



**HAL**  
open science

## Mise en évidence du rôle de l'histoire hydrique des sols sur les émissions de protoxyde d'azote

Eva Rabot

► **To cite this version:**

Eva Rabot. Mise en évidence du rôle de l'histoire hydrique des sols sur les émissions de protoxyde d'azote. Notes de Recherche de l'Académie d'Agriculture de France, 2015. hal-02630175

**HAL Id: hal-02630175**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02630175>**

Submitted on 27 May 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

**MISE EN ÉVIDENCE DU ROLE DE L'HISTOIRE HYDRIQUE DES SOLS SUR LES  
EMISSIONS DE PROTOXYDE D'AZOTE<sup>1</sup>*****HIGHLIGHTING THE ROLE OF SOIL HYDRIC HISTORY ON  
NITROUS OXIDE EMISSIONS***par Eva **Rabot**INRA Orléans, Unité de Recherche Science du Sol (UR0272), Centre Val de Loire,  
2163 avenue de la pomme de pin, CS 40001 Ardon**Résumé**

Les sols et les activités agricoles qu'ils supportent contribueraient à environ 2/3 des émissions globales de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O), un puissant gaz à effet de serre. L'objectif des travaux était la compréhension de l'influence de l'histoire hydrique des sols sur les émissions de N<sub>2</sub>O. Une expérimentation de laboratoire permettant un contrôle fin de l'état hydrique d'échantillons de sol durant des cycles de saturation et désaturation, ainsi que la mesure des flux de N<sub>2</sub>O, a été menée (Figure 1). Cette expérimentation a été reproduite pour un échantillon pendant l'acquisition simultanée d'images à l'aide d'un scanner médical à rayons X, ceci afin de caractériser le volume de pores libres à l'air (Figures 3 et 4a) et la connectivité gazeuse (Figure 4b). Deux types de pics d'émission de N<sub>2</sub>O, d'origine biologique et physique, ont été observés (Figure 2). Il a ainsi été mis en évidence la nécessité de distinguer les périodes de production/consommation de N<sub>2</sub>O de celles de son transport pour expliquer la variabilité des émissions de N<sub>2</sub>O couramment observées.

**Abstract**

*Soils and associated agricultural activities are estimated to account for about 2/3 of the global emissions of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O), a potent greenhouse gas. Soil water saturation is known to be a key factor for controlling N<sub>2</sub>O emissions. The aim of this study was to understand the controls linked to the soil hydric functioning on N<sub>2</sub>O emissions. Laboratory experiments were designed to control the hydric status of soil samples during wetting and drying cycles, and to measure simultaneously N<sub>2</sub>O fluxes (Figure 1). Three treatments of stepwise drying were performed across the range 0 to □100 cm pressure head in two wetting–drying cycles. This experiment was reproduced for one soil sample during the acquisition of three-dimensional X-ray images. After image treatment, we could characterize the air-filled pore volume (Figures 3 and 4a) and gaseous connectivity (Figure 4b). Two types of N<sub>2</sub>O emission peaks were detected (Figure 2). A peak*

---

<sup>1</sup> Thèse soutenue le 30 octobre 2014.

Coordonnées actuelles : Laboratoire Léon Brillouin (UMR12), CEA Saclay, 91191 Gif-sur-Yvette Cedex  
Courriel : eva.rabot@cea.fr

---

*appeared within two or three days after rewetting and was related to microbial production processes and a slow N<sub>2</sub>O transport in water saturated soils. The second type of peak was detected within the first two steps of the decreasing pressure head, and occurred during a brief period, an average of 1.6 hour after the beginning of the soil drying. These peaks were induced by diffusion processes, and their intensities were correlated with the amount of water drained. Entrapment of N<sub>2</sub>O during the wetting phase and rapid displacement during the drying phase occurred. We highlighted the need to distinguish N<sub>2</sub>O production/consumption and transport phases to explain the variability of N<sub>2</sub>O emissions which is commonly measured.*

