. L'approche stochastique, qui offre une base quantitative pour une prédiction réaliste du comportement à grande échelle des milieux naturels, (Vauclin, 1990[53]) serait, en outre, plus justifiée si on adopte l'échelle régionale.

La comparaison des données mesurées et des données estimées, en utilisant l'analyse des résidus et la méthode graphique, a montré que le sous-modèle LEACHW présente généralement de bonnes performances de prédiction de l'humidité pondérale du sol (Figure 8), du drainage et des effets d'interactions eau-sol-plante-atmosphère. Ceci est lié d'une part à une détermination assez convenable des paramètres hydriques et physiques du sol et d'autre part à un ajustement adéquat par le modèle de la fonction de rétention de l'eau dans le sol déterminée au laboratoire. Néanmoins, certaines surestimations ou sous-estimations par le modèle de l'humidité pondérale du sol et /ou du drainage ont été notées. Elles ont été principalement attribuées :

- aux limitations du modèle à représenter le système hydrologique du sol argileux structuré étudié, caractérisé notamment par l'effet d'hysteresis, la double porosité et le gonflement des argiles ;
- à l'estimation simplifiée et approximative des composantes du bilan hydrique : l'évapotranspiration, son partage en évaporation et transpiration et l'absorption de l'eau par les racines ;
- et à la variabilité de certaines données du modèle caractérisant essentiellement les paramètres hydrostatiques et hydrodynamiques du sol.

Néanmoins, malgré les différences observées, la concordance au niveau des ordres de grandeurs des humidités pondérales du sol et du drainage estimés par le modèle et ceux déterminés par des mesures de terrain confirme l'intérêt d'un tel outil pour les gestionnaires du périmètre irrigué du Tadla. Le sous modèle LEACHW peut donc être utilisé dans les conditions du Tadla à des fins de gestion pour piloter les irrigations, contrôler le drainage et préserver les ressources en eau souterraine des polluants agricoles ou pour une évaluation environnementale des pratiques agricoles notamment lorsque le mouvement de l'eau dans la macroporosité du sol n'est pas dominant (pluies de faible intensité, irrigation maîtrisée et travaux de sol fréquents).

Par ailleurs, l'ajustement de la dynamique saisonnière de N minéral observée dans le système

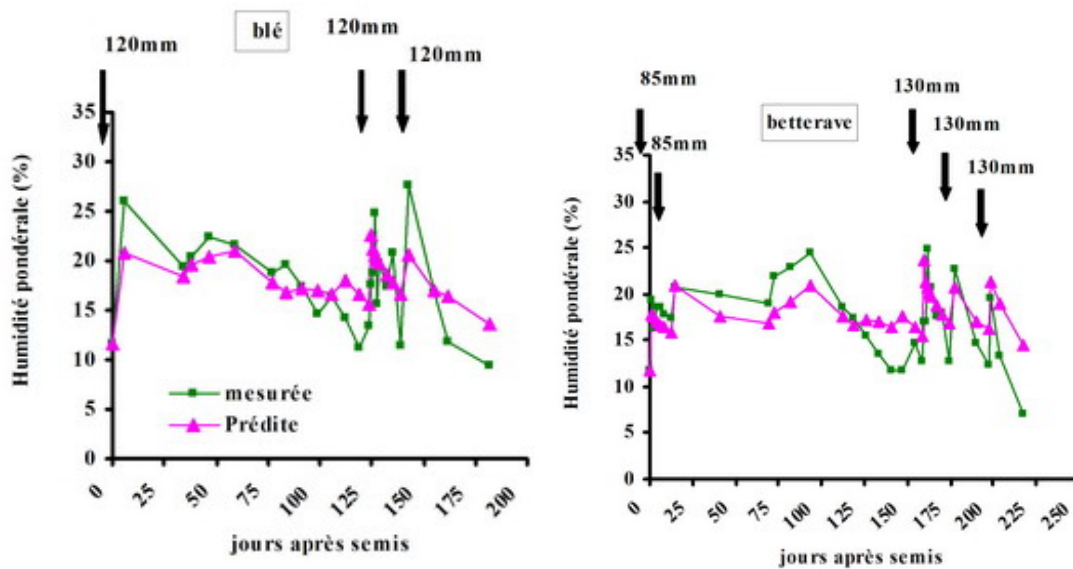


FIG. 9 – Evolution de l'humidité pondérale mesurée et prédite de la couche 0-100 cm du sol au cours des cycles culturaux du blé et de la betterave

