

Décomposition et dynamique de l'azote de résidus de blé et impact sur les stades de croissance du blé

Lalla Laaziza Ichir^{a*}, Mohamed Ismaili^b

^a *Faculté des sciences et techniques, université Moulay-Ismaïl, BP 509, CP 52000, Boutalamine, Errachidia, Maroc*

^b *Faculté des sciences, université Moulay-Ismaïl, BP 4010, CP 50000, Beni M'hamed, Meknès, Maroc*

Reçu le 4 octobre 2001 ; accepté le 29 avril 2002

Présenté par Michel Thellier

Abstract – Decomposition and nitrogen dynamics of wheat residues and impact on the wheat growth stages. N mineralisation and immobilisation were quantified in field conditions in the presence or in the absence of wheat residues. The incubation study was conducted in cylinders placed in microplots (no plants were grown in cylinders), and the rest of each microplot was sowed with the wheat crop (*Triticum durum* var. Massa). N mineralisation and immobilisation depend on the presence or the absence of wheat residues. In absence of residues, a linear model of regression was developed to follow the clear nitrogen mineralisation at different soil levels. Nitrogen mineralisation (mg kg^{-1}), during the five months of wheat development, showed the following decreasing order: 0–15 cm (132.6) > 15–30 cm (120.6) > 30–45 cm (91.3). The mineralisation rate was 24.1, 22.9 and 18.9 $\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ for 0–15, 15–30 and 30–45 cm levels, respectively. The supply of wheat residues resulted in a five months N immobilisation process. At level 0–15 cm the immobilisation (mg kg^{-1}) showed the following decreasing order: (61.6) > (46.4) > (30.0) for the supply of wheat residues at seeding time, and 15 and 30 d before seeding respectively. At the other levels, the same decreasing order was recorded. The supply of 8 t ha^{-1} of wheat residues at seeding time, and 15 or 30 d before seeding, decreased the dry matter yield and N accumulation in wheat crop. In consequence, there was no synchronism between the nitrogen liberated by wheat residues decomposition and the wheat growth. **To cite this article:** L.L. Ichir, M. Ismaili, C. R. Biologies 325 (2002) 597–604. © 2002 Académie des sciences / Éditions scientifiques et médicales Elsevier SAS

wheat residues / field incubation / wheat crop

Résumé – Les processus de minéralisation et d'immobilisation de l'azote, en présence ou non de résidus de blé, sont quantifiés au champ pour étudier leurs impacts sur les différentes phases de développement du blé. Au centre de micro-parcelles, cultivées avec du blé (*Triticum durum*, var. Massa), sont placés des cylindres pour étudier l'incubation de résidus de blé in situ. Ces cylindres reçoivent les mêmes traitements que l'ensemble de la micro-parcelle, mais ils sont dépourvus de plantes. Les processus de minéralisation et d'immobilisation de l'azote dans les cylindres dépendent de la présence ou de l'absence de résidus de blé. En l'absence de ces résidus, un modèle de régression linéaire est développé pour suivre la minéralisation nette de l'azote à différentes profondeurs du sol. La minéralisation nette de l'azote (mg kg^{-1}) pendant les cinq mois de développement du blé présente l'ordre décroissant suivant : 0–15 cm (132,6) > 15–30 cm (120,6) > 30–45 cm (91,3). Le taux de minéralisation de l'azote est de 24,1, 22,9 et 18,9 $\text{mg kg}^{-1} \text{j}^{-1}$, respectivement pour les niveaux 0–15, 15–30 et 30–45 cm. L'apport de résidus de blé favorise le processus d'immobilisation nette de l'azote pour une durée de cinq mois. L'immobilisation nette (mg kg^{-1}) pour le niveau 0–15 cm varie en fonction des traitements, selon l'ordre décroissant suivant : (61,6) > (46,4) > (30,0), respectivement pour l'apport de résidus pendant les semailles, 15 et 30 j avant celles-ci. Pour les autres niveaux, le

*Correspondance et tirés à part.

Adresse e-mail : Ichir@hotmail.com (L.L. Ichir).

même ordre décroissant est enregistré. L'apport de 8 t ha^{-1} de résidus de blé pendant les semailles, et 15 ou 30 j avant, a pour conséquence une réduction du rendement en matière sèche et en azote total pour tous les stades de croissance du blé. *Pour citer cet article : L.L. Ichir, M. Ismaili, C. R. Biologies 325 (2002) 597–604.* © 2002 Académie des sciences / Éditions scientifiques et médicales Elsevier SAS

dynamique de l'azote / résidus de blé / incubation au champ / culture du blé

Abridged version

The incubation of wheat residues was conducted in field conditions in the South of Morocco. The soil was loamy (22.7% clay, 30.5% loam, 46.8% sand, 0.42% organic C, 0.051% organic N, pH 8.45). In the presence or absence of wheat residues, the incubation was conducted in cylinders placed in microplots (no plants were grown in cylinders), but the rest of each microplot was sowed with the wheat crop (*Triticum durum* var. Massa). The amount of residue added was equivalent to 8 t ha^{-1} . The treatments used were: 30DBS (wheat residues were incorporated in the soil 30 d before seeding), 15DBS (wheat residues were incorporated in soil 15 d before seeding) and S (wheat residues were incorporated in soil at seeding time). The microplots were irrigated every second or third week.