## INTRODUCTION

Le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) est un puissant gaz à effet de serre, également impliqué dans la destruction de l'ozone stratosphérique (World Meteorological Organization, 2007 ; Ravishankara *et al.*, 2009). Son pouvoir de réchauffement global sur une période de 100 ans est environ 300 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), ce qui en fait le troisième gaz contributeur du réchauffement climatique, après le CO<sub>2</sub> et le méthane (Ciais *et al.*, 2013). Les activités humaines influencent très fortement la production de N<sub>2</sub>O par l'écosystème terrestre : il est en partie formé au cours de réactions microbiologiques naturelles (la nitrification et la dénitrification), dont le fonctionnement est amplifié par l'apport de substances azotées comme les engrais (Ciais *et al.*, 2013). Le dernier rapport du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat estime que les sols et les activités agricoles qu'ils supportent contribueraient à environ 2/3 des émissions globales de N<sub>2</sub>O (Ciais *et al.*, 2013). Actuellement, les estimations des quantités de N<sub>2</sub>O émises à l'échelle de la France sont néanmoins accompagnées d'incertitudes de l'ordre de 200 % (CITEPA, 2012). Au regard des enjeux globaux du réchauffement climatique, il apparaît donc essentiel de poursuivre les recherches sur les processus qui conduisent aux émissions de N<sub>2</sub>O par les sols, de façon à disposer d'estimations plus fiables des quantités produites.

Les observations issues de la littérature montrent de très fortes variabilités spatiale et temporelle des émissions de N<sub>2</sub>O, qui ont souvent lieu sous la forme de pics d'émission, en réponse à la variation de paramètres du milieu. Parmi les nombreux facteurs de contrôle des émissions de N<sub>2</sub>O, la teneur en eau du sol est reconnue comme l'un des paramètres prépondérant (Grundmann et Rolston, 1987 ; Heinen, 2006) puisqu'un environnement pauvre en oxygène est nécessaire à la production de N<sub>2</sub>O par dénitrification (Robertson, 1989 ; Butterbach-Bahl *et al.*, 2013).

L'objectif principal de cette étude était d'affiner la compréhension du rôle du fonctionnement hydrique des sols sur les émissions de N<sub>2</sub>O. L'originalité de l'approche a résidé dans la prise en considération explicite de l'histoire hydrique du sol, à l'aide de méthodes expérimentales permettant un contrôle fin de l'état hydrique des sols au cours du temps et de traitements temporels des données recueillies. Nous avons également mis en œuvre une expérimentation utilisant l'imagerie, la tomographie par rayons X. Ces résultats sont issus des travaux de thèse d'Eva Rabot (2014) dont l'analyse est accessible sur le site internet de l'Académie d'Agriculture de France (<http://academie-agriculture.fr/publications/presentation-theses>).

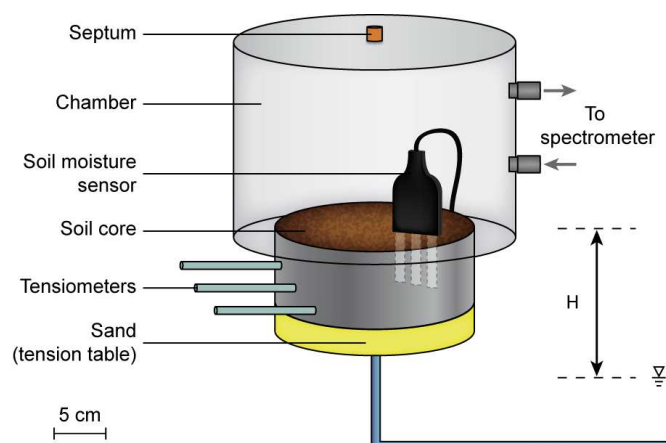
## A. Matériel et méthodes

### 1. Echantillonnage du sol

Des cylindres de sol, de 15 cm de diamètre pour 7 cm de hauteur, ont été prélevés dans l'horizon de surface (1□8 cm) d'un sol agricole d'Eure-et-Loir. Le sol est classé comme un Luvisol dégradé dans le référentiel pédologique français. Les prélèvements ont eu lieu en janvier et en mai 2012, alors que la parcelle était cultivée en blé. Un échantillon a également été prélevé sur la même parcelle en juin 2013, afin d'être caractérisé par tomographie par rayons X. La parcelle était alors cultivée en colza.