eau-sol-plante par le sous modèle LEACHN reste tributaire de l'utilisation des paramètres du cycle et du transfert d'azote déterminés dans les conditions du Tadla, de l'intégration dans le modèle des principaux processus qui caractérisent le cycle et le transfert d'azote dans cette région et de l'adéquation des équations qui décrivent ces processus.

Le sous modèle LEACHN présente une capacité limitée à simuler la dynamique saisonnière de N minéral dans le sol (figure 9), les prélèvements d'azote par les cultures et la lixiviation des nitrates. Des applications réalisées par d'autres auteurs à l'aide de modèles de recherche aussi performants ont mis en évidence la même difficulté d'ajustement entre les valeurs simulées et les données mesurées (Campbell et al., 1993[13]; Lengnick et Fox, 1994 a[28] et b[29]; Ramos et Carbonell, 1991[39]; Yoon et al., 1994[?]). Les principales causes responsables de la génération de résultats de simulation incorrects ont été attribuées :

- aux constantes de vitesse de dénitrification et de volatilisation prélevées dans la littérature qui seraient non adaptées aux conditions du Tadla ;
- au processus de fixation et de libération de $N-NH_4^+$ non échangeable non pris en compte par le modèle, alors qu'il constitue un processus important du cycle d'azote dans les sols du Tadla ;
- à l'incapacité du sous-modèle LEACHM à simuler le mouvement préférentiel de l'eau et la diffusion des solutés à travers les agrégats du sol pouvant se produire vers ou en dehors du domaine du mouvement ;
- et aux équations de prélèvement de N par les cultures qui ne décrivent pas correctement ce processus.

Le modèle LEACHM, représentant la majorité des processus du mouvement de l'eau et du transfert et de transformation de N minéral dans la couche du sol non saturée, constitue un outil pertinent pour la gestion agricole et environnementale des systèmes de culture. Son utilisation à des fins de gestion dans les conditions pédoclimatiques du Tadla nécessite, en outre, d'intégrer dans le modèle les équations qui décrivent :

- le mouvement de l'eau dans la macroporosité du sol ;
- la diffusion des solutés responsable de l'échange des nitrates entre les deux domaines du

- mouvement de l'eau ;
- et le processus de fixation et de libération de $N-NH_4^+$ non échangeable.

