

# Simulation de la contamination des eaux souterraines du delta du rio Adra et eutrophisation des albuferas (Almérie, Espagne) Simulation of groundwater contamination in the Adra river delta and eutrophication of two lagoons (Almeria, Spain)

Namira El Amrani-Paaza, Marie Larocque, Olivier Banton et José Benavente

Volume 20, numéro 1, 2007

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/014904ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/014904ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

## Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

## ISSN

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

## Citer cet article

Amrani-Paaza, N. E., Larocque, M., Banton, O. & Benavente, J. (2007). Simulation de la contamination des eaux souterraines du delta du rio Adra et eutrophisation des albuferas (Almérie, Espagne). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 20(1), 15–25. <https://doi.org/10.7202/014904ar>

## Résumé de l'article

Le delta du rio Adra est situé à l'extrême ouest de la province d'Almérie, au sud-est de l'Espagne. À vocation entièrement agricole depuis plusieurs années, les cultures sous serres recouvrent aujourd'hui la totalité du delta. L'utilisation intensive des fertilisants ainsi que le recyclage des eaux d'irrigation ont induit une augmentation alarmante des teneurs en nitrates dans l'eau souterraine de la partie orientale du delta. Dans ce secteur se trouvent deux lagunes (ou albuferas) présentant des concentrations en nitrates élevées. Cet article discute l'effet du recyclage de l'eau d'irrigation sur la contamination de l'eau souterraine et le rôle de cette contamination sur les lagunes. Un modèle simulant le transfert de l'azote dans les sols et la zone non saturée a permis d'évaluer les concentrations en nitrates de la recharge. En considérant la dilution dans l'aquifère et la dénitrification ayant lieu dans le secteur oriental, les concentrations mesurées dans la zone saturée ont été reproduites, confirmant le rôle du recyclage des eaux d'irrigation dans la contamination de l'aquifère. La simulation d'un arrêt du recyclage des eaux d'irrigation estime à dix ans le temps requis pour ramener les concentrations au niveau de celles mesurées avant la mise en place des cultures sous serres. Malgré l'augmentation de la contamination de l'eau souterraine, le taux d'épuration naturelle des nitrates par les lagunes est demeuré à peu près stable entre 1991 et 1997, soit de 92 à 94 %. Les concentrations en nitrates dans les lagunes demeurent cependant très élevées, menaçant celles-ci d'eutrophisation.

---

# SIMULATION DE LA CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES DU DELTA DU RIO ADRA ET EUTROPHISATION DES ALBUFERAS (ALMÉRIE, ESPAGNE)

*Simulation of groundwater contamination in the Adra river delta and eutrophication of two lagoons  
(Almeria, Spain)*

---

*Namira El Amrani-Paaza<sup>1\*</sup>, Marie Larocque<sup>2</sup>, Olivier Banton<sup>3</sup> et José Benaventé<sup>4</sup>*

<sup>1</sup>Département de Géologie Appliquée, Faculté des Sciences et Techniques, Université Hassan 1<sup>er</sup>, Route de Casablanca, B.P. 577, Settat-Maroc

<sup>2</sup>Département des Sciences de la Terre et de l'Atmosphère, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, succursale Centre-Ville, Montréal (Québec) Canada, H3C 3P8

<sup>3</sup>Laboratoire d'Hydrogéologie, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, 33, rue Louis Pasteur, 84000 Avignon, France

<sup>4</sup>Institut de l'Eau, Université de Grenade, Ramon y Cajal, 4, Edificio Fray Luis de Granada, 18071 Grenade, Espagne

Reçu le 29 mars 2005, accepté le 29 mars 2006

---

## RÉSUMÉ

Le delta du rio Adra est situé à l'extrême ouest de la province d'Almérie, au sud-est de l'Espagne. À vocation entièrement agricole depuis plusieurs années, les cultures sous serres recouvrent aujourd'hui la totalité du delta. L'utilisation intensive des fertilisants ainsi que le recyclage des eaux d'irrigation ont induit une augmentation alarmante des teneurs en nitrates dans l'eau souterraine de la partie orientale du delta. Dans ce secteur se trouvent deux lagunes (ou albuferas) présentant des concentrations en nitrates élevées. Cet article discute l'effet du recyclage de l'eau d'irrigation sur la contamination de l'eau souterraine et le rôle de cette contamination sur les lagunes. Un modèle simulant le transfert de l'azote dans les sols et la zone non saturée a permis d'évaluer les concentrations en nitrates de la recharge. En considérant