### 2. Expérimentations de contrôle hydrique

Nous avons soumis les échantillons de sol à des cycles de saturation et de désaturation en eau au cours d'une expérimentation de laboratoire, à l'aide d'une table à succion (Figure 1). Ce dispositif, plus classiquement utilisé pour caractériser la courbe de rétention en eau d'échantillons de sol, a permis de faire varier l'intensité et la vitesse de désaturation. Trois traitements de charges hydrauliques décroissantes ont été appliqués, différant du point de vue du nombre de paliers nécessaires pour couvrir la gamme de charges hydrauliques 0 à □100 cm (3, 4 et 6 paliers). Tout d'abord, chaque échantillon a été saturé quatre jours à l'aide d'une solution enrichie en nitrates, puis désaturé par paliers successifs de 24 heures. Deux cycles de saturation/désaturation ont été appliqués successivement, selon le même schéma. Les échantillons ont été instrumentés de trois tensiomètres pour mesurer le potentiel matriciel, et d'une sonde d'humidité. Les flux de N<sub>2</sub>O ont été mesurés régulièrement par la méthode des chambres statiques à l'aide d'un spectromètre à corrélation infrarouge, et calculés de façon linéaire à partir de l'évolution des concentrations au cours du temps.



**Figure 1** : Dispositif expérimental permettant le contrôle hydrique et la mesure des flux de N<sub>2</sub>O d'un échantillon de sol (Rabot *et al.*, 2014).

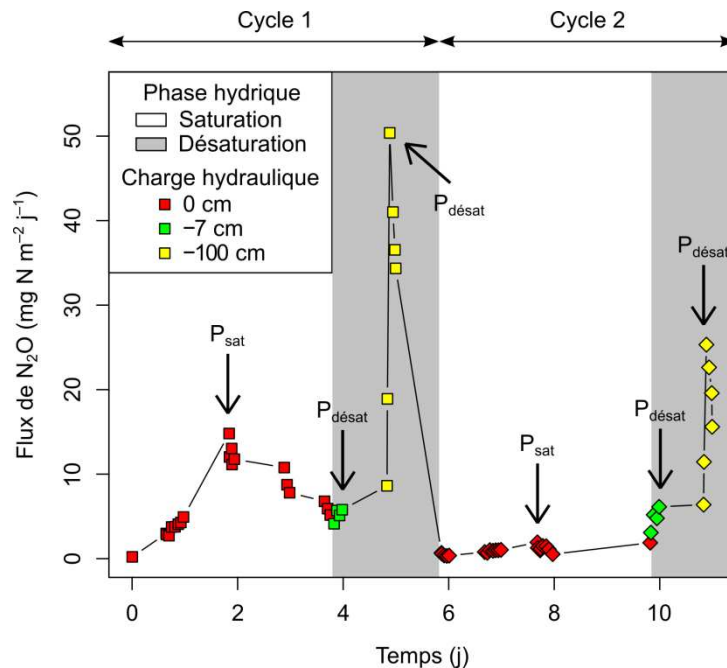
*Figure 1* : Experimental setup for the hydric control and N<sub>2</sub>O flux measurements of a soil sample (Rabot *et al.*, 2014).

### 3. Tomographie par rayons X

Cette expérimentation a été reproduite pendant l'acquisition simultanée d'images à l'aide d'un scanner médical à rayons X. L'imagerie par rayons X permet en effet l'identification des trois phases composant le sol : la phase gazeuse, l'eau et la matrice solide. Un échantillon de sol a d'abord été saturé pendant trois jours, puis désaturé pendant environ sept heures en appliquant une pression de  $\square 100$  hPa à sa base. Deux cycles de saturation/désaturation ont ainsi été appliqués, pendant lesquels des séries de scans et de mesures des flux de  $N_2O$  ont été réalisées. La taille de chaque unité composant l'image en trois dimensions (voxel) était de  $316 \times 316 \times 100$   $\mu m$ . Une première étape de traitement a consisté à segmenter les images, afin de séparer la phase gazeuse des autres phases. Des descripteurs morphologiques du réseau de pores connectés à la surface ont ensuite été calculés : le volume de pores libres à l'air et le nombre d'Euler, permettant de caractériser la connectivité du réseau de pores (Vogel *et al.*, 2010). Lorsque le nombre d'Euler est négatif, le réseau de pores est dit connecté, alors qu'il est déconnecté lorsque le nombre d'Euler est positif.