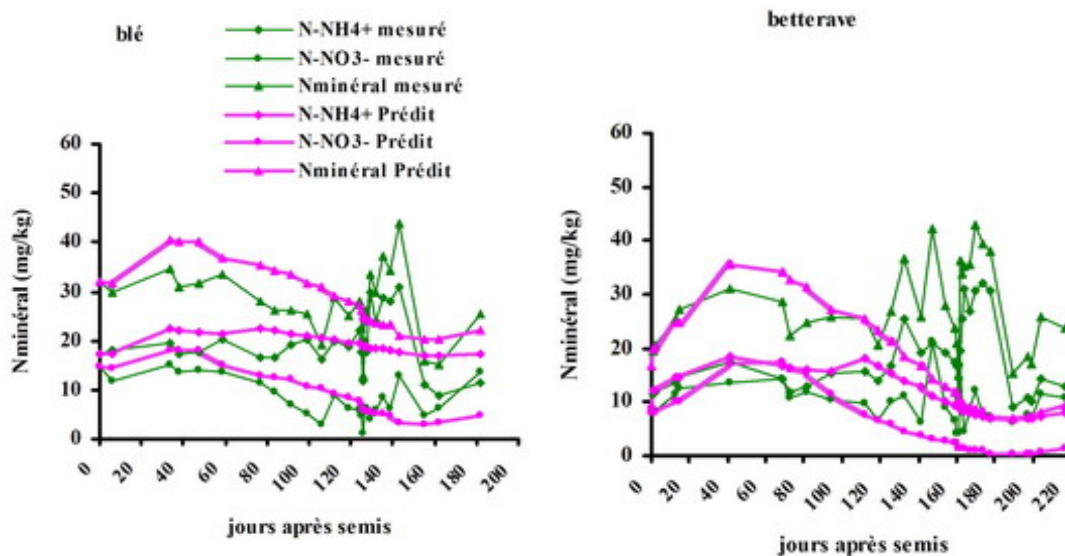


FIG. 10 – Evolution de N minéral mesuré et prédit dans la couche 0-100 cm du sol au cours des cycles culturaux du blé et de la betterave.

Les équations empiriques de prélèvements de N par les cultures doivent également être améliorées. Des études additionnelles sont nécessaires à fin de déterminer, dans les conditions pédoclimatiques du Tadla, les paramètres manquants tels que les constantes de vitesse de volatilisation et de dénitrification. Toutes ces mesures permettront d'accroître l'utilité du modèle LEACHM à des fins de recherche pour l'exploration de la dynamique de N minéral du sol et de la lixiviation des nitrates dans les systèmes agricoles.

Par ailleurs, le passage à l'échelle régionale nécessite l'introduction de l'approche stochastique. Ce passage nécessite, certes, une évaluation de la variabilité spatiale des caractéristiques physiques et hydro-dynamiques des sols mais également celle des paramètres relatifs aux processus du cycle d'azote, sachant que très peu d'informations, sont disponibles concernant la variabilité naturelle de ces processus (Larocque et Banton, 1995[27]). La forte variabilité spatiale du drainage et des concentrations nitriques du percolat, observée par plusieurs auteurs, confirme l'intérêt d'effectuer un grand nombre de mesures simultanées sur le terrain lors des investigations du suivi environnemental, de même que la pertinence d'utiliser un modèle stochastique pour l'évaluation des risques de contamination des ressources en eau souterraine par les nitrates à l'échelle régionale.

6 6- CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Dans le périmètre irrigué du Tadla, la pollution diffuse des ressources en eau souterraine par l'ion nitrate, qui commence à devenir alarmante, est en définitive liée à la présence d'azote nitrique, en quantités élevées dans le sol et à son entraînement par les pluies et les irrigations drainantes.

La plupart des facteurs intrinsèques du milieu physique analysés et des facteurs dynamiques d'origines anthropiques et biogéochimiques accentue le processus de pollution.

L'excès d'azote, dans les systèmes agricoles du Tadla, est le résultat i - d'une minéralisation

intense pendant et après la période des cultures ; ii - d'une libération appréciable d'ammonium fixé dans l'espace inter-feuillets des argiles ; iii - ainsi que d'une surfertilisation chronique.

Aussi, les mesures destinées à réduire la pollution nitrique, dans la région du Tadla se résument comme suit :

- la fertilisation azotée devrait être adaptée aux besoins des cultures pour un niveau de rendement optimum et aux potentialités du milieu, elle doit tenir compte du potentiel de minéralisation de la matière organique native du sol, des apports d'azote par le fumier et de la capacité de libération de l'ammonium non échangeable ;
- La fertilisation ainsi révisée devrait permettre de réduire, pour toutes les rotations culturales et à l'échelle du périmètre, l'azote minéral résiduel et la concentration en nitrate de la solution du sol et de l'eau de drainage à un niveau acceptable ;
- Une gestion rationnelle de l'irrigation s'impose. Néanmoins, à long terme, l'introduction de nouvelles techniques d'irrigation plus efficaces est vivement recommandée pour économiser l'eau et préserver sa qualité ;
- L'insertion de cultures intermédiaires dans les systèmes de culture et la pratique du semis précoce, dense et sans apport d'azote sont de vrais pièges à nitrates permettant d'atténuer le risque de lixiviation des nitrates lié au NMR et à son évolution ;
- L'enfouissement des résidus de récolte à C/N élevé, tels que les pailles de céréales, constitue un moyen efficace de contrôle de la pollution si la reprise des phénomènes de transfert des nitrates coïncident avec l'immobilisation maximale de l'azote. Néanmoins, une partie de cet azote assimilé par la biomasse microbienne fera l'objet d'une reminéralisation dont il est important de connaître la cinétique et qu'il convient de prendre en compte pour réduire et ajuster à moyen terme la fertilisation azotée des cultures.