la dilution dans l'aquifère et la dénitrification ayant lieu dans le secteur oriental, les concentrations mesurées dans la zone saturée ont été reproduites, confirmant le rôle du recyclage des eaux d'irrigation dans la contamination de l'aquifère. La simulation d'un arrêt du recyclage des eaux d'irrigation estime à dix ans le temps requis pour ramener les concentrations au niveau de celles mesurées avant la mise en place des cultures sous serres. Malgré l'augmentation de la contamination de l'eau souterraine, le taux d'épuration naturelle des nitrates par les lagunes est demeuré à peu près stable entre 1991 et 1997, soit de 92 à 94 %. Les concentrations en nitrates dans les lagunes demeurent cependant très élevées, menaçant celles-ci d'eutrophisation.

**Mots clés :** *delta du rio Adra (Almérie, Espagne), eaux souterraines, nitrates, contamination, agriculture sous serre, lagunes, eutrophisation.*

## ABSTRACT

The Adra delta is located on the eastern limit of Almeria in South-East Spain. Entirely devoted to agriculture for many years, greenhouse crops now cover the entire delta. The intensive use of fertilizers and the recycling of irrigation water have resulted in an alarming increase in nitrate concentrations in the groundwater of the eastern part of the delta. Two wetlands located in this sector are protected as natural reserves and are included in the Ramsar Convention. These wetlands are discharge zones for the aquifer and have shown high nitrate concentrations for some years. The objective of this work was to study the effect of irrigation water recycling on nitrate contamination of groundwater and to highlight the effect of this contamination on the wetlands. A model simulating nitrogen transfer in the unsaturated soil was used to simulate nitrate concentrations in groundwater recharge. Considering the dilution of nitrate into the aquifer and the presence of denitrification processes in the eastern sector, measured nitrate concentrations in the aquifer were adequately reproduced, thus confirming the contribution of groundwater recycling through irrigation in aquifer contamination. Simulation of a hypothetical stop of irrigation water recycling showed that a period of ten years would be necessary for nitrate concentrations to reach levels measured before the start of greenhouse agriculture. Wetland efficiency in attenuating groundwater nitrate contamination has been stable at 92 to 94% from 1991 to 1997. Nitrate concentrations are nevertheless very high in the wetlands, threatening them with eutrophication.

**Key words:** *Adra delta (Almeria, Spain), groundwater, nitrates, contamination, greenhouse agriculture, wetlands, eutrophication.*

## 1. INTRODUCTION

La contamination des eaux souterraines par les nitrates ( $\text{NO}_3$ ) est l'une des préoccupations majeures des gestionnaires de la qualité de l'eau. Cette préoccupation est particulièrement importante dans les régions semi-arides où la culture intensive est rendue possible grâce à l'irrigation. Une augmentation de la contamination de l'eau souterraine par les nitrates est cependant reliée à l'intensification des fertilisations. L'irrigation peut aussi jouer un rôle important dans cette évolution, selon que l'eau utilisée est de l'eau de surface non contaminée ou de l'eau souterraine recyclée et chargée en nitrates (BÖHLKE, 2002). Les milieux humides situés en aval d'un bassin versant agricole peuvent également recevoir l'eau contaminée par les

pratiques agricoles en amont. Dans ce cas, la contamination de l'eau souterraine peut mener à l'eutrophisation des eaux de surface (POWLSON, 1993), détruisant ainsi des milieux écologiquement riches et qui jouent un rôle majeur dans la régulation et la filtration des réserves d'eau souterraine et de surface.

Dans le sud de l'Espagne, une importante contamination des eaux souterraines par les nitrates est observée dans le delta du rio Adra, site d'une agriculture maraîchère sous serre depuis une vingtaine d'années (EL AMRANI-PAAZA *et al.*, 2000). Depuis le début des années 1990, les teneurs des eaux en éléments azotés y ont augmenté significativement (EL AMRANI-PAAZA *et al.*, 1992). Environ la moitié de la zone est irriguée à partir de l'eau souterraine (secteur oriental) tandis que l'autre moitié est irriguée grâce à des dérivations du rio Adra (secteur occidental). Les concentrations en nitrates des eaux souterraines ont augmenté plus rapidement dans le secteur irrigué par l'eau souterraine. Deux lagunes (ou albuferas) situées dans ce secteur montrent également depuis quelques années des concentrations élevées en nitrates (EL AMRANI-PAAZA, 1997), mettant ces milieux fragiles en danger d'eutrophisation.

