

# Effets à long terme des cultures intermédiaires, du non labour et de la réduction de la fertilisation sur le bilan d'azote à l'échelle de la parcelle

Julie Constantin<sup>1</sup>, Bruno Mary<sup>1</sup>, François Laurent<sup>2</sup>, Nicolas Beaudoin<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>INRA Unité Agro-Impact rue Fernand Christ, 02007 Laon Cedex - France

<sup>2</sup>Arvalis Institut du végétal 91700 Boigneville - France.

\*Tel: 0 (+33) 3-23-23-99-57 - E-mail: [nicolas.beaudoin@laon.inra.fr](mailto:nicolas.beaudoin@laon.inra.fr)

## 1. Introduction

Pour limiter les pertes de nitrates vers les nappes aquifères, les directives européennes ont favorisé les bonnes pratiques agricoles (BPA), telles que l'ajustement de la fertilisation minérale azotée ou l'établissement des cultures intermédiaires (CI). La diminution des apports d'azote de 20% par rapport à la dose recommandée a été préconisée dans le cadre des mesures agro-environnementales afin de réduire les impacts sur l'environnement.

Les cultures intermédiaires sont connues pour réduire le lessivage des nitrates, du moins sur le court terme (Thomsen, 2005; Tonitto et al., 2006). Elles ont également tendance à augmenter le stock d'azote organique du sol (Thomsen et Christensen, 2004), mais il n'y a pas de consensus sur l'intensité de cette augmentation.

La réduction de fertilisation azotée sous la dose recommandée ne constitue pas une mesure très efficace pour réduire le lessivage à l'échelle annuelle (Kohler et al. 2006), mais pourrait s'avérer plus efficace sur le long terme (Hansen et al. 1996, Gomez et al. 2002). Toutefois, les conséquences de la réduction au-dessous de la dose recommandée n'ont pas été beaucoup étudiées à long terme.

Le non labour est parfois mis en avant pour réduire le lessivage du nitrate en limitant la minéralisation d'azote du sol (Dowdell et Cannel, 1975; Malhi et Nyborg, 1989). Toutefois, les effets sur le lessivage sont contradictoires et semblent être dépendants du sol et du climat (Goss et al. 1990; Hansen et Djurhuus, 1997). À long terme, le travail réduit du sol semble augmenter le stock de matière organique du sol sur une profondeur équivalente à l'ancienne couche labourée (ex. Rossella et al., 2007).

Ces résultats indiquent que si les effets des pratiques à court terme sont bien étudiés, le devenir de l'azote à long terme n'est pas bien connu. Or, seules des études à long terme permettent d'identifier tous les effets, y compris les évolutions de la matière organique du sol. La balance azotée à long terme, différence entre les apports de N et de l'exportation par les cultures, représente un indicateur de pression d'azote sur le système. Dans les systèmes où cette balance est très excédentaire (> 80 kg N/ha/an), les pertes d'azote par lessivage sont également très élevées. Ceci n'est pas forcément vrai pour des balances azotées plus modérées. En fait, la balance est égale à la somme des pertes par lixiviation, émissions gazeuses et immobilisation dans le sol. Une même balance peut se traduire par une répartition variable entre le lessivage, le stockage et les pertes gazeuses.

L'objectif de ce travail est 1) d'analyser les effets des pratiques agricoles telles que les CI, le semis direct et la réduction de fertilisation azotée sur la balance azotée et ses composants à long terme dans différents contextes, 2) de déterminer le devenir de N non lessivé entre le stockage dans le sol, l'absorption par les cultures principales et les émissions gazeuses.

## 2. Matériel et méthodes

Les effets des CI, du semis direct et de la réduction de fertilisation par rapport à la dose recommandée sur le bilan d'azote sont étudiés sur 3 expérimentations de longue durée (13 à 17 ans) de la moitié Nord de la France. Les CI sont présentes sur tous les sites tandis que le semis direct (SD) par rapport au labour (L) et la réduction de fertilisation (N-) par rapport à la dose recommandée (N) ne sont testés que sur un seul site (Tableau 1). Ces sites sont tous équipés de bougies poreuses et de lysimètres situés sous la zone racinaire (entre 90 et 200 cm de profondeur) permettant de connaître le drainage et de calculer le lessivage de nitrate. La biomasse, l'absorption et les exportations d'azote par les cultures sont mesurées annuellement. Les teneurs en azote et carbone organique ainsi que les masses volumiques du sol ont été mesurées en fin d'expérimentation sur 0-30 cm.