Le choix des mesures agronomiques de lutte contre la pollution nitrique des ressources en eau souterraine doit obligatoirement passer par une évaluation qui permet de comparer, en terme de réduction de la pollution mais aussi en terme de productivité des mesures envisagées.

Par ailleurs, le contrôle de la pollution des eaux souterraines par les nitrates ne pourrait se concevoir sans un programme de sensibilisation des agriculteurs et de vulgarisation de pratiques culturales adéquates permettant d'obtenir de bons rendements tout en respectant la qualité nitrique des ressources en eau souterraine.

Certaines actions de lutte contre la pollution nitrique des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla sont actuellement en cours. Elles comportent essentiellement des actions de réduction des engrais azotés, des programmes de sensibilisation des agriculteurs et l'introduction de systèmes d'irrigation plus efficaces (irrigation localisée et par pivot). Ces actions méritent d'être renforcées par l'établissement de références régionales qui relient pratiques agricoles – rendement et risque de transfert des nitrates vers la nappe. Ce référentiel technique pourrait, ensuite, être extrapolé à d'autres zones du Maroc connaissant des problèmes similaires.

Enfin,

- les connaissances actuellement acquises concernant les causes de la pollution nitrique des eaux souterraines et la dynamique de l'azote et de l'eau dans les systèmes agricoles du Tadla et celles qui le seront dans le futur si ce genre d'étude est affiné d'avantage, d'une part ;
- l'amélioration du modèle de simulation LEACHM en tenant compte des spécificités du périmètre irrigué du Tadla, la détermination adéquate des paramètres requis et l'adoption de l'approche stochastique, d'autre part ;
- contribueront à une meilleure gestion de l'eau et de l'azote dans cette région, dans une perspective d'agriculture durable respectueuse de l'environnement.

Elles permettront aussi de :

- établir un code de bonnes pratiques de gestion agricole qui minimisent le risque de

- lixiviation des nitrates ;
- appuyer le Plan National de Protection des Ressources en eau (en cours d'élaboration) ;
- et orienter les recherches et investigations futures d'ordre biogéochimique et fondamentale pour une meilleure compréhension et modélisation des mécanismes qui gouvernent le cycle d'azote dans le système eau-sol-plante-atmosphère dans cette région.