### B. Résultats et discussion

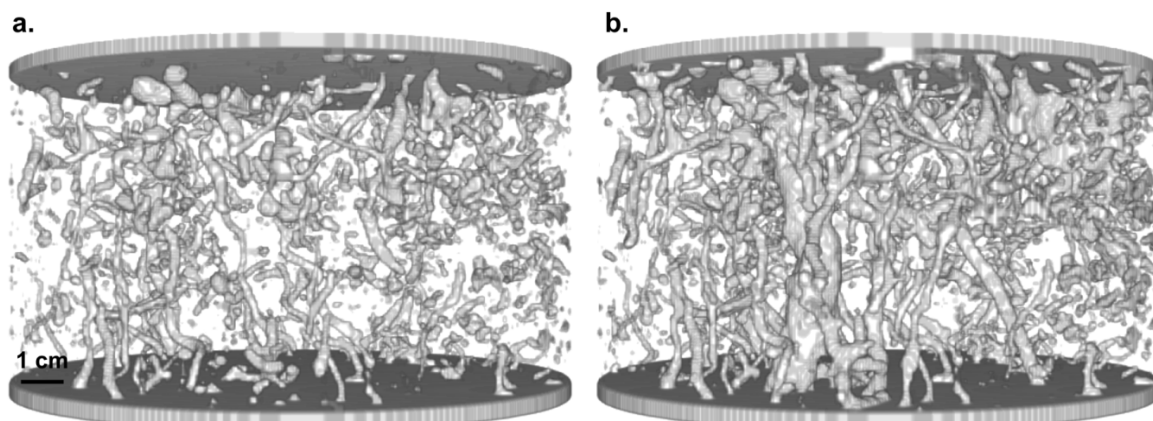
Ce contrôle des états hydriques successifs a permis de mettre en évidence le rôle de l'histoire hydrique des sols dans la variabilité des émissions de  $N_2O$  couramment observée sur le terrain et au laboratoire. En effet, grâce à une résolution temporelle fine de la mesure des flux de  $N_2O$ , nous avons observé des dynamiques d'émissions jusqu'alors non documentées (Figure 2) : s'il est reconnu que des pics d'émissions se produisent lors de la saturation en eau des sols ( $P_{sat}$ ), nous avons également observé des pics d'émissions brefs, mais plus intenses lors des phases de désaturation en eau ( $P_{désat}$ ) que celles de saturation. Les pics  $P_{sat}$  sont apparus deux à trois jours après le début de la saturation en eau du sol. Ils sont liés à l'adaptation progressive des microorganismes producteurs et consommateurs de  $N_2O$  aux conditions anaérobies du milieu. Les pics  $P_{désat}$  ont été atteints en moyenne 1,6 h après la modification de l'équilibre hydrique. Nous avons pu relier ces flux de  $N_2O$  maximum à la phase de décroissance rapide du potentiel matriciel ( $R = 0,61$ ). Les plus fortes intensités dans les flux de  $N_2O$  ont été observées aux premiers paliers de charges hydrauliques décroissantes, à des potentiels matriciels de  $\square 50$  et de  $\square 100$  cm. L'intensité des pics  $P_{désat}$  a ainsi été corrélée à la quantité d'eau drainée ( $R = 0,80$ ).



**Figure 2 :** Évolution des flux de N<sub>2</sub>O d'un échantillon de sol au cours de deux cycles de saturation/désaturation ( $P_{\text{sat}}$  : pic de N<sub>2</sub>O au moment de la saturation en eau,  $P_{\text{désat}}$  : pic de N<sub>2</sub>O au moment de la désaturation en eau).