Tableau 1: Description des sites expérimentaux

	Boigneville (Ile-de-France)	Kerlavic (Bretagne)	Thibie (Champagne-Ardenne)
<b>Rotation</b>	Blé / Orge / Pois	Blé / Maïs	Pois / Blé / Bett (avant 2003) Blé / Orge / Bett (après 2003)
<b>Fertilisation</b>	N	N	N / N-
<b>Travail du sol</b>	L / SD	L	L
<b>Interculture</b>	+CI / -CI	+CI / -CI	+CI / -CI
<b>CI: espèces, fréquence</b>	Moutarde 3/3	Raygras d'Italie 1/2	Radis ou céréale 3/3
<b>Durée (années)</b>	16	13	13 (N-) et 17 (N)
<b>Précipitation (mm)</b>	604 ± 152	1213 ± 204	605 ± 198

Dans un premier temps, les effets des pratiques agricoles sur le lessivage puis sur les stocks d'azote du sol sont étudiés. La balance d'azote est ensuite calculée par l'équation suivante :

$$Balance = A + F + S - E$$

La fertilisation ( $F$ ) et les exportations ( $E$ ) sont connues annuellement. Les dépôts atmosphériques ( $A$ ) sont calculés en multipliant la quantité de pluie par la concentration moyenne d'azote dans la pluie. Enfin la fixation symbiotique ( $S$ ) du pois est calculée par le produit de l'azote total absorbé par la culture et de la proportion d'azote de la plante dérivé de l'atmosphère. Ce dernier terme est calculé grâce à une relation étroite avec la quantité d'azote minéral présente au semis sur 0-30 cm (Voisin et al., 2002).

Cette balance correspond aussi à la somme du lessivage ( $L$ ), du stockage ( $N_{stocké}$ ) et des pertes gazeuses ( $G$ ):

$$Balance = L + N_{stocké} + G$$

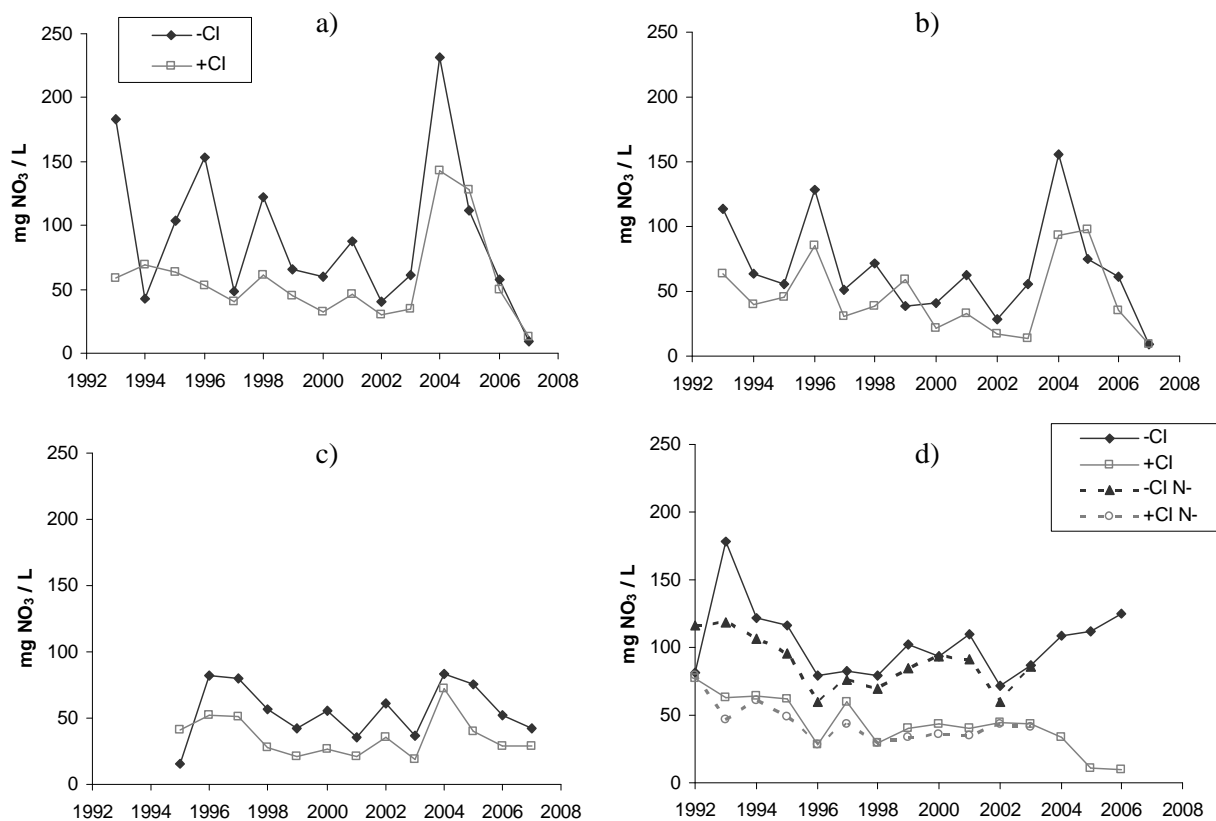
Sachant que les deux premiers termes sont mesurés, l'effet des pratiques sur les émissions gazeuses sera déduit par défaut de bilan.