The N mineralisation and immobilisation depend upon the presence or absence of wheat residues. In

absence of residues, a linear model of regression was developed to follow the clear mineralisation of nitrogen in soil. During the five months of wheat development, the nitrogen mineralisation (mg kg^{-1}) showed the following decreasing order: 0–15 cm (132.6) > 15–30 cm (120.6) > 30–45 cm (91.3). The mineralisation rate was 24.1, 22.9 and $18.9 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ for 0–15, 15–30 and 30–45 cm levels, respectively. The supply of wheat residues resulted in a five-month N immobilisation process. At level 0–15 cm, the immobilisation (mg kg^{-1}) showed the following decreasing order: (61.6) > (46.4) > (30.0) for the supply of wheat residues at seeding time, and 15 and 30 d before seeding, respectively. At other levels, the same decreasing order was recorded. The supply of 8 t ha^{-1} of wheat residues at seeding time, and 15 or 30 d before seeding, decreased the dry matter yield and N-accumulation in wheat crop. In consequence, there was no synchronism between nitrogen liberated from wheat residues decomposition and wheat growth.

1. Introduction

Le taux et le modèle de décomposition et de minéralisation de l'azote indigène du sol ou contenu dans les résidus végétaux dépend, non seulement des conditions climatiques et des caractéristiques physico-chimiques du sol [1], mais également de la composition et de la qualité de ces résidus [2–5]. La durée de la décomposition [3] intervient aussi. En effet, plusieurs études ont montré que la libération de l'azote contenu dans les résidus de récolte est affectée par leurs teneurs en azote [6], leur rapport C/N [7, 8], leur teneur en lignine [9, 10], leur concentration en polyphénols [11, 3], la fraction active des polyphénols [12, 13] et le mode de gestion de ces résidus [14, 15]. Ces caractéristiques affectent l'accessibilité au substrat des organismes du sol et, par conséquent, les taux de colonisation et les modèles de décomposition et de minéralisation [3]. Dans le cas où les résidus incorporés sont suffisamment riches en composés azotés labiles, une minéralisation nette et immédiate de l'azote a généralement lieu. Au contraire, si les résidus sont pauvres en ces produits,

leur décomposition engendre l'immobilisation d'une quantité importante de l'azote disponible dans le sol. Une carence en azote peut, dans certains cas, se faire sentir suite à cette immobilisation, surtout si l'azote nouvellement immobilisé n'est pas reminéralisé en grande quantité. Sur le plan gestion de la fertilisation des cultures, il est recommandé de tenir compte de l'azote apporté par ces résidus [16]. L'étude de la synchronisation entre la libération de l'azote des résidus en décomposition et la demande de la culture pour ces éléments est importante à réaliser [17]. Dans ce contexte, il est constaté que la libération rapide de l'azote à partir de la décomposition des résidus de haute qualité de *Leucaena* n'est pas synchronisée avec la demande en azote du maïs [18]. Dans le même cadre, Van der Meersch et al. [19] ont observé de faibles synchronisations entre la décomposition des feuilles de *Senna siamea* et la culture du blé.

Les études sur la minéralisation de l'azote à partir des amendements organiques dans les sols sont essentiellement réalisées par des expérimentations au laboratoire [20–22].

L'objectif principal de ce travail est de déterminer la dynamique de la décomposition de résidus de blé, lors de leur incubation au champ, ainsi que leur impact sur les stades de croissance du blé.

2. Matériel et méthodes

2.1. Conditions de site

L'étude de l'incubation de résidus de blé a été effectuée sur champ à la station expérimentale de l'office agricole de Tafilalet (Semvat), au Sud du Maroc, pendant la campagne agricole 1998–1999. Les résidus utilisés dans l'expérience étaient la paille de blé, contenant 0,805% d'azote total et 43,38% de carbone organique.

Les précipitations pendant cette campagne agricole ont été de 48,8 mm. La température moyenne était de 16,2 °C, avec un minimum de 5,2° C (décembre) et un maximum de 27,2 °C (juin).

Le sol utilisé possède une texture limoneuse (classification du USDA), avec 22,7% d'argile, 30,5% de limons, 46,8% de sable, un pH de 8,45, une teneur en carbone organique de 0,42% et une teneur en azote total de 0,051%.