Les modèles de simulation de la contamination par les  $\text{NO}_3$  sont des outils très pertinents pour mieux comprendre les causes de contamination reliées aux pratiques agricoles. AgriFlux (BANTON *et al.*, 1993) est l'un des modèles permettant de simuler les pertes environnementales de fertilisants agricoles. Cet outil est particulièrement pertinent du fait qu'il est un modèle mécaniste et stochastique, alliant la représentation conceptuelle des mécanismes avec la variabilité spatiale des processus et des paramètres. Plusieurs applications d'AgriFlux ont été réalisées dans des conditions de cultures et de fertilisations variées, sous climat nordique (LAROCQUE et BANTON, 1995) et continental (DUPUY *et al.*, 1997; LASSERRE *et al.*, 1999). Jusqu'à présent, le modèle n'avait cependant jamais été utilisé en conditions semi-arides et sur des cultures irriguées.

L'objectif de ce travail est d'étudier l'effet du recyclage de l'eau d'irrigation sur la contamination de l'eau souterraine dans le delta du rio Adra et de mettre en évidence l'effet de cette contamination sur les lagunes. Le modèle AgriFlux est utilisé pour simuler le lessivage des  $\text{NO}_3$  vers l'aquifère du delta du rio Adra sous culture maraîchère et irrigation. L'impact d'une irrigation par de l'eau souterraine chargée en  $\text{NO}_3$  est estimé. L'évolution possible de cette contamination par un arrêt du recyclage de l'eau d'irrigation est par ailleurs simulée. Finalement, l'effet de la contamination de l'eau souterraine sur la qualité des eaux des lagunes est également estimé.

## 2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 2.1 Le delta du rio Adra (Almérie, Espagne)

La portion alluviale du delta du rio Adra couvre une superficie de 13,4 km<sup>2</sup>. Elle correspond à la partie basse du grand bassin de l'Adra dont la superficie totale est de 746 km<sup>2</sup>. Ce dernier est le seul bassin d'Almérie dont les ressources hydriques sont considérées excédentaires (IGME, 1977; ITGE, 1998). Actuellement, le delta fait l'objet d'une régulation par le barrage de Beninar, situé sur le cours moyen du rio Adra (Figure 1). À l'extrémité aval du delta, la dynamique fluviolittorale récente a conditionné l'apparition de deux lagunes ou albuferas. Au niveau du bassin bas (delta de l'Adra), le climat est de type méditerranéen, avec des précipitations de forte intensité et de faible durée, principalement distribuées entre l'automne et le printemps; les précipitations moyennes sont de l'ordre de 200 mm/an. Les températures moyennes de l'air varient de 13,5 °C en janvier à 21,5 °C en août et la demande évaporative potentielle peut atteindre 900 mm/an pour des cultures irriguées (MORALES, 1986).

L'aquifère du delta du rio Adra est formé par les matériaux sédimentaires post-orogéniques (Tortonien à Holocène) formant un système multicouche dont les bordures et le substratum sont constitués par des matériaux alpujarrides imperméables. La limite méridionale du système est constituée par la mer Méditerranée (Figure 1). Au nord, l'aquifère est alimenté par le rio Adra qui tire une partie de son débit de la source de Marbella dont le débit annuel est estimé à 14,6 millions m<sup>3</sup>/an (Tableau 1). Le rio alimente la nappe sur le delta, avec un débit de 4 millions m<sup>3</sup>/an. Le débit du rio à son embouchure est de 2,5 millions m<sup>3</sup>/an. Le flux d'eau souterraine s'écoulant vers la mer de l'ensemble du delta est estimé à 5 millions m<sup>3</sup>/an. L'épaisseur de l'aquifère est de 20 à 30 m dans le secteur nord-est et de 70 à 80 m à l'extrémité occidentale du delta. Dans le secteur oriental l'épaisseur dépasse 100 m. Les transmissivités mesurées sont de 4 10<sup>3</sup> à 15 10<sup>3</sup> m<sup>2</sup>/j (PULIDO *et al.*, 1988) témoignant du très bon potentiel aquifère du delta. La nappe est libre sur l'ensemble du delta. Les sols du delta appartiennent à la même unité pédologique (fluvisols calciques, xerofluvents), dont un profil de sol typique à quatre horizons pédologiques est présenté au tableau 2. Ce sol relativement perméable favorise une infiltration importante et peu de ruissellement de surface.