### 3. Résultats

#### a. Lessivage de nitrate

Le lessivage présente une grande variabilité interannuelle : tous sites confondus il varie de 0 à 137 kg N/ha/an. La variabilité est fortement liée au climat, à travers le volume d'eau drainée. Celui-ci est en moyenne de 141 mm/an à Boigneville, 118 mm/an à Thibie et de 600 mm/an à Kerlavic. Le lessivage annuel moyen est de 20, 56 et 21 kg/ha/an à Boigneville, Kerlavic et Thibie respectivement. La concentration nitrique de l'eau drainée (moyenne annuelle pondérée) est plus tamponnée, mais varie également d'une année sur l'autre (Figure 1). Les variations observées sont conditionnées par le climat mais également par les pratiques agricoles.

Parmi les trois pratiques étudiées, la pratique des CI constitue le moyen le plus efficace pour diminuer le lessivage de l'azote à long terme, de 33 à 62% selon les sites. Les CI atténuent également la variabilité interannuelle de la concentration nitrique de l'eau drainée (Figure 1). L'effet positif des CI perdure sur toute la durée de l'étude. Dans notre étude, la seule façon d'atteindre la concentration de nitrate inférieur à 50 mg/L est la mise en place de CI alors que le semis direct et la fertilisation réduite ne réduisent ces pertes que de 25 et 8% respectivement.



**Figure 1:** Evolution de la concentration moyenne annuelle des eaux drainées à Boigneville en labour (a), en semis direct (b), à Kerlavic (c) et Thibie (d).

L'efficacité des CI est liée à la capacité de celles-ci à réduire la quantité d'azote minéral dans le sol au début de la période de drainage. A Kerlavic, la CI n'étant implantée qu'une interculture sur deux, un effet adverse sur le lessivage est observée les années où elle n'est pas présente (après maïs). Le lessivage de nitrate est augmenté de 28% par rapport au témoin alors que les années avec CI, il est réduit de 90%. Cet effet négatif signifie que la minéralisation en automne est plus forte sur le traitement avec CI. Ce résultat implique donc une minéralisation supérieure avec CI, qu'il s'agisse d'un effet à court terme ou d'un effet cumulatif. La plus forte minéralisation est confirmée par la quantité plus élevée d'azote minéral à la récolte de maïs. D'autres études ont également constaté une augmentation de la lixiviation (par rapport au témoin) après l'arrêt des CI suggérant une minéralisation plus élevée et un effet cumulatif (Thomsen et Christensen, 1999; Hansen et al., 2000).

Le semis direct réduit le lessivage de l'azote dans une moindre mesure mais il semble partiellement efficace dans cette étude avec une diminution de la concentration nitrrique de 25% alors que certaines études à long terme (plus de 30 ans) ne trouvaient aucune différence significative de lessivage entre non travail et labour (Oorts et al. 2007a).

