

Rôle des lacs de gravières dans la diminution des teneurs en nitrates des aquifères alluviaux de la vallée de la Garonne

Essai de quantification

J. Labroue, J.N. Tourenq¹

C. Mieussens, J. Robert²

B. Donville³

Mots clés : Nitrates, lacs de gravières, eaux souterraines, captages.

L'établissement du bilan des entrées et sorties de nitrates dans quelques lacs de gravières ainsi que la mesure directe de la dénitrification par émission de N_2O (méthode à l'acétylène) ont permis d'évaluer l'activité dépolluante de ces lacs vis-à-vis de la nappe phréatique de la Garonne.

L'activité dénitrifiante la plus élevée a été mesurée dans un lac ancien, non colmaté, artificiellement eutrophisé. Par contre, les gravières anciennes colmatées sont sans effet.

Des surfaces considérables de plan d'eau sont nécessaires afin d'épurer des débits suffisants en vue de l'alimentation des captages d'eau potable.

The role of gravel-pit lakes in the removal of nitrate from phreatic aquifers of the Garonne valley. An attempt at an evaluation.

Keywords : Nitrate, gravel pit lakes, groundwaters, wellfields.

By constructing a budget for inputs and outputs of nitrate in several gravel-pit lakes and directly measuring denitrification through the emission of N_2O (using the acetylene method), it was possible to evaluate the depolluting activity in these lakes in relation to the phreatic water of the Garonne.

The highest denitrification activity was measured in an old lake that was not clogged and was artificially enriched. In contrast, there was no activity in recently opened gravel pits as well as in clogged old gravel pits.

Very large water surfaces are necessary in order to purify sufficient flow and provide a supply of piped drinking water.

1. Introduction

En 1983, Ph. Bergé mettait en évidence une diminution de la teneur en nitrates dans la nappe alluviale de la Garonne à l'aval des lacs de gravières de la région de Saint Jory, commune située à quinze kilomètres au nord de Toulouse.

L'étude de la composition isotopique de l'azote des nitrates résiduels montrait que le processus de

dénitrification intervenait dans cette épuration. Cela n'a rien d'étonnant, l'activité dénitrifiante des sédiments des eaux de surface étant reconnue depuis longtemps (voir, par exemple, les revues de Keeney 1973, Brezonik 1977, Kamp-Nielsen & Andersen 1977). Dans le cas des lacs de gravières (ballastières), le fonctionnement de l'interface sédiment-eau vis-à-vis de l'azote peut être représenté selon le modèle conceptuel de la figure 1. Ce modèle montre que le processus de dénitrification est fortement tributaire de la diffusion des nitrates au travers de la couche oxydée, elle-même productrice de nitrates, et de la fourniture de substrat énergétique, assurée essentiellement par les algues.

La quantification du phénomène apparaît du plus grand intérêt, étant donné les teneurs en nitrates qui

1. Laboratoire d'Hydrobiologie, UA 695 CNRS, Université Paul Sabatier, 118, route de Narbonne, 31062 Toulouse Cédex, France.

2. Laboratoire Régional de l'Équipement (C.E.T.E du Sud-Ouest) 1, avenue du Colonel Roche, 31400 Toulouse, France.

3. Laboratoire de Géologie et de Géochronologie, Université Paul Sabatier, 118 route de Narbonne, 31062 Toulouse Cédex, France.

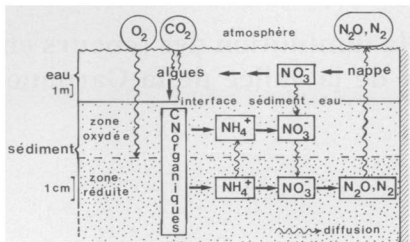


Fig. 1. Modèle conceptuel du cycle de l'azote à l'interface sédiments-eau dans un lac de gravière.

apparaissent au niveau des puits et des captages d'eau potable de la région (Seguin 1980, Donville 1986). Il existe des modèles numériques satisfaisants (Vanderborgh & Billen 1975, Janke et al. 1982) mais il s'agit de modèles en régime stationnaire et l'acquisition des paramètres représente un travail considérable. Dans le but d'obtenir plus rapidement une évaluation de cette dépollution, deux approches ont été tentées :

- une approche globale par l'étude du bilan des entrées et des sorties de nitrates dans les lacs de gravières ;
- une approche spécifique par la mesure directe de la dénitrification à l'interface sédiments-eau de ces lacs, tout au long de l'année.