Références

- [1] Ackerer P., Carbiener R., Laigle D., Muntzer P., Schenck C., Tremoliere M. et Zilliox L., 1990. Contamination des eaux souterraines par les nitrates dans la plaine d'Alsace : Incidence de l'agriculture. Dans " Nitrates, agriculture, eau". Symposium International INRA, Paris, Calvet R. Ed., pp : 245 - 249.
- [2] Aghzar N., Berdai H., Bellouti A. et Soudi B., 2002. Pollution nitrique des eaux souterraines au Tadla (Maroc). *Revue des Sciences de l'Eau. Rev. Sci. Eau*, 15/2, pp : 577-610.
- [3] Aller L., Bennett T. et Lehr J.H., 1987. Drastic, a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. National Water Well Association ; Rapport EPA – 600/2 – 87 – 035 ; 622 p.
- [4] Armstrong A., Addiscott T. et Harrison P.L., 1995. Methods for modelling in catchment systems. Edited by Stephen T. Trudgill, John Wiley & Sons Ltd. Chapter 5, pp : 133-161.
- [5] Badraoui M., 1988. Mineralogy and potassium availability in soils from the Chaouia and Gharb regions of North western Morocco. Ph D Dissertation, University of Minnesota, St. Paul, Minnesota, USA, 199 pp.
- [6] Berdai H., 2003. Lixiviation des nitrates et pollution des eaux souterraines en zones irriguées : Etude expérimentale et modélisation ; Cas du Tadla. Thèse de Doctorat Es-Sciences Agronomiques de l'IAV Hassan II, N° d'ordre : EM/1/2003, 257 pages.
- [7] Berdai H., Aghzar N. Cherkaoui F.Z. et Soudi B., 2002. Azote minéral résiduel et son évolution pendant l'été en fonction du précédent cultural en climat méditerranéen. *Etude et Gestion des Sols*, Volume 9, 1, pages 7 à 23.
- [8] Berdai H., Soudi B., Badraoui M. et Bellouti A., accepté a. Détermination de l'ammonium non échangeable des sols du Tadla : Potentiel et évolution. *Etude et Gestion des Sols*.
- [9] Berdai H., Soudi B. et Bellouti A., accepté b. Evaluation du modèle LEACHM pour la prédiction du régime hydrique du sol en climat méditerranéen. *Revue des Sciences de l'Eau*.
- [10] Berdai H., Soudi B. et Cherkaoui F.Z., accepté c. Evaluation du modèle LEACHM pour la prédiction saisonnière de l'azote du sol en climat méditerranéen. *Revue des Sciences de l'Eau*.
- [11] Bottner P., Sallih Z. et Billes G., 1988. Root activity and carbon metabolism in soils. *Biol. Fertil. Soils*, 7 : 71-78.
- [12] BRGM, 1993. Etude du système multicouche de la plaine de Tadla. Description des aquifères et analyse du système multicouche. Maroc. Rapport R35610 4S/Eau-92, 129 pages.
- [13] Campbell C.A., Zentner R.P., Selles F. et Akinremi O.O., 1993. Nitrate leaching as influenced by fertilization in the Brown soil zone. *Can. J. Soil Sci.*, 73 : 387-397 (Nov).
- [14] Champagne L. et Chapuis R.P., 1993. Evaluation de la vulnérabilité à la pollution des formations aquifères de la MRC de Montcalm selon la méthode Drastic. *Rev. Sc. Tech. Eau* ; 26 : 169 - 176.
- [15] Decau J., Pujol B. et Pradalie M., 1993. Use of the mineral nitrogen immobilization capacity of microorganisms to reduce nitrate leaching in maize monoculture. *Compte Rendu de l'académie des sciences, Série 3, Sciences de la vie*, 316 : 5, 447-450.