La réduction de la fertilisation azotée en dessous de la dose recommandée (-35%) n'a qu'un faible impact sur le lessivage, même après 13 ans de pratique continue. Cette faible réduction de la lixiviation est due à la faible incidence de réduction de fertilisation sur la quantité d'azote minéral du sol à la récolte (Houlès et al., 2004) et en début de drainage. Toutefois, à plus long terme, l'effet sur le lessivage pourrait être accru comme suggéré par Gomez et al. (2002).

## b. Stockage d'azote dans le sol

Notre étude à moyen terme a permis l'estimation du stock d'azote organique et de l'effet des pratiques sur ce stock. L'enfouissement de CI tous les ans ou tous les deux ans a progressivement augmenté les stocks de carbone et d'azote organique du sol: le stock d'azote est significativement plus élevé, de 162 à 315 kg/ha en fin d'expérimentation (Tableau 2). La vitesse de stockage d'azote organique, par rapport au témoin, a été de

10 à 24 kg/ha/an ; c'est une quantité importante par rapport à l'azote apporté par les CI, de 29 à 37 kg/ha/an. Ces valeurs confirment celles obtenues après 25 ans d'expérimentation au Danemark (Berntsen et al., 2006). Ces auteurs observent un stockage de 15 kg N/ha/an sur la couche 0-20 cm suite à la présence continue de CI.

Tableau 2: Densité apparente et stock d'azote organique (à masse de sol constante) par site et par pratique agricole

	Densité apparente	Stock N	
		-CI t/ha	+CI t/ha
Boigneville L	1.45	4.85	5.07***
Boigneville SD	1.61	4.86	5.02***
Kerlavic	1.26	9.20	9.52*
Thibie N	1.40	5.53	5.75
Thibie N-	1.40	5.42	5.67**

A Boigneville, le semis direct ne semble pas conduire à un stockage de carbone ou d'azote (par rapport au labour) en opposition avec d'autres résultats expérimentaux qui suggèrent une séquestration de carbone dans le sol (Germon et al., 1994; Arrouays et al., 2002 ; Dou et Hons, 2006). Toutefois, certains de ces résultats ont été obtenus à profondeur constante, et non à masse de sol constante, ne prenant pas en compte la compaction du sol lié au non travail. D'autres travaux plus récents tels ceux de Murage et al. (2007) ont montré que le non travail entraînait la redistribution de la matière organique dans le profil sans nécessairement modifier sa quantité totale.

L'effet d'une réduction de fertilisation sur le stockage d'azote est faible mais significatif. À Thibie, après 13 ans, le stock d'azote est inférieur de 7 kg/ha/an avec la réduction de fertilisation par rapport à la fertilisation conventionnelle. Cette réduction est principalement attribuable à une moindre production conduisant à des restitutions de résidus de culture plus faibles (Saffih et Mary, 2008).

### c. Balance azotée et effet des pratiques sur les pertes gazeuses

La balance d'azote varie selon le site d'étude : elle est proche de zéro à Kerlavic et comprise entre 34 et 61 kg N/ha/an sur les deux autres sites (Figure 2). A Boigneville et Thibie, 32 à 35% de la balance est due aux dépôts atmosphériques. La faible balance à Kerlavic pourrait être interprétée comme un faible risque de pollution azotée, mais résulte en fait des fortes exportations liées au système de culture (avec maïs ensilage et exportation des pailles de blé). Lorsque le lessivage est pris en compte, on peut calculer que le déstockage de l'azote du sol a été très élevé, au moins égal à 51 kg/ha/an. Ce système conduit donc à de très fortes pertes de matière organique du sol.

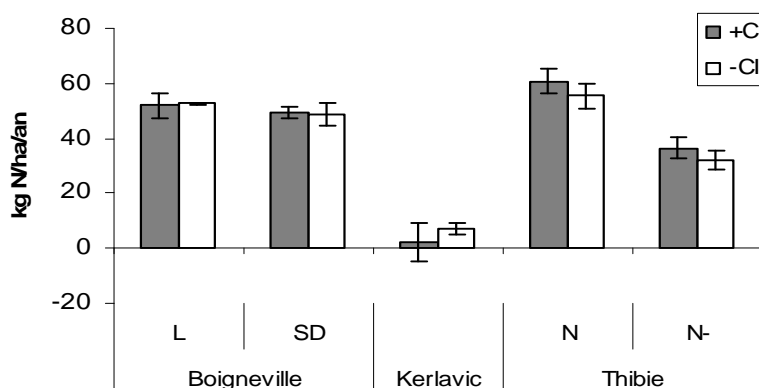


Figure 2: La balance azotée annuelle moyenne par sites et pratiques agricoles

Les CI comme le semis direct ne modifient pas la balance. La réduction de la dose d'azote la réduit en lien avec les apports plus faibles; cette relation entre dose d'azote et balance ayant déjà été décrite par Mary et al.