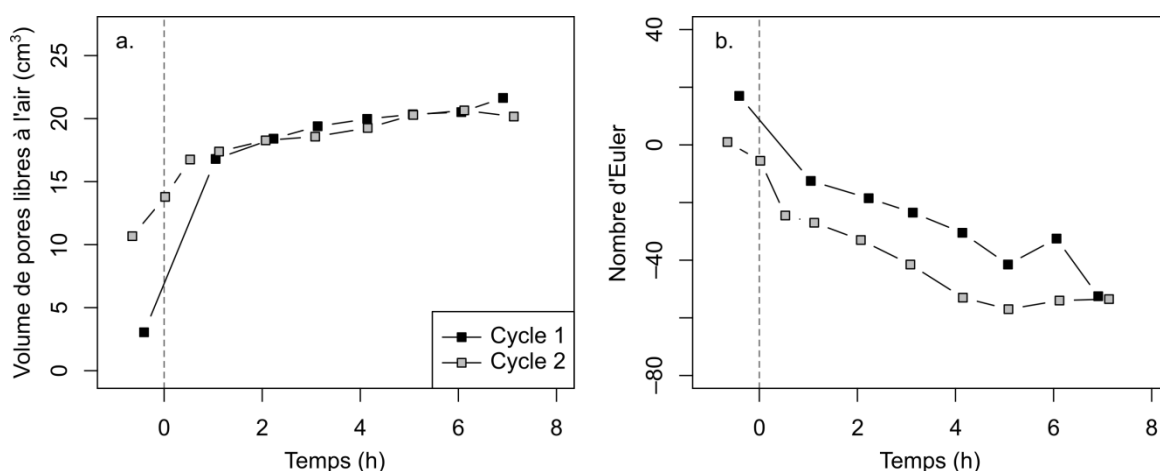
**Figure 2 :** Nitrous oxide flux evolution of a soil sample during two wetting/drying cycles ( $P_{\text{sat}}$ : N<sub>2</sub>O peak during the wetting phase,  $P_{\text{désat}}$ : N<sub>2</sub>O peak during the drying phase).

Une comparaison de la distribution des pores libres à l'air identifiés à partir de la tomographie par rayons X est donnée en Figure 3, à la fin des phases de saturation et de désaturation en eau. A la résolution du scanner, seuls les macropores sont reconnus de façon univoque. Il est possible d'identifier des pores cylindriques d'origine biologique (passage d'ancienne racine, galeries de lombrics) et des pores structuraux. Le volume de macropores libres à l'air connectés à la surface a augmenté rapidement pendant la première heure de désaturation, puis l'échantillon a commencé à atteindre un équilibre hydrique (Figure 4). Une transition entre un réseau de pores peu connecté et connecté a pu être observée : le nombre d'Euler était positif à la résolution de l'image à la fin de la phase de saturation en eau, alors qu'il était négatif pendant la phase de désaturation en eau (Figure 4). L'interconnexion entre les différents macropores a augmenté au cours du temps, essentiellement au cours de la première heure de désaturation en eau. Nous avons pu définir qu'un réseau de pores principal d'origine biologique, représentant 98 % du volume de macropores connectés à la surface, était responsable de la valeur fortement négative du nombre d'Euler.



**Figure 3 :** Pores libres à l'air d'un échantillon de sol (a) en phase de saturation et (b) en phase de désaturation en eau, identifiés à partir d'une tomographie par rayons X.

*Figure 3 : Air-filled pores of a soil sample (a) during the wetting phase and (b) during the drying phase, identified from an X-ray computed tomography*



**Figure 4 :** Évolution (a) du volume de pores libres à l'air et (b) de la connectivité gazeuse du réseau de pores connectés à la surface, au cours de deux cycles de saturation/désaturation en eau. Au temps  $t = 0$ , la désaturation débute.

*Figure 4 : Evolution of (a) the air-filled pore volume and (b) gas connectivity of the pore network connected to the soil surface, during two wetting/drying cycles. A time  $t = 0$ , the drying phase begins.*

Les expérimentations permettant le contrôle de l'état hydrique, associées à une observation de l'état de saturation du réseau de macropores, ont mis en évidence le rôle de l'eau du sol sur le piégeage et le transport du  $N_2O$ , en plus de son rôle sur la production microbologique de ce gaz. Tant que le sol était saturé d'eau, nous avons pu identifier de nombreux pores isolés, et peu d'interconnexions entre les différents pores biologiques et structuraux. La présence d'eau participe, en effet, au confinement de certaines parts de la porosité du sol pendant la phase de saturation en eau. Le transport du  $N_2O$  gazeux, depuis son lieu de production microbologique dans les pores fins saturés d'eau vers la surface du sol, est ainsi ralenti. L'augmentation du volume de pores libres à l'air et de la connectivité gazeuse lors de la désaturation en eau permet la libération du  $N_2O$  préalablement piégé pendant la phase de saturation. Cette libération peut être définie comme fonctionnant sur le modèle d'un réservoir, qui se remplit et se vide de  $N_2O$  en fonction des conditions du milieu. L'intensité des pics  $P_{désat}$  peut ainsi être décrite par la quantité d'eau drainée,