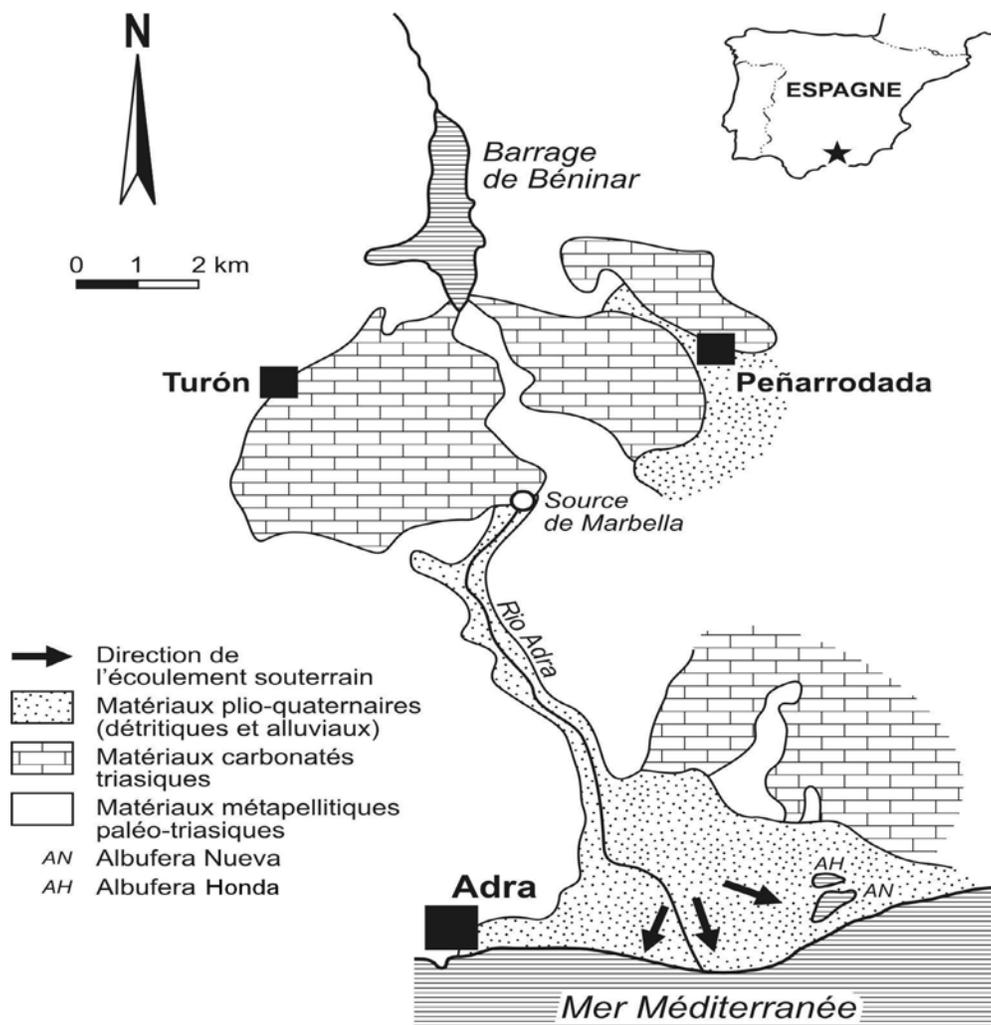


Figure 1. Localisation et contexte géologique du delta du rio Adra.  
 Location and geological context on the Adra River delta.