(2002). Une balance similaire ne conduit pas au même risque de pollution, comme le montre la balance identique avec ou sans CI; le lessivage étant élevé dans le traitement sans CI alors que le stockage est favorisé avec CI. Le manque de sensibilité de la balance azotée à certaines pratiques agricoles qui peuvent réduire fortement le lessivage de l'azote signifie que cet indicateur est nécessaire mais pas suffisant pour évaluer les risques environnementaux.

La comparaison entre le stockage et la balance moins le lessivage en fin d'expérimentation nous permet d'évaluer l'impact des pratiques sur les émissions gazeuses d'azote. Dans le cas de la pratique des CI, l'azote minéral « économisé », c'est-à-dire soustrait du lessivage, a été principalement stocké dans le sol sans modification significative des pertes gazeuses (voire même une petite diminution de celles-ci). Au contraire, les deux autres pratiques étudiées ont plus d'impact sur les émissions gazeuses d'azote que sur le stockage. Celui-ci est légèrement réduit par la réduction de fertilisation et non modifié par le semis direct.

Le semis direct aurait augmenté les émissions gazeuses d'azote de 4 kg/ha/an, probablement en raison de la hausse de dénitrification favorisée par un plus grand tassement et une porosité inférieure du sol. Cette hypothèse est corroborée par la mesure des émissions de N<sub>2</sub>O qui sont plus fortes en semis direct qu'en labour (mesures réalisées en 2008). Elle est confirmée par les résultats obtenus par Oorts et al. (2007b) après 32 années de travail du sol différencié.

L'effet d'une réduction de la fertilisation azotée sur les pertes gazeuses est très marqué. A Thibie, les émissions gazeuses ont été réduites en moyenne de 13 kg N/ha/an alors que la fertilisation a été diminuée de 25 kg N/ha/an. Cette constatation est cohérente avec la faible efficacité d'utilisation des engrais minéraux constatée sur ce site. La réduction de fertilisation conduit à diminuer les pertes par volatilisation (Jarvis et al., 1990) et probablement aussi par dénitrification.

### **Conclusion**

Dans des systèmes de cultures annuelles avec des intercultures longues, établir des CI est le moyen le plus efficace pour diminuer le lessivage de l'azote et parvenir à des concentrations nitriques inférieures à 50 mg/L sur le long terme. L'effet est d'autant plus positif que les cultures intermédiaires reviennent fréquemment dans la rotation. Le semis direct et particulièrement la réduction de fertilisation sous la dose recommandée ne sont que peu efficaces pour limiter le lessivage.

Les cultures intermédiaires, en plus de réduire efficacement le lessivage, permettent de stocker de l'azote et du carbone dans le sol en quantité importante. A fertilisation équivalente, elle contribue aussi à augmenter la production agricole. Cette pratique semble donc très bénéfique pour l'environnement. Le non labour ne paraît pas stocker systématiquement de l'azote ou du carbone et peut, comme dans notre cas, augmenter les pertes gazeuses dont les émissions de N<sub>2</sub>O. Par contre une réduction de fertilisation, peu efficace pour limiter le lessivage, pourrait fortement réduire les pertes gazeuses.

À l'avenir, nous nous intéresserons à i) l'évaluation des pertes gazeuses d'azote et l'effet des pratiques agricoles grâce aux méthodes isotopiques et à la modélisation; ii) les conséquences de l'augmentation du stockage dans le sol liée aux CI sur la dynamique de la minéralisation de l'azote.