Copyright – Académie d'Agriculture de France, 2015.

et le moment des pics  $P_{\text{désat}}$  correspond à la phase de décroissance rapide du potentiel matriciel, tant qu'il existe des mouvements d'eau au sein du réseau de pores.

### Conclusion

Nous avons pu démontrer que les fortes intensités dans les émissions de  $N_2O$  ne pouvaient pas être reliées directement à la teneur en eau du sol comme les modèles de prédiction des émissions de  $N_2O$  actuels le considèrent. L'histoire hydrique joue un rôle majeur. En effet, il convient de distinguer des processus de production, de piégeage et de transport de  $N_2O$ , liés à la dynamique de teneur en eau du sol. Nous avons ainsi proposé et testé des indicateurs physiques pertinents (potentiel matriciel, connectivité gazeuse) permettant de décrire l'intensité et le moment des pics de  $N_2O$  et pouvant être intégrés dans les modèles de prédiction des émissions de  $N_2O$ , en plus des indicateurs microbiologiques.

*Remerciements : Ce travail a été financé par une bourse doctorale du Conseil Général du Loiret, par le Labex VOLTAIRE (ANR-10-LABX-100-01) et par le programme Spatioflux, financé par la Région Centre, le FEDER, l'INRA et le BRGM. Les expérimentations de tomographie par rayons X ont été réalisées à titre gracieux par la plate-forme CIRE (INRA Val de Loire, site de Tours, UMR PRC).*

### Références bibliographiques

- (1) Butterbach-Bahl K., Baggs E.M., Dannenmann M., Kiese R., Zechmeister-Boltenstern S., 2013. – Nitrous oxide emissions from soils: How well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368.
- (2) Ciais P., Sabine C., Bala G., Bopp L., Brovkin V., Canadell J., et al., 2013. – Carbon and other biogeochemical cycles, In: Stocker T. F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M., Allen S. K., Boschung J., et al. (Eds), *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 465-570.
- (3) CITEPA, 2012. – *Rapport national d'inventaire pour la France au titre de la convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques et du protocole de Kyoto*. Paris, 514 p.
- (4) Grundmann G.L., Rolston D.E., 1987. – A water function approximation to degree of anaerobiosis associated with denitrification. *Soil Science*, **144**, 437-441.
- (5) Heinen M., 2006. – Simplified denitrification models: Overview and properties. *Geoderma*, 133, 444-463.
- (6) Rabot E., Hénault C., Cousin I., 2014. – Temporal variability of nitrous oxide emissions by soils as affected by hydric history. *Soil Science Society of America Journal*, **78**, 434-444.
- (7) Rabot E., 2014. – *Le contrôle des émissions de protoxyde d'azote par le fonctionnement hydrique des sols*. Thèse de doctorat, Université d'Orléans, 131 p.
- (8) Ravishankara A.R., Daniel J.S., Portmann R.W., 2009. – Nitrous oxide ( $N_2O$ ): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21<sup>st</sup> century. *Science*, **326**, 123-125.
- (9) Robertson G.P., 1989. – *Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: Potential controls on nitrogen retention*, pp. 5569. In: Proctor J. (Ed.), *Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems*, Blackwell Science, Oxford, U.K.
- (10) Vogel H.J., Weller U., Schlüter S., 2010. – Quantification of soil structure based on Minkowski functions. *Computers & Geosciences*, **36**, 1236-1245.
- (11) World Meteorological Organization, 2007. – *Scientific assessment of ozone depletion: 2006, global ozone research and monitoring project. Global Ozone Res. Monit. Project Rep. 50*. World Meteorol. Organ., Geneva, 572 p.