2.2. Protocole expérimental

Des micro-parcelles de 1 × 1 m ont été délimitées (Fig. 1). Des cylindres en plastique de 20 cm de diamètre et de 50 cm de hauteur ont été placés au centre de chaque micro-parcelle, en vue de l'étude de l'incubation in situ des résidus. Les résidus de blé broyés ont été incorporés dans les micro-parcelles ainsi que dans les cylindres, jusqu'à une profondeur de 45 cm, dans une proportion de 800 g m⁻². Les traitements appliqués ont été: (i) 30 JAS (les résidus étaient appliqués 30 j avant

le semis du blé), (ii) 15 JAS (les résidus étaient appliqués 15 j avant le semis du blé), (iii) S (les résidus étaient appliqués pendant la période du semis). Un traitement sans résidus a été utilisé comme témoin.

Juste avant le semis du blé, du super triple phosphate a été appliqué aux micro-parcelles à une dose de 124 kg P ha⁻¹, du sulfate de potassium à une dose de 84 kg K ha⁻¹ et du sulfate d'ammonium à une dose de 42 kg N ha⁻¹. Toutes les micro-parcelles ont été semées avec du blé dur (*Triticum durum*, var. Massa) le 31 décembre 1998. La densité de semis était de 160 kg ha⁻¹. Les cylindres étaient dépourvus de plantes. Une irrigation a été effectuée toutes les deux à trois semaines. Le dispositif expérimental était, en bloc, complètement randomisé, avec trois répétitions.

2.3. Échantillonnage de la plante et du sol

La biomasse a été déterminée par la récolte des plantes au cours des divers stades de croissance (tallage, montaison, épiaison, floraison, maturité), qui correspondent respectivement à 49, 74, 99, 124, et 149 j après la date de semis du blé. À chaque date d'échantillonnage, toutes les plantes ont été sectionnées au ras du sol et séchées à l'étuve à une température de 70 °C, pendant 48 h. Des échantillons de sol ont été prélevés aux mêmes dates de prélèvement que les plantes, aux profondeurs de: 0–15, 15–30 et 30–45 cm.

2.4. Analyses chimiques

2.4.1. Azote total

Les échantillons de plantes ainsi prélevés ont été séchés à 70° C pendant 48 h, puis broyés, avant détermination de leur teneur en azote total par la méthode de Kjeldahl [23].

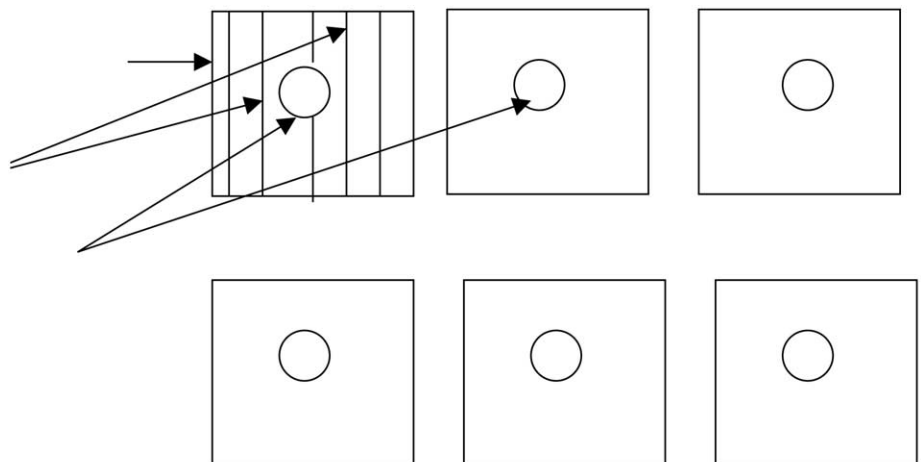


Fig. 1. Schéma d'une partie du dispositif expérimental (micro-parcelles, cylindres, blé). On est en présence de quatre traitements – le témoin (sans apport de résidus de blé), S (apport de résidus de blé pendant le semis), 15JAS (apport de résidus 15 j avant le semis) et 30JAS (apport de résidus 30 j avant le semis) –, cinq prélèvements (49, 74, 99, 124 et 149 j) et trois répétitions, au total 60 micro-parcelles.

2.4.2. Azote minéral

Pour l'analyse de l'azote minéral du sol, 50 g de sol ont été traités avec 200 ml de KCl (2 N), sous agitation, durant 1 h ; la solution a ensuite été filtrée. L'azote minéral est évalué par distillation, en utilisant MgO et l'alliage de Devarda [24]. Le dosage a été effectué selon la méthode colorimétrique de Nessler [24].

2.5. Analyses statistiques

Les données ont été traitées à l'aide du logiciel SPSS, afin de tester l'effet des différents facteurs sur les variables étudiées. Les quantités d'azote transformé et minéralisé au cours de l'incubation ont été ajustées à l'aide du modèle ayant présenté le coefficient de régression (R^2) le plus grand. Ce modèle a été utilisé pour estimer les paramètres de la cinétique de transformation d'azote.