- [16] Delgado J.A., Follett R.F., Sharkoff J.L., Brodahl M.K. et Shaffer M.J., 1998. NLEAP facts about nitrogen management. *J. Soil and Water Cons.* : 53 (4), 332-337.
- [17] Deluca T.H., Keeney D.R. et Mc Carty G.W., 1992. Effect of freeze-thaw events on mineralization of soil nitrogen. *Biol. Fertil. Soils* 14 : 116-120.
- [18] Demarets X., Marcoen J.M., Agneessens R., Biston R. et Limbourg P., 1995. Flux de nitrates dans une zone à nappes superficielles en Wallonie (Belgique). *Cahier Agricultures*. 4 : 430-433.
- [19] FAO, 1989. Carte Mondiale des Sols : Légende Révisée. Rapport sur les Ressources en Sols du Monde. N° 60. FAO-UNESCO.
- [20] Green C. J., Blackmer A. M. et Yang N. C., 1994. Release of fixed ammonium during nitrification in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58 : 1411-1415.
- [21] Hutson J. L. et Wagenet R.J., 1992. Leaching Estimation and Chemistry Model, LEACHM, Version 3. Department of Soil, Crop and Atmospheric Sciences Cornell University, Ithaca, New York.
- [22] Isabel D., Gelinat P. et Aubrey F., 1990. Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines au Québec. *Rev. Sc. Tech. Eau*, 23 : 255 – 258.
- [23] Jemison J.M.Jr, Jabro J.D. et Fox R.H., 1994. Evaluation of LEACHM : I. Simulation of drainage, bromide leaching and corn bromide uptake. *Agron. J.* 86 : 843-851.
- [24] Kowalenko C. G. et Cameron D. R., 1976. Nitrogen transformations in an incubated soil as affected by combinations of moisture content and temperature and adsorption-fixation of ammonium. *Can. J. Soil Sci.*, 56, 63-70.
- [25] Kutilek M. et Nielson D.R., 1994. Soil Hydrology. Geo-Ecology textbook. Copyright by CATENA VERLAG, 38162, CREMLIN GEN-Destedt, GERMANY. Isbn 3-923381-26-3, 370p. 5. Hydrodynamics of soil water pp 87-129.
- [26] Lacroix A., 1994. Les solutions agronomiques à la pollution azotée. *Courrier de l'environnement de l'INRA-France*, N° 24, pp : 29-41.
- [27] Larocque M. et Banton O., 1995. Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : Application du modèle AgriFlux. *Revue des Sciences de l'Eau*, 8, 3-21.
- [28] Lengnick L.L. et Fox R.H., 1994 a. Simulation by NCSWAP of seasonal nitrogen dynamics in corn : I. Soil Nitrate. *Agron. J.*, 86 : 167-175.
- [29] Lengnick L.L. et Fox R.H., 1994 b. Simulation by NCSWAP of seasonal nitrogen dynamics in corn : II. Corn Growth and Yield. *Agron. J.*, 86 : 176-182.
- [30] Machet J.M. et Mary B., 1990. Effet de différentes successions culturales sur les risques de pertes de nitrate en région de grande culture. Dans " Nitrates, agriculture, eau". Symposium International INRA, Paris, Calvet R. Ed., pp : 395 – 403.
- [31] Martin Ph. et Meynard J.M., 1997. Systèmes de culture, érosion et pollution des eaux par l'ion nitrate. Dans " L'Eau Dans l'Espace Rural : Agriculture et Qualité de l'Eau". Riou C. et al (Ed.), INRA Paris, pp : 303 – 322.
- [32] Menani M.R., 2001. Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher, Nord-Est Algérien, selon la méthode Drastic. *Sécheresse* n° 2, Vol. 12, juin, pp : 95-101.
- [33] Mengel K. et Scherer H. W., 1981. Release of non exchangeable (fixed) soil ammonium under field conditions during the growing season. *Soil Sci.*, 131, 226-232.
- [34] Neeteson J.J., 1994. Residual soil nitrate after application of nitrogen fertilizers to crops. Reprinted from contamination of ground waters. Edited by Adriano D.C., Iskandar A.K. et Murarka I.P., Science Reviews, Northwood.
- [35] Nommik H. et Vathras K., 1982. Retention and fixation of ammonium and ammonia in soils. In : F. J. Stevenson (Ed.), Nitrogen in agricultural soils. Monograph Am. Soc. Agron., 22, pp. 123-171.