A cet effet, divers lacs de gravières ont été choisis dans la région, représentant des stades successifs d'évolution ou des types d'aménagement différents.

2. Matériel et méthodes

Les lacs de gravières choisis sont tous situés sur la basse plaine de la Garonne, au Sud-Ouest de Toulouse, de part et d'autre de la nationale 117. Nous avons étudié :

- une gravière en cours d'exploitation, ouverte depuis 1981, située 3 km au Nord de la ville de Carbonne, à l'Ouest de la nationale 117 ;
- une gravière non aménagée, utilisée pour la pêche privée (Lac de Maddy), faisant face à la

première, à l'Est de la nationale. L'exploitation, commencée en 1967, s'est terminée en 1981 ;

- une gravière aménagée pour la pisciculture et les loisirs (apports d'engrais, plantation d'arbres) située à l'Ouest de la nationale, sur la commune de Noé. (gravières de La Hille ou de Moroncazal). L'extraction s'est effectuée durant les années 1970 à 1972 ;

- une gravière en cours d'exploitation depuis 1976, soit depuis onze ans, située à 2,5 km au Sud-Ouest de Muret (lieu dit Four de Louge). L'étude de cette dernière, commencée en 1986, a permis d'obtenir les résultats les plus complets ;

- une gravière à demi comblée, envahie par les massettes, au droit de l'embranchement des nationales 112 et 20, 13 km au Sud-Ouest de Toulouse.

Dans ces gravières, exploitées jusqu'au substratum marneux, la profondeur de l'eau est de 1,5 à 6 m, le battement annuel étant de l'ordre de 1 m. A l'exception de la dernière, elles peuvent être considérées comme communiquant librement avec la nappe phréatique (non colmatées). Du fait de leur faible profondeur, il n'y a pas de stratification et l'eau est oxygénée jusqu'au fond, permettant l'existence d'une couche oxydée à la surface des sédiments.

La mesure de la dénitrification par la méthode des bilans a nécessité l'estimation des flux de nitrates entrant dans le plan d'eau. A cet effet, l'implantation de piézomètres autour des lacs a permis de préciser le gradient hydraulique à partir de courbes isopièzes plus serrées (fig. 2).

Les pompages d'essai dans les puits ont fourni des valeurs de transmissivités et permis de calculer les débits selon la loi de Darcy.

La différence entre les teneurs en nitrates dans la nappe à l'amont et dans le lac nous donne l'abattement en nitrates. Cet abattement correspond à la dénitrification, d'une part, et au piégeage de l'azote dans les sédiments, d'autre part. Ce dernier a été évalué après dosage de l'azote total dans les couches de sédiment et estimation de la vitesse annuelle moyenne de sédimentation d'après la date de mise en eau. On a négligé l'azote contenu dans la biomasse aquatique et les apports aériens, c'est-à-dire la fixation d'azote atmosphérique, la pluie et la chute des feuilles de macrophytes. Si la fixation d'azote atmosphérique est négligeable dans ces eaux riches en nitrates, la chute des feuilles mériterait d'être