3. Résultats

3.1. Rendement en matière sèche et azote total du blé

Les résultats montrent que l'incorporation de résidus de blé entraîne une réduction du rendement en matière

sèche du blé par rapport au témoin. Le moment de l'enfouissement de résidus dans le sol n'affecte pas significativement ($P < 0,05$) la production en matière sèche au niveau des divers prélèvements (Tableau 1).

L'accumulation de matière sèche augmente significativement ($P > 0,05$) avec le stade de croissance de la plante, et surtout entre les stades tallage, montaison et les autres stades de croissance (épiaison, floraison et maturité). Le rendement maximal est obtenu au stade maturité. Ces rendements sont, respectivement, de 6243,3, 6128,5 et 5938,7 kg ha⁻¹ pour les traitements 30 JAS, 15 JAS et S.

L'apport de résidus de blé réduit l'azote total du blé par rapport au témoin. L'évolution de l'accumulation d'azote pour les différents stades de croissance suit le même modèle que celui présenté par la matière sèche. L'accumulation maximale d'azote total à la récolte est de 82,5 kg ha⁻¹ pour le traitement 30 JAS, elle est de 75,0 kg ha⁻¹ pour le traitement 15 JAS et de 72,1 kg ha⁻¹ pour le traitement S (Tableau 2).

3.2. Évolution de l'azote minéral

La minéralisation nette est appréciée par le changement subi par la quantité totale d'azote minéral dans le sol. Les résultats obtenus pour les différents traitements sont présentés sur la Fig. 2.

Tableau 1. Rendement en matière sèche de la partie aérienne du blé en kg ha⁻¹ à différents stades de croissance et pour les différents traitements (S, 15 JAS et 30 JAS correspondent respectivement à l'apport de résidus de blé pendant le semis, 15 et 30 j avant le semis).

Traitements	tallage (49 j)	montaison (74 j)	épiaison (99 j)	floraison (124 j)	maturité (149 j)	^a LSD _{0,05}
30 JAS	307,2	1023,7	3867,8	5803,0	6243,3	1939,6
15 JAS	336,6	1094,2	4947,3	5740,7	6128,5	1125,4
S	376,7	1216,3	5307,3	5358,7	5938,7	956,1
Témoin	418,6	1550,8	5874,5	6542,2	6921,6	2095,6
^b LSD _{0,05}	NS	NS	957,3	637,1	577,5	

^a LSD : comparaison des moyennes entre les stades de prélèvement.

^b LSD : comparaison entre les moyennes des traitements.

Abréviations : S, jour du semis ; JAS, nombre de jours après semis.

Tableau 2. Accumulation de l'azote total dans la partie aérienne en g ha⁻¹ pour les différents stades de croissance et les différents traitements (S, 15 JAS et 30 JAS correspondent respectivement à l'apport de résidus de blé pendant le semis, 15 et 30 j avant le semis).

Traitements	tallage (49 j)	montaison (74 j)	épiaison (99 j)	floraison (124 j)	maturité (149 j)	^a LSD _{0,05}
30 JAS	12,1	33,7	63,2	81,5	82,5	47,8
15 JAS	13,1	36,9	68,9	76,4	75,0	43,4
S	18,3	38,4	77,2	76,9	72,0	36,6
Témoin	24,6	43,5	89,2	95,7	98,2	24,7
^b LSD _{0,05}	NS	NS	10,9	8,3	13,6	

^a LSD : comparaison des moyennes entre les stades de prélèvement.

^b LSD : comparaison entre les moyennes des traitements.

Abréviations : S, jour du semis ; JAS, nombre de jours après semis.