**Tableau 1. Éléments du bilan hydrologique dans le delta du rio Adra.**  
**Table 1. Hydrological data for the Adra delta.**

	Volume d'eau (millions m <sup>3</sup> /an)
Débit du Fuente de Marbella	14,6
Débit du rio Adra à l'embouchure	2,5
Pertes du rio Adra vers l'aquifère	4,0
Eau dérivée du rio Adra pour l'irrigation	8,1
Eau pompée de l'aquifère pour l'irrigation	10,0
Retour d'irrigation – estimé	2,0
Retour d'irrigation – simulé	1,8
Flux d'eau souterraine alimentant les lagunes	0,3
Flux d'eau souterraine s'écoulant vers la mer	5,0

**Tableau 2. Caractéristiques du sol sur le delta du rio Adra (LUCDEME 1986).**  
**Table 2. Soil characteristics in the Adra delta (LUCDEME 1986).**

Paramètres	Ap	C1	C2	C3
Épaisseur (m)	0,30	0,20	0,50	0,80
Capacité au champ (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,17	0,26	0,37	0,32
Point de flétrissement (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,05	0,07	0,09	0,16
% en sable	63,4	44,8	14,9	24,6
% en limon	28,1	42,4	66,4	55,8
% en argile	8,4	12,9	18,7	12,7
Matière organique (%)	1,3	1,3	0,9	0,8

Les principales caractéristiques physiques de ces couches ont été mesurées dans le cadre du projet LUCDEME (1986).

Jusqu'au milieu des années 1980, le delta était le site d'une culture conventionnelle de canne à sucre. Depuis, la disponibilité de l'eau et la nature des sols ont encouragé l'implantation de cultures intensives sous serres couvrant toute la portion alluviale du delta. Les cultures d'hiver prédominantes sont maintenant le poivron, le piment et le concombre, tandis que celles d'été sont la pastèque et le melon. Leurs besoins en eau sont estimés à 16,1 millions m<sup>3</sup>/an. Dans le secteur occidental du delta, 8,1 millions m<sup>3</sup> d'eau sont prélevés directement dans le rio Adra chaque année pour l'irrigation. Dans le secteur oriental, 10 millions m<sup>3</sup> d'eau sont prélevés annuellement dans la nappe pour l'irrigation. On évalue à 2 millions m<sup>3</sup>/an le retour d'irrigation (MOPTMA, 1994, ITGE, 1998).

Les lagunes ou albuferas de Adra, nommées Honda et Nueva, se situent à l'extrême oriental du delta (Figure 1) et ont pour origine la dynamique fluvio-littorale récente. Avec une altitude variant de 0 à 2 m, elles sont peu profondes (3 et 4 m respectivement) et couvrent une superficie de 7 et 24 ha. Une zone de protection, presque totalement couverte de serres, d'une superficie de 150 ha entoure les lagunes. Depuis

1989, et en vertu de leur intérêt ornithologique, les lagunes sont des réserves naturelles protégées par la législation de la Communauté Autonome d'Andalousie. En 1994, elles ont été incluses dans la liste mondiale des zones humides protégées par la Convention de Ramsar.

En 1987, les concentrations en nitrates dans l'eau souterraine étaient similaires sur l'ensemble de l'aquifère et en moyenne de 40 mg NO<sub>3</sub>/L. Quatre échantillonnages d'eau souterraine ont été réalisés entre janvier 1991 et mai 1992, dans sept à onze puits du delta. Deux échantillonnages additionnels ont été réalisés en juillet et novembre 1996 sur trois à cinq puits, afin de vérifier l'évolution des concentrations (EL AMRANI-PAAZA *et al.*, 1998). De 1991 à 1996, les teneurs en NO<sub>3</sub> enregistrées au niveau des eaux souterraines (Figure 2) ont subi une hausse significative dans le secteur oriental, passant en moyenne de 70 à 255 mg NO<sub>3</sub>/L, soit largement au-dessus du seuil de potabilité (la norme européenne étant de 50 mg NO<sub>3</sub>/L). Dans le secteur occidental, les concentrations oscillent autour de la norme en 1991 et 1992 et semblent augmenter en 1996. Les concentrations obtenues en 1996 ne sont toutefois peut-être pas représentatives d'une tendance puisque seuls les deux puits ayant précédemment montré les concentrations les plus élevées ont été échantillonnés en juillet et novembre dans le secteur occidental. En novembre