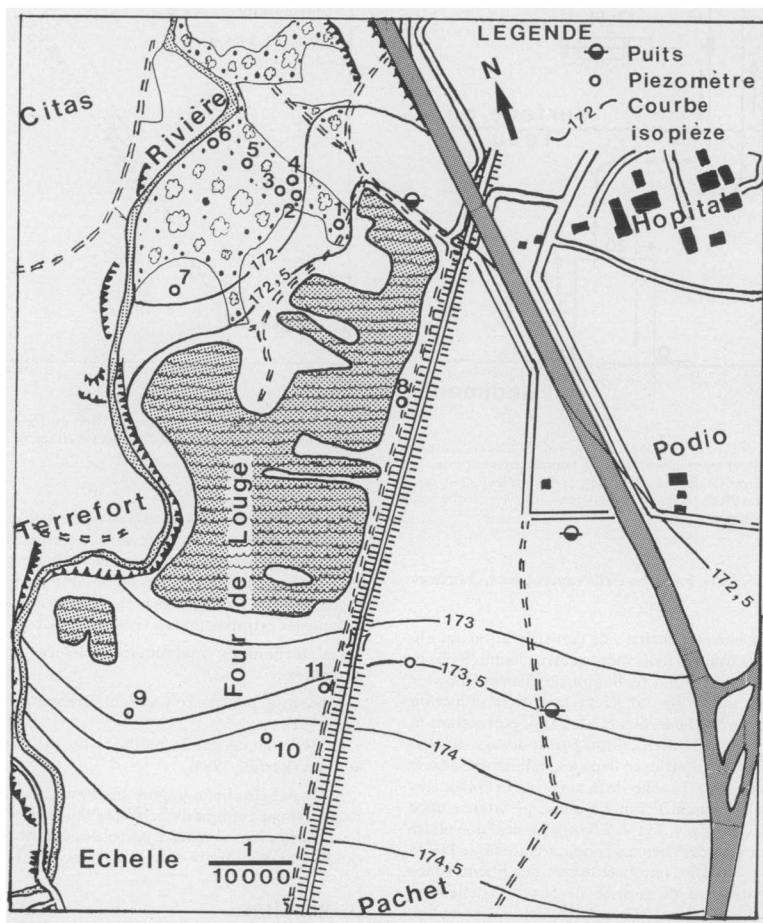


Fig. 2. Lac de gravière de Muret : emplacement des puits et des piézomètres. Courbes isopiètes au 15/4/86.

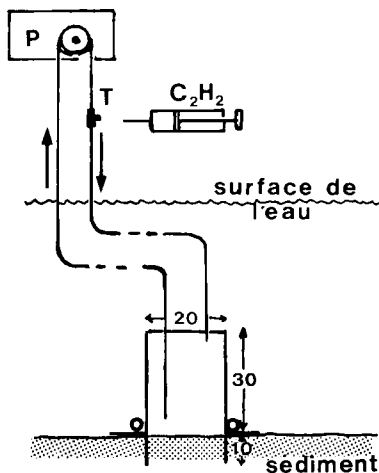


Fig. 3. Système de mesure « in situ » de la dénitrification à l'interface sédiment-eau. P. pompe péristaltique, T. système d'injection de C_2H_2 et de prélèvement des échantillons d'eau. Dimensions de la cloche en centimètres.

évaluée dans les gravières aménagées, bordées d'arbres.

Les mesures « in situ » de dénitrification ont été réalisées tous les mois dans quatre cloches à circulation (fig. 3) selon la technique de Chan et Knowles (1979). L'inhibition par l'acétylène de la réduction de N_2O en N_2 (Federova et al. 1973), permettant la mesure de la dénitrification par le dosage de N_2O dégagé, est très efficace dans les sédiments, la zone d'activité étant proche de la surface et rapidement accessible par diffusion. La phase de latence dure 2 à 3 heures (fig. 4, 7 et 9). Elle est suivie d'une phase linéaire de 3 ou 4 heures pendant laquelle se fait la mesure. Au-delà, on observe soit des phénomènes d'inhibition ou de reprise de N_2O , difficilement explicables (Neyra 1982), soit d'accélération, en liaison avec l'épuisement de l'oxygène de l'eau et la synthèse de nouvelles enzymes (Smith & Tiedje 1979).

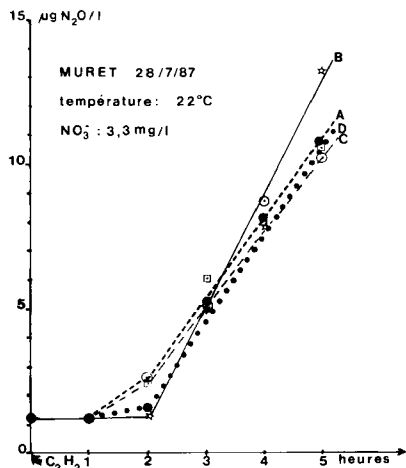


Fig. 4. Evolution du dégagement de N_2O en fonction du temps après injection d'acétylène. Cas d'un lac à fond homogène.

Un des inconvénients de ce type de mesure est qu'il est ponctuel dans le temps et dans l'espace (314 cm^2 de surface par enceinte). Le fond de certaines gravières pouvant être hétérogène, on observe parfois des coefficients de variations dépassant 50 % ce qui rend difficile les extrapolations à l'ensemble du plan d'eau.

Les techniques analytiques utilisées sont les suivantes :

Azote total par macro-Kjeldahl (Bremer & Mulvaney 1982).

Azote nitrique par la méthode au salicylate de sodium (Rodier 1984).

N_2O : par chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons (^{63}Ni). Les échantillons gazeux sont obtenus à partir des échantillons liquides par équilibrage multiple (Mac Auliffe 1971).