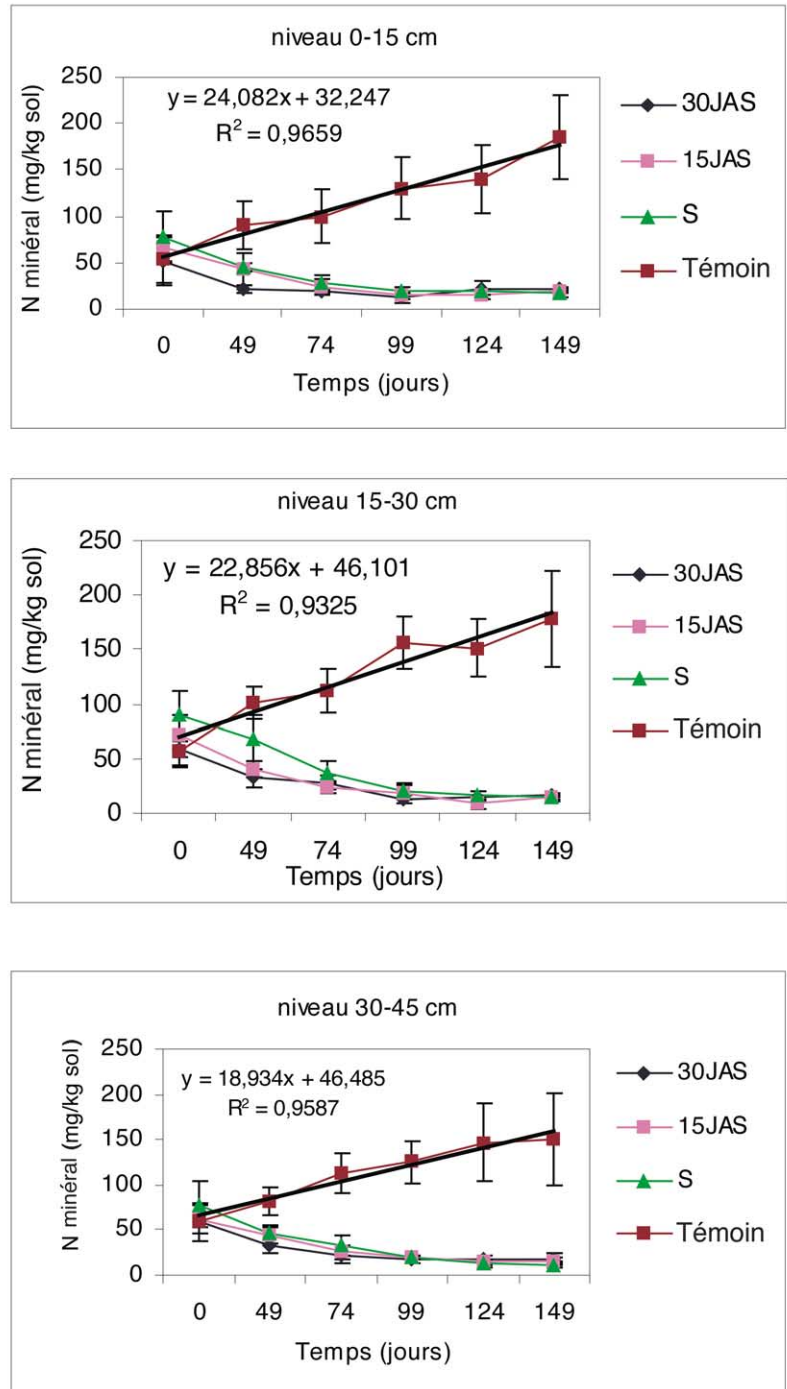


Fig. 2. Évolution de l'azote minéral des niveaux 0–15, 15–30 et 30–45 cm du sol, avec ou sans apport de résidus de blé en fonction du temps et suivant l'instant de leur incorporation dans le sol (S : pendant le semis, 15JAS : 15 j avant le semis et 30JAS : 30 j avant le semis). La barre indique la déviation standard (\pm).

8.2.1. Minéralisation de l'azote dans le sol sans résidus

Pour les traitements sans apport de résidus (témoins), une minéralisation nette de l'azote est observée. Pour les trois profondeurs 0–15, 15–30 et 30–45 cm, la minéralisation de l'azote augmente en fonction du temps. Un modèle de régression linéaire est développé pour suivre la minéralisation nette de l'azote dans le sol (Tableau 3). Les quantités d'azote minéral formées sont

maximales après 149 j d'incubation après la date de semis (Fig. 2). Ces quantités sont de 132,5, 120,56 et 91,34 mg kg⁻¹ respectivement, pour les niveaux 0–15, 15–30 et 30–45 cm.

3.2.2. Effet des résidus de blé

Dans le traitement avec apport de résidus, une diminution de l'azote minéral en fonction du temps est enregistrée (Fig. 2). L'évolution de l'azote minéral dans

Tableau 3. Paramètres de la cinétique de minéralisation d'azote à différents niveaux du sol. Le modèle utilisé est $N_t = N_0 + k t$. N_0 indique l'azote minéral initial ($\text{mg N kg}_{\text{sol}}^{-1}$), k le taux de minéralisation d'azote ($\text{mg N kg}_{\text{sol}}^{-1} \text{ j}^{-1}$) et R^2 le coefficient de régression.

Paramètres	0–15 cm	15–30 cm	30–45 cm
N_0	32,25	46,10	46,48
k	24,08	22,86	18,93
R^2	0,96	0,93	0,96

le sol est établie de la même manière pour les trois profondeurs du sol ; l'immobilisation d'azote s'est produite dans toutes ces profondeurs. Pour le niveau 0–15 cm, les quantités d'azote immobilisées sont de 29,98, 46,40 et 61,58 mg kg^{-1} respectivement pour les traitements 30 JAS, 15 JAS et S. Ces quantités sont de 41,71, 57,23 et 74,98 mg kg^{-1} pour le niveau 15–30 cm et de 40,30, 45,97 et 66,44 mg kg^{-1} pour le niveau 30–45 cm.

À la récolte, la diminution de l'azote immobilisé est relativement plus importante pour le traitement S que pour les traitements 15 JAS et 30 JAS, pour tous les niveaux. Ceci peut indiquer un commencement de la reminéralisation des résidus, qui est fonction de l'insistant de leur enfouissement.