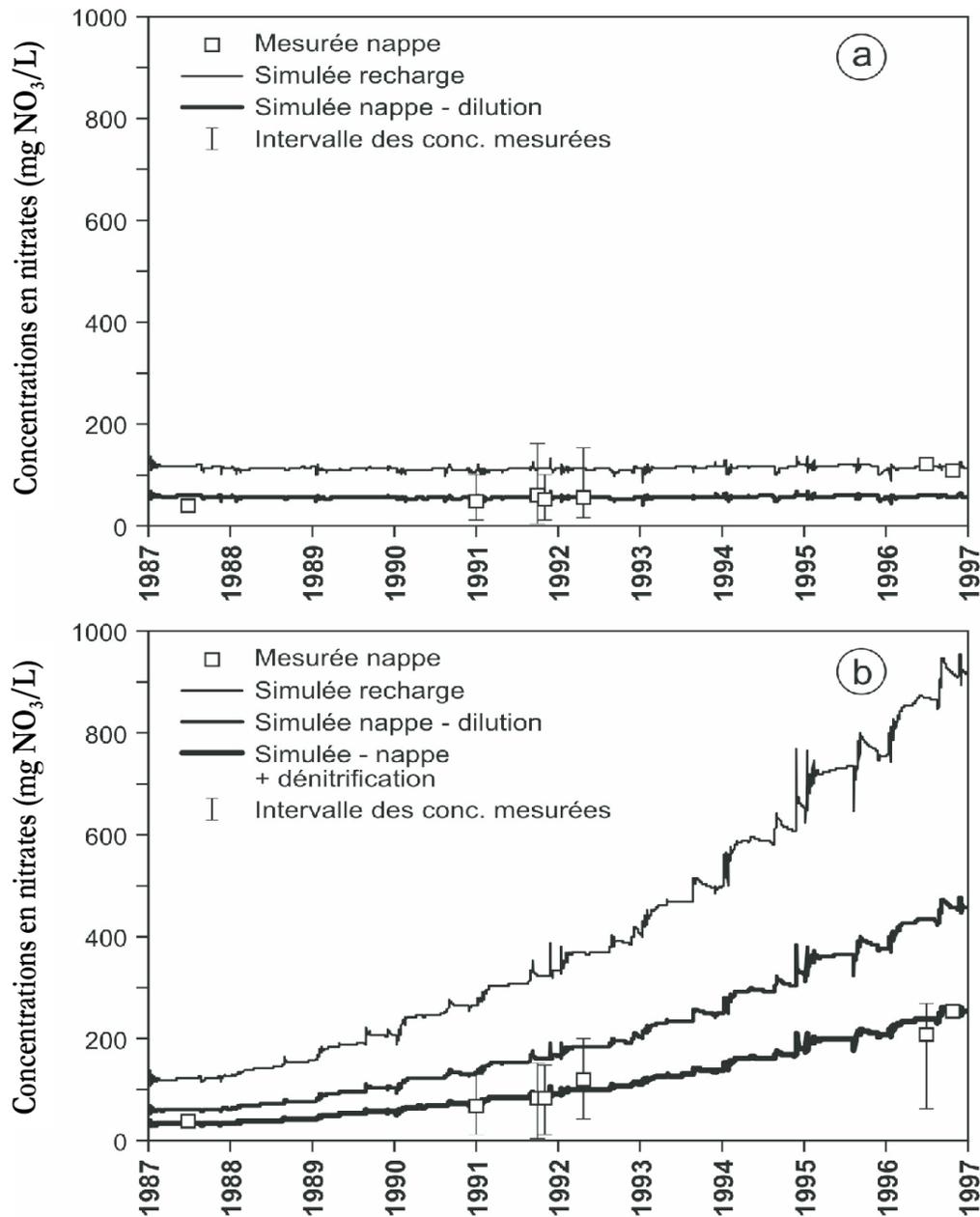


Figure 2. Concentrations en nitrates mesurées et simulées sur le delta du rio Adra, a) secteur occidental et b) secteur oriental.

*Measured and simulated nitrate concentrations in the Adra delta, a) western sector and b) eastern sector.*

1996, un seul puits a été échantillonné dans le secteur oriental. Les barres d'erreur représentant les concentrations maximale et minimale, illustrent l'importance de la variabilité spatiale des concentrations mesurées. Le nombre limité de puits échantillonnés en 1996 explique la plus faible variabilité observée pour cette année. L'augmentation plus marquée des concentrations dans le secteur oriental pourrait s'expliquer par le recyclage dans l'irrigation d'une eau souterraine chargée en nitrates. Un échantillonnage réalisé en mai 1992 a montré que l'eau du rio Adra contenait moins de 5 mg NO<sub>3</sub>/L (EL AMRANI-PAAZA, 1997).