3. Résultats

Seule la gravière de Muret a permis une comparaison des deux méthodes sur une année complète.

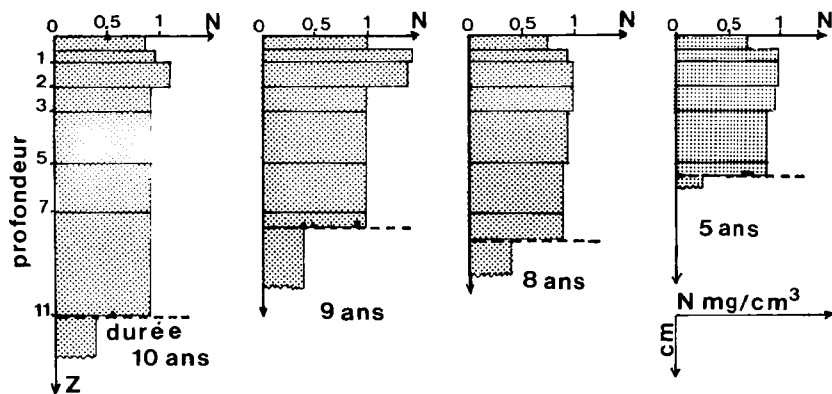


Fig. 5. Teneurs en azote des sédiments de quatre sites du lac de gravière de Muret. La ligne en tireté indique la « limite » des dépôts survenus après la mise en eau, datée en fonction du cours de l'exploitation.

Avec un gradient hydraulique de 3‰, un coefficient de perméabilité de $3 \cdot 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ et une hauteur de nappe de 2,5 m, ce lac reçoit en moyenne $2,25 \cdot 10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ par mètre de front soit, pour un front de 500 m et pour une journée :

$2,25 \cdot 10^5 \times 500 \times 86.400 = 972 \text{ m}^3$, soit environ 1 000 m^3 par jour.

La teneur moyenne annuelle en nitrates de cette eau est de 22 mg.l^{-1} (ce qui est faible pour la région). L'eau du lac, homogénéisée par les courants, contient en moyenne 5 mg.l^{-1} de nitrates. On obtient donc un abattement moyen journalier de 17 kg de nitrate dans un lac de 13 ha, soit $1\,300 \text{ g.ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$.

Cet abattement est dû, en partie, à la rétention d'azote par les sédiments et la biomasse, cette dernière étant négligeable. L'étude de la teneur en azote des sédiments (fig. 5) permet d'estimer cette rétention d'azote, tenant compte du fait que les matières mises en suspension par l'exploitation contiennent déjà 0,07 % d'azote pour les limons, 0,04 % pour les sables. Connaissant la date de mise en eau des zones étudiées, on obtient un chiffre de l'ordre de 50 kg d'azote par hectare et par an correspondant à 221 kg d'anion nitrate soit 600 g par hectare et par jour.

Cela implique une dénitrification de 700 g par hectare et par jour, c'est-à-dire environ la moitié de l'épuration.

Les mesures « in situ » mensuelles de dénitrification (fig. 6) permettent d'évaluer la dénitrification journalière moyenne à un peu plus de 400 g par ha et par jour, chiffre que l'on peut comparer aux 700 g obtenus par la méthode des bilans.

En ce qui concerne les autres lacs étudiés, les résultats sont incomplets mais significatifs.

La gravière ouverte récemment et en cours d'exploitation ne montre pas d'activité mesurable, la turbidité de l'eau interdisant un développement algal suffisant. La gravière la plus ancienne montre une activité très faible (fig. 7), liée à la faible teneur en nitrates (moins de 1 ppm).

Le lac de gravière eutrophisé de Lahille présente une activité élevée et soutenue (fig. 8), environ 4 fois supérieure à celle de la gravière de Muret.

Quant au lac de Maddy, il montre une activité qui peut être très importante, mais l'hétérogénéité des résultats rend difficile l'extrapolation des mesures ponctuelles (fig. 9) dans le but de fournir une capacité globale.