4. Discussion

4.1. Transformation de l'azote minéral du sol

La teneur en azote dans les sols amendés est, dans tous les cas, inférieure à celle relevée dans le sol non amendé. Dans ce dernier, l'apport d'azote a stimulé la nitrification et la minéralisation de l'azote. Cela peut être lié essentiellement à l'activité de la biomasse microbienne, qui contribue à la minéralisation de la matière organique indigène au sol. Jedidi et al. [25] ont trouvé que l'addition d'engrais azoté engendre une augmentation de la quantité d'azote provenant du sol.

L'apport de résidus de blé avec une teneur en azote faible (0,81%) implique que la quantité d'azote minéral disponible pour la biomasse microbienne dans ce sol est probablement un facteur limitant de la nitrification et minéralisation de l'azote. Ainsi, Hadas et al. [26] ont rapporté que l'activité microbienne du sol est réduite en conditions de déficience en azote.

Les trois traitements appliqués réduisent l'azote minéral de la même manière pendant toute la durée d'incubation des résidus, pour les trois profondeurs. Ces réductions varient de 88 à 92% par rapport au témoin. Dans une étude semblable, Smith et Sharpley [27] ont trouvé que les résidus de cultures pauvres en azote (blé,

avoine, maïs) dépriment la minéralisation de l'azote du sol ; la plus importante dépression a été notée pour le maïs, avec plus de 80% de diminution par rapport au témoin.

L'incorporation de résidus de blé se traduit par une immobilisation nette de l'azote. Cette immobilisation est probablement due, pour une part, à la richesse de ces résidus en carbone par rapport à l'azote ; en effet, le rapport C/N de ces résidus (53,8) est supérieur au chiffre de 30 considéré comme le seuil critique auquel l'azote n'est ni minéralisé, ni immobilisé [28]. Nos résultats concordent avec ceux de Green et al [29] et de Corbeels [30], qui ont rapporté que l'enfouissement dans le sol de résidus à rapport C/N élevé a pour conséquence une immobilisation de l'azote inorganique du sol. De même, Azam et al. [31] ont montré que l'enfouissement de résidus de récolte du maïs et de fève induisent une forte immobilisation de l'azote minéral indigène au cours des premières phases de décomposition de ces résidus, ainsi qu'une dénitrification active du NO_3^- natif au sol. Cette immobilisation de l'azote peut être aussi expliquée par le fait que la paille de blé contient des teneurs élevées en lignine, dont la dégradation a pour conséquence la formation de polyphénols. Ces derniers induisent une grande stabilisation de l'azote contenu dans les tissus microbiens matures, les composés phénoliques pouvant fournir une source de carbone à la communauté microbienne et augmenter ainsi l'immobilisation de l'azote [3, 32].

Cependant, la durée de cette immobilisation dépend, entre autres, de la qualité et de la quantité du résidu incorporé. Dans notre cas, l'incorporation des résidus de blé a pour conséquence l'immobilisation nette de l'azote pour une durée de cinq mois. Des résultats similaires sont obtenus par Bending et Turner [3] avec la paille de blé, incorporée dans le sol pendant une période de six mois. Das et al. [8] ont trouvé que l'incorporation dans le sol de la paille de sorgho provoque une immobilisation nette de l'azote au cours des 90 premiers jours de l'incubation. Schomberg et al. [33] ont rapporté une immobilisation nette de l'azote pour une période pouvant s'étendre jusqu'à plus d'un an après l'application en surface des résidus de blé et de sorgho.

4.2. Croissance de la plante

Le rendement en matière sèche et l'accumulation d'azote du blé sont peu élevés pour tous les stades de croissance et tous les traitements, et restent inférieurs à ceux obtenus par le témoin. Ceci est dû à l'immobilisation de l'azote causée par l'enfouissement de résidus faibles en azote, en plus de l'apport d'azote minéral,

qui est faible. Cette immobilisation de l'azote crée une déficience azotée, qui nuit à la croissance de la culture en cours.

De nombreux travaux ont montré que lorsqu'un matériel végétal dont la teneur azotée est inférieure à 1,2–1,3% est incorporé au sol, les micro-organismes responsables de sa dégradation assimilent l'azote minéral du sol, réduisant ainsi sa disponibilité dans le sol et, par conséquent, les rendements des cultures sont affaiblis [27, 34]. Les résidus du blé sont caractérisés par une teneur azotée faible, puisque l'exportation de l'azote par la partie récoltée laisse souvent des reliquats végétaux dont les produits carbonés excèdent largement les produits azotés. Leur restitution au sol peut diminuer le rendement de la culture suivante [3, 35]. Une compétition s'établit entre la plante et la microflore du sol vis-à-vis de l'azote minéral du sol, qui est en faveur de cette microflore [35, 36].