### **Références**

- Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P. (2002) Contribution à la lutte contre l'effet de serre : stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Rapport d'expertise de l'INRA à la demande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.
- Berntsen J., Olesen J.E., Petersen B.M., Hansen E.M. (2006) Long-term fate nitrogen uptake in catch crops. *Europ. J. Agronomy* 25: 383-390.
- Dou F., Hons F.M. (2006) Tillage and nitrogen effects on soil organic matter fractions in wheat-based systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1896-1905.
- Dowdell R.J., Cannel R.Q. (1975) Effect of ploughing and direct drilling on soil nitrate content. *J. Soil Sci.* 26: 53-61.
- Germon J.C., Tareau J.C., Thomas J.M. (1994) Effets des méthodes simplifiées de travail du sol sur les transformations de l'azote et leurs conséquences sur le lessivage du nitrate. In : *Simplification du travail du sol*, INRA (Eds.), Paris, 125-154.
- Gomez et al. (2002) Dynamiques agricoles et pollution nitrique diffuse: modélisation intégrée du transfert du nitrate sur le bassin de la Seine. Rapport final du PIREN Seine, 52 p.

- Goss, M.J., Howse, K.R., Harris, G.L. and Colbourn, P. (1990) The leaching of nitrates after spring fertilizer application and the influence of tillage. In: R. Merckx, H. Vereecken and K. Vassac (Editors), *Fertilization and the Environment*. Leuven University Press, Leuven, Belgium, 20-25.
- Hansen E.M., Djurhuus J. (1996) Nitrate leaching as affected by long-term N fertilization on a coarse sand. *Soil Use and Management* 12:199-204.
- Hansen E.M., Djurhuus J. (1997) Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. *Soil & Tillage Research* 41: 203-219.
- Hansen E.M., Kristensen K., Djurhuus J. (2000) Yield parameters as affected by introduction or discontinuation of catch crop use. *Agron. J.* 92: 909-914.
- Houlès V., Mary B., Guérif M., Makowski D., Justes E. (2004) Evaluation of the ability of the crop model STICS to recommend nitrogen fertilisation rates according to agro-environmental criteria. *Agronomie*, 24: 339-349.
- Jarvis S.C., Pain B.F. (1990) Ammonia volatilization from agricultural land. Proc. No. 298, The Fertilizer Society, Peterborough, UK.
- Kolher K., Duynisveld W.H.M., Böttcher J. (2006) Nitrogen fertilization and nitrate leaching into groundwater on arable sandy soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169: 185–195.
- Mary B., Laurent F., Beaudoin N. (2002) La gestion durable de la fertilisation azotée. Proc. 65th IIRB Congress, Brussels (BE), 59-65.
- Nyborg N., Malhi S.S. (1989) Effect of zero and conventional tillage on barley yield and nitrate nitrogen content. Moisture and temperature of soil in north-central Alberta. *Soil Tillage Res.* 15: 1-9.
- Oorts K., Laurent F., Bruno Mary B., Thiebeau P., Labreuche J., Nicolardot B. (2007a) Experimental and simulated soil mineral N dynamics for long-term tillage systems in northern France. *Soil & Tillage Research* 94: 441–456.
- Oorts K., Merckx R., Gréhan E., Labreuche J., Nicolardot B. (2007b) Determinants of annual fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France *Soil & Tillage Research* 95: 133–148.
- Rossella P., Valboa G., Piovanelli C., Brandi G. (2007) Nitrogen and phosphorous in a loam soil of central Italy as affected by 6 years of different tillage systems. *Soil & Tillage Research* 92: 175–180.
- Saffih-Hdadi K., Mary B. (2008) Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 594–607.
- Thomsen I.K., Christensen B.T. (1999) Nitrogen conserving potential of successive ryegrass catch crops in continuous spring barley. *Soil Use and Management* 15: 195-200.
- Thomsen I.K., Christensen B.T. (2004) Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use and Management* 20: 432-438.
- Thomsen I.K. (2005) Nitrate leaching under spring barley is influenced by the presence of a ryegrass catch crop: Results from a lysimeter experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111: 21–29.
- Tonitto C., David M.B., Drinkwater L.E. (2006) Replacing bar fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 58-72.
- Voisin A-S., Salon C., Munier-Jolain N.G., Ney B. (2002) Quantitative effects of soil nitrate, growth potential and phenology on symbiotic nitrogen fixation of pea (*Pisum sativum* L.). *Plant and Soil* 243: 31–42.