- [36] ORMVAT, 1994. Qualité des sols et des eaux : situation actuelle et méthodes de suivi de paramètres de qualité. Rapport N° 15 du Projet Management des Ressources du Tadla (MRT).
- [37] ORMVAT, 1996. Données sur l'occupation du sol par Centre de Développement Agricole : Campagne 1995-1996.
- [38] Pilbeam C.J., Wood M., Harris H.C. et Tuladhar J., 1998. Productivity and nitrogen use of three different wheat-based rotations in NorthWest Syria. *Australian journal of Agricultural research* ; 49(3) : 451-458.
- [39] Ramos C. et Carbonell E.A., 1991. Nitrates leaching and soil moisture prediction with the LEACHM model, *Fertilizer Research*, 27 : 171-180.
- [40] Ranon S. et Benoît M., 1998. L'évolution de la nature des cultures en Lorraine et en Alsace : une menace pour les nappes. *Le courrier de l'Environnement*, n° 33, avril, pp : 1 - 5.
- [41] Scherer H. W., 1982. Fixed $\text{NH}_4\text{-N}$ in relation to EUF-extractable K. *Plant and Soil*, 64, 67-71.
- [42] Scherer H. W., 1986. The influence of potassium on the fixation of NH_4^+ and the mobilization of non exchangeable NH_4^+ . *Plant Research and Development*, Volume 23, pp. 78-90.
- [43] Scherer H. W. et Ahrens G., 1996. Depletion of non exchangeable $\text{NH}_4\text{-N}$ in the soil root interface in relation to clay mineral composition and plant species. *Eur. J. Agron.*, 5 : 1-7.
- [44] Scherer H. W. et Mengel K., 1986. Importance of soil type on the release of non exchangeable NH_4^+ and availability of fertilizer NH_4^+ and fertilizer NO_3^- . *Fertilizer Research*, 8 : 249-258.
- [45] Scherer H. W. et Weimar S., 1993. Release of non exchangeable $\text{NH}_4\text{-N}$ after planting of rye grass in relation to soil content and as affected by nitrate supply. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 156, 143-148.
- [46] Scherer H. W. et Weimar S., 1994. Fixation and release of ammonium by clay minerals after slurry application. *Eur. J. Agron.*, 3, 23-28.
- [47] Scherer H. W. et Schneiders M., 1995. Verfügbarkeit von spezifisch gebundenem ammonium für mikroorganismen (Availability of non exchangeable ammonium to soil microorganisms). *Agribiol. Res.* 48, 2, 138-145.
- [48] Scherer H. W. et Zhang Y. S., 1999. Studies on the mechanisms of fixation and release of ammonium in paddy soils after flooding. I. Effect of iron oxides on ammonium fixation. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 162, 593-597.
- [49] Sébillote M. et Meynard J.M., 1990. Systèmes de culture, Systèmes d'élevage et pollutions azotées. Dans " Nitrates, agriculture, eau". Symposium International INRA, Paris, Calvet R. Ed., pp : 289 - 312.
- [50] Soudi B. et Chiang C.N., 1989. Minéralisation de l'azote dans les sols céréaliers des zones semi-arides du Maroc. Séminaire sur les sols céréaliers, 3-5 oct, Tiaret, Algérie.
- [51] Thompson T. L. et Blackmer A.M., 1993. Fixation and release of N^{15} labeled ammonium during soil drying. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 24 : 613-622.
- [52] Van Drecht G., 1991. Modelling of nitrate leaching from agricultural soils on a regional scale in the Netherlands. Abstracts of 2nd International Symposium on Environmental Geochemistry, 16-19 September. Uppsala (Sweden) ; 2p.
- [53] Vauclin M., 1990. Modélisation des transferts dans les sols non saturés : approche déterministe ou stochastique?. *Nitrates, agriculture, eau*. Paris, 7-8 novembre, Calvet R. (Ed.), pp. 169-179.
- [54] Yoon K.S., Yoo K.H., Wood C.W. et Hall B.M., 1994. Application of GLEAMS to predict nutrient losses from land application of poultry litter. *Transactions of the ASAE*. Vol. 37(2) : 453-459.

- [55] Zhang Y. et Scherer H.W., 1999. Ammonium fixation by clay minerals in different layers of two paddy soils after flooding. *Biol. Fertil. Soils*, 29 : 152-156.
- [56] Zhang Y. et Scherer H.W., 2000. Mechanisms of fixation and release of ammonium in paddy soils after flooding. II. Effect of transformation of nitrogen forms on ammonium fixation. *Biol. Fertil. Soils*, 31 : 517-521.