Par ailleurs, il a été signalé qu'un manque d'azote en fin de végétation entraînerait un vieillissement prématuré et réduirait la durée de la photosynthèse, ce qui se traduirait par une action néfaste sur le rendement final [37, 38]. Cet effet dépressif est le fait d'un blocage temporaire de l'azote minéral, sous forme organique, provoqué par le développement de la biomasse micro-

bienn. En conséquence, l'azote minéral destiné à la nutrition de la plante est utilisé par les bactéries : il en résulte la manifestation d'une faim d'azote chez la plante. Ce manque d'azote n'est pas sans conséquence sur la croissance de cette dernière.

5. Conclusion

Le contrôle de l'azote minéral dans les conditions naturelles du champ indique qu'en absence de résidus de blé, le taux de minéralisation d'azote est respectivement de 24,1, 22,9 et 18,9 mg kg⁻¹ j⁻¹ pour les niveaux 0–15, 15–30 et 30–45 cm.

L'approvisionnement de résidus de blé, pendant le semis et 15 et 30 j avant, entraîne une immobilisation nette de l'azote pour une durée de cinq mois, dans les trois niveaux du sol (0–15, 15–30 et 30–45 cm). L'incorporation de résidus de blé à 8 t ha⁻¹ diminue le rendement en matière sèche du blé ainsi que sa teneur en azote par rapport au traitement sans résidus. Dans ces conditions expérimentales, il n'y a pas de synchronisation entre la décomposition-libération d'azote de résidus de blé et la demande en azote de la culture du blé.

Remerciements. Les auteurs expriment toute leur gratitude à l'ensemble du personnel de l'Agence internationale de l'énergie atomique à Vienne, pour l'aide qu'il leur a apportée.

Références

- [1] P.J. Raath, D. Saayman, Nitrogen mineralization in vineyard soils of the Western Cape as affected by soil management practices, *S. Afr. J. Enol. Vitic.* 16 (1995) 7–13.
- [2] S. De Neve, G. Hofman, Modelling N mineralization from vegetable crop residues during laboratory incubations, *Soil Biol. Biochem.* 28 (1996) 1451–1457.
- [3] G.D. Bending, M.K. Turner, Interaction of biochemical quality and particle size of crop residues and its effect on the microbial biomass and nitrogen dynamics following incorporation into soil, *Biol. Fert. Soils* 29 (1999) 319–327.
- [4] T.M. Henriksen, T.A. Breland, Nitrogen availability effects on carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities during decomposition of wheat straw in soil, *Soil Biol. Biochem.* 31 (1999) 1121–1134.
- [5] T.M. Henriksen, T.A. Breland, Evaluation of criteria for describing crop residue degradability in a model of carbon and nitrogen turnover in soil, *Soil Biol. Biochem.* 31 (1999) 1135–1149.
- [6] W.T. Frankenberger, H.M. Abdelmagid, Kinetic parameters of nitrogen mineralization rates of leguminous crops incorporated into soil, *Plant Soil* 87 (1985) 257–271.
- [7] M.S. Aulakh, J.W. Doran, A.R. Mosier, D.D. Francis, Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55 (1991) 1020–1025.
- [8] S.K. Das, G.S. Reddy, K.L. Sharma, K.P.R. Vittal, B. Vankateswarlu, M.N. Reddy, Y.V.R. Reddy, Prediction of nitrogen availability in soil after crop residues incorporation, *Fert. Res.* 37 (1993) 209–215.
- [9] R.G. Thomas, N.M. Asakawa, Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes, *Soil Biol. Biochem.* 25 (1993) 1351–1361.
- [10] R. Dinesh, R.P. Dubey, Nitrogen mineralization rates and kinetics in soils freshly amended with green manures, *J. Agron. Crop Sci.* 181 (1998) 49–53.
- [11] C.A. Palm, P.A. Sanchez, Nitrogen release from leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents, *Soil Biol. Biochem.* 23 (1991) 83–88.
- [12] E. Handayanto, K.E. Giller, G. Cadish, Regulating N release from legume tree pruning by mixing residues of different quality, *Soil Biol. Biochem.* 29 (1997) 1417–1426.
- [13] P.L. Mafongoya, P.K.R. Nair, B.H. Dzwela, Mineralization of nitrogen from decomposing leaves of multipurpose trees as affected by their chemical composition, *Biol. Fert. Soils* 27 (1998) 143–148.
- [14] D. Curtin, F. Selles, H. Wang, C.A. Campbell, V.O. Biederbeck, Carbon dioxide emissions and transformation of soil carbon and nitrogen wheat straw decomposition, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62 (1998) 1035–1041.
- [15] M. Stemmer, M. Von Luetzon, E. Kandler, F. Pichlmayer, M.H. Gerzabek, The effect of maize straw placement on mineralization of C and N in soil particle size fractions, *Euro. J. Soil Sci.* 50 (1999) 73–85.
- [16] H. Dou, A.K. Alva, Nitrogen availability to citrus seedlings from urea and from mineralization of citrus leaf or compost, *J. Plant Nutr.* 21 (1998) 13–24.
- [17] R.J.K. Myers, C.A. Palm, E. Cuevas, I.U.N. Gunatilleke, M. Brosard, The synchronisation of nutrient mineralisation and plant nutrient demand, in: P.L. Woomer, M.J. Swift (Eds.), *The biological management of tropical soil fertility*, John Wiley & Sons, Chichester, UK, 1994, pp. 81–116.
- [18] F.K. Akinnifesi, Root activities and nutrient dynamics in alley cropping systems involving leucaena, maize and cowpea, PhD thesis, University of Ibadan, Nigeria, 1995.
- [19] M.K. Van der Meersch, R. Merckx, K. Mulongoy, Evolution of plant biomass and nutrient content in relation to soil fertility changes in two alley cropping systems, in: K. Mulongoy, R. Merckx (Eds.), *Soil organic matter*