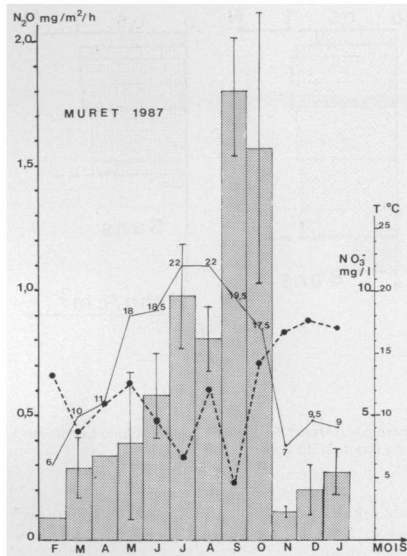


Fig. 6. Evolution saisonnière de la dénitrification dans le lac de gravière de Muret (Février 1987-Janvier 1988). Les températures et la teneur en nitrates au moment de la mesure sont indiquées.

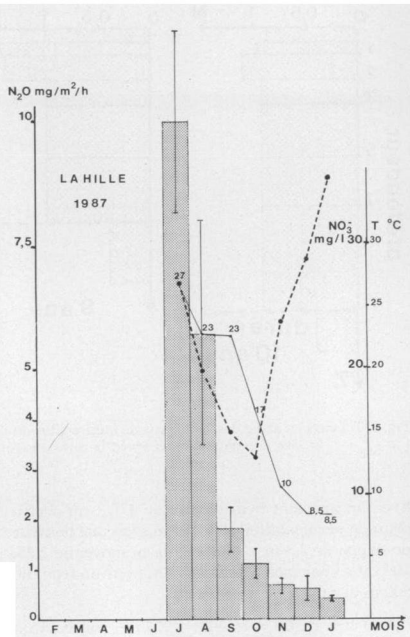


Fig. 8. Evolution de la dénitrification dans le lac eutrophisé de Lahille (Juillet 1987-Janvier 1988). L'activité est environ 4 fois plus forte que celle du lac de Muret pour la période considérée.

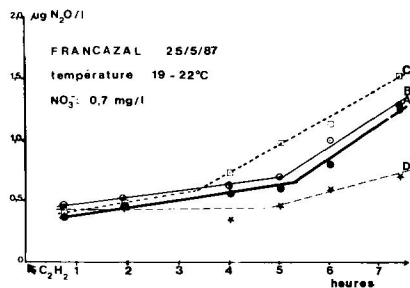


Fig. 7. Mesure du développement de N_2O dans un lac colmaté. La faible teneur en nitrates limite l'activité.

4. Discussion et Conclusion

L'évolution saisonnière de la dénitrification (fig. 6 et 8) montre que tous les facteurs principaux agissent concurremment avec prédominance de l'un ou de l'autre. Le facteur température semble le plus important en hiver et au printemps mais les activités élevées mesurées à Muret en Septembre et Octobre s'expliquent par l'apport de matière organique succédant à une floraison algale. La concentration en nitrates de l'eau ne semble être facteur limitant que dans la gravière colmatée, où elle entraîne des

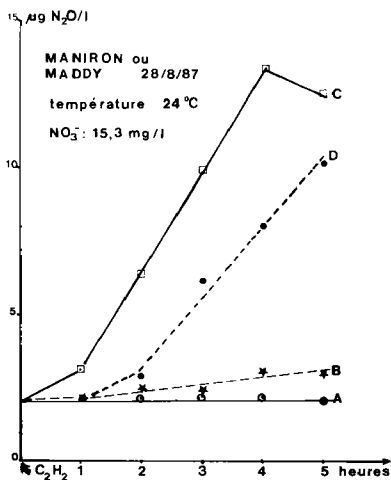


Fig. 9. Mesure du dégagement de N₂O dans le lac de Maddy. L'hétérogénéité des mesures rend difficile une évaluation globale de son activité.

concentrations partout inférieures au Km¹ de la réaction. Ailleurs, les relations avec la concentration sont masquées par les autres facteurs. De ce fait, les teneurs en nitrates les plus faibles sont, au contraire, la conséquence des activités dénitrifiantes les plus élevées.

La particularité de ces lacs de gravières est de ne pas recevoir d'apports d'eau de surface et, de ce fait, les apports en phosphore sont minimes, à l'inverse de ceux d'azote. En conséquence, le développement algal est lié au recyclage du phosphore des sédiments. En l'absence d'apports artificiels, le lac évolue vers l'oligotrophie comme on peut l'observer dans le cas de Maddy. Ainsi s'explique la supériorité du lac de Lahille qui reçoit des engrais phosphatés et montre une production algale soutenue.