dynamics and sustainability of tropical agriculture, John Wiley and Sons, Chichester, UK, 1993, pp. 143–154.

[20] L. Sanchez, J. Diez, A. Polo, R. Roman, Effect of timing of application of municipal solid waste compost on N availability for crops in central Spain, *Biol. Fertil. Soils* 25 (1997) 36–141.

[21] N. Jedidi, Minéralisation et humification des amendements organiques dans un sol limono-argileux tunisien, thèse, 1998.

[22] S. De Neve, G. Hofman, N mineralization and nitrate leaching from vegetable crop residues under field conditions: a model evaluation, *Soil Biol. Biochem.* 30 (1998) 2067–2075.

[23] AIEA, Use of nuclear techniques in studies of soil-plant relationships, in: G. Hardarson (Ed.), Training course series No. 2, Vienna, 1990.

[24] D.R. Keeney, D.W. Nelson, Nitrogen: Inorganic forms, in: A.L. Page, et al. (Eds.), *Methods of soil analysis, Part 2*, 2nd ASA, Madison, WI, 1982, pp. 1–8.

[25] N. Jedidi, O. Van Cleemput, A. M'Hiri, Quantification des processus de minéralisation et d'organisation de l'azote dans un sol en présence d'amendements organiques, *Can. J. Soil Sci.* 75 (1995) 85–91.

[26] A. Hadas, T.B. Parkin, P.D. Stahl, Reduced CO₂ release from decomposing wheat straw under N-limiting conditions: simulation of carbon turnover, *Eur. J. Soil Sci.* 49 (1998) 487–494.

[27] S.J. Smith, A.N. Sharpley, Soil nitrogen mineralization in the presence of surface and incorporated crop residues, *Agron. J.* 82 (1990) 112–116.

[28] M. Alexander, Mineralization and immobilization of nitrogen, in: M. Alexander (Ed.), *Introduction to soil microbiology*, 2nd ed., John Wiley and Sons, New York, 1977, pp. 136–247.

[29] C.J. Green, A.M. Blackmer, R. Horton, Nitrogen effects on conservation of carbon during corn residues decomposition in soil, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59 (1995) 453–459.

[30] M. Corbeels, Nitrogen availability and its effect on water limited wheat growth on vertisols, université de Gand, Belgique, 1997.

[31] F. Azam, F.W. Simmons, R.L. Mulvaney, Mineralization of N from plant residues and its interaction with native soil N, *Soil Biol. Biochem.* 25 (1993) 1787–1792.

[32] J.P. Schimel, K. Van Cleve, R.G. Cates, S.T. Clausen, P.B. Reichardt, Effects of balsam poplar (*Populus balsamifera*) tannins and low molecular weight phenolics on microbial activity in taiga floodplain soil: implications for changes in N cycling during succession, *Can. J. Bot.* 74 (1996) 84–94.

[33] H.H. Schomberg, J.L. Steiner, P.W. Unger, Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues: residue quality and water effects, *Soil Sci. Am. J.* 58 (1994) 372–381.

[34] A. Falisse, J. Lambert, La fertilisation minérale et organique, in: T.A. El Hassani, E. Persoons (Eds.), *Agronomie moderne, bases physiologiques et agronomiques de la production végétale*, Hatier–Aupelf–Uref, 1994, pp. 377–398.

[35] P. Davet, Modification des caractéristiques physico-chimiques du milieu sous l'effet des micro-organismes, in: P. Davet (Ed.), *Vie microbienne du sol et production végétale*, INRA, Paris, 1996, pp. 131–169.

[36] J.A. Ocio, P.C. Brooks, D.S. Jenkinson, Field incorporation of straw and its effects on soil microbial biomass and soil inorganic N, *Soil Biol. Biochem.* 23 (1991) 171–176.

[37] W.B. Gordon, D.A. Whitney, R.J. Raney, Nitrogen management in furrow irrigated, ridge-tilled corn, *J. Prod. Agric.* 6 (1993) 213–217.

[38] F. Mossedaq, D.H. Smith, Timing nitrogen application to enhance spring wheat yields in a Mediterranean climate, *Agron. J.* 86 (1994) 221–226.