1. Km : constante de demi-saturation de l'enzyme utilisant NO₃⁻ comme accepteur d'électron (30 à 40 µM).

En ce qui concerne l'utilisation de ces lacs pour obtenir une diminution de la teneur en nitrates des captages d'eau potable, il convient d'être prudent : dans le cas de la gravière de Muret, la mieux étudiée, le débit de 1 000 m³/jour (40 m³/h) équivalait à un captage moyen. Or, il faut 7 ha de plan d'eau pour obtenir un abattement de 10 ppm de nitrates de cette eau, ce qui représente une surface considérable pour un résultat minime.

La gravière de Lahille, 4 fois plus active, montre un rendement qui devient intéressant. On peut alors envisager l'utilisation des « complexes » de gravières existant, dont la surface dépasse la dizaine d'hectares. Il faudrait assurer le décolmatage du front de nappe, maintenir la communication entre les gravières et décolmater les abords du captage situé à l'aval du complexe. Une eutrophisation contrôlée de ces gravières peut être envisagée, à l'exclusion de toute pollution, ce qui n'est pas toujours aisé.

Enfin, la comparaison de ces résultats avec les performances précisées des forêts alluviales permettra de décider si un système mixte présentera des avantages supplémentaires (Labroue & Pinay 1986).

Remerciements

Nous remercions vivement le Conseil Général de la Haute-Garonne pour le soutien financier accordé à cette étude.

Travaux cités

- Berge (Ph.). 1983. — Détection de l'origine des pollutions azotées d'un aquifère alluvial de la vallée de la Garonne par traçage isotopique. Thèse 3^e cycle, Ecologie, Toulouse : 221 p.
- Bremner (J.M.) and Mulvaney (C.S.). 1982. — In « *Methods of soil analysis* », Part 2, 2nd ed. Page (A.L.) Miller (R.H.) Keeney (D.R.) eds. Madison Wisconsin U.S.A. : 595-624.
- Brezonik (P.L.). 1977. — Denitrification in natural waters. *Prog. Wat. Tech.* 8 (4-5) : 373-392.
- Chan (Y.K.) & Knowles (R.). 1979. — Measurement of denitrification in two fresh-water sediments by an in situ acetylene inhibition method. *Applied and Environmental Microbiology* 17 (6) : 1 067-1 072.
- Donville (B.). 1986. — Evolution des teneurs en nitrates dans les lacs de gravières. Effets sur les eaux souterraines dans la Haute-Garonne (31). Rapport Conseil Général de la Haute Garonne, 84 p. Cartes.
- Federova (R.I.), Milekhina (E.I.) & Ilyukmina (N.J.). 1973. — Possibility of using the « gas exchange » method to detect extra-terrestrial life : identification of nitrogen fixing organisms. *Arkad. Nauk. Izvestia ser. Biol.*, 6 : 797-806.
- Jarke (R.A.), Emerson (J.R.) & Murray (J.W.). 1982. — A model of oxygen reduction, denitrification and organic matter mineralization in marine sediments *Limnol. Oceanogr.*, 27 (4) : 610-623.

- Kamp-Nielsen (L.) & Andersen (J.M.). 1977. — A review of the literature on sediment - water exchange of nitrogen compounds. *Prog. Wat. Tech.* 8 (4-5): 393-418.
- Keeney (D.R.). 1973. — The Nitrogen Cycle in Sediment-Water Systems. *J. Environ. Quality*, 2 (1): 15-29.
- Labroue (L.) & Pinay (G.). 1986. — Epuraton naturelle des nitrates des eaux souterraines : possibilités d'application au réaménagement des lacs de gravières. *Annls Limnol.*, 22 (1): 83-88.
- Mac Auliffe (C.). 1971. — G.C. determination of solutes by multiple phase equilibrium. *Chem. Tech.* 1: 46-51.
- Neyra (M.). 1982. — Nitrification et dénitrification en milieu aquatique, coexistence dans le sédiment. Thèse 3^e cycle, Lyon 1: 101 p.
- Rodier (J.). 1984. — *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. Bordas, Paris: 1 365 p.
- Seguin (J.J.). 1980. — Modélisation mathématique du transfert des pollutions azotées dans la nappe alluviale de l'Ariège. Thèse doct. ing., Toulouse: 168 p.
- Smith (M.S.) & Tiedje (J.M.). 1979. — Phases of denitrification following oxygen depletion in soil. *Soil Biol. Biochem.* 11: 261-267.
- Vanderborcht (J.P.) & Billen (G.). 1975. — Vertical distribution of nitrate concentration in interstitial water of marine sediments with nitrification and denitrification. *Limnol. Oceanogr.* 20 (6): 953-961.