Une étude des caractéristiques physico-chimiques des eaux de l'aquifère du delta du rio Adra, basée sur l'échantillonnage réalisé en 1991-1992, a montré l'existence d'une zonation hydrochimique au sein de l'aquifère. Des eaux moins salines et à faible teneur en NO<sub>3</sub> ont été trouvées dans le secteur occidental tandis que des eaux plus salines et à fortes teneurs en NO<sub>3</sub> ont été identifiées dans le secteur oriental (EL AMRANI-PAAZA et al., 1994). EL AMRANI-PAAZA et al. (1996) ont aussi mis en évidence par modélisation géochimique la présence d'une réduction des nitrates par la matière organique au niveau de certains puits du secteur oriental. Le pourcentage de réduction

estimé varie entre 35 % et 80 % selon les puits considérés. La réduction des nitrates par la matière organique peut être considérée comme un processus d'épuration naturelle des eaux souterraines. L'irrégularité spatiale de ce phénomène pourrait expliquer en partie la plus grande variabilité des concentrations en nitrates observée dans le secteur oriental.

## 2.2 Application du modèle AgriFlux

Le modèle AgriFlux (BANTON *et al.*, 1993) a été utilisé pour simuler le lessivage des  $\text{NO}_3$  vers l'aquifère du delta du rio Adra, sous culture maraîchère et irrigation. AgriFlux simule les flux d'eau et les processus reliés au bilan hydrique dans le sol (zone non saturée : précipitations, infiltration, ruissellement, prélèvement d'eau par la culture, évaporation, percolation et drainage artificiel). Les couches de sol sont discrétisées en compartiments dans lesquels les processus hydriques sont calculés chaque jour. L'eau excédant un seuil de teneur en eau percole en cascade d'un compartiment à l'autre en fonction du taux de saturation de la couche sous-jacente et de sa conductivité hydraulique non saturée. À moins qu'elle n'ait été interceptée par les racines des plantes ou par le drainage artificiel, cette eau migre hors de la zone racinaire (où elle peut être considérée comme étant égale à la recharge de la nappe). Le ruissellement se produit lorsque la saturation est atteinte dans le compartiment superficiel. Les processus du cycle d'azote représentés dans le modèle sont les apports de fertilisants, la minéralisation nette, la nitrification, la dénitrification et le prélèvement par les plantes suivant une formulation similaire à celle de JOHNSSON *et al.* (1987). La minéralisation nette et la nitrification sont formulées comme des réactions d'ordre un tandis que la dénitrification suit une cinétique de Michaelis-Menten. Les constantes de réaction de ces cinétiques sont ajustées chaque jour selon la température et la teneur en eau de chaque compartiment de sol. Les  $\text{NO}_3$  produits au cours du cycle de l'azote et non prélevés par les plantes sont considérés en solution et migrent avec l'eau de percolation, de ruissellement ou de drainage. Une description

détaillée des processus utilisés dans AgriFlux peut être consultée dans LAROCQUE et BANTON (1995).

Les paramètres nécessaires au fonctionnement du modèle portent sur les caractéristiques du sol, les cultures, les fertilisations, le cycle de l'azote et les conditions climatiques. Aucun calage des paramètres n'a été réalisé. Les sols, les cultures et les conditions climatiques étant similaires sur tout le delta, seules les fertilisations diffèrent entre les secteurs oriental et occidental en raison de l'utilisation d'une eau d'irrigation chargée en nitrates sur le secteur oriental. La saison de culture hivernale se déroule du début janvier à la fin mai et la saison de culture estivale se déroule du début août à la fin novembre. Les besoins en azote de chacune des cultures d'hiver et d'été sont globalement similaires et évalués en moyenne à 144 kg N/ha (MUÑOZ MARTINEZ, 1991). Les fertilisants utilisés sont de type inorganique et les quantités appliquées sont supposées correspondre aux besoins des cultures. Les fertilisants sont apportés au moment des semis, en janvier et en août de chaque année. Sur le secteur occidental, les apports de fertilisants inorganiques sont supposés constants depuis 1987. Dans le secteur oriental, l'apport supplémentaire d'azote par l'eau d'irrigation est fonction des concentrations en  $\text{NO}_3$  de l'eau de la nappe, et varie de 57 kg N/ha en 1987 à 177 kg N/ha en 1996. L'eau d'irrigation amène ainsi un apport excédentaire en azote de 40 et 123 % par rapport aux besoins des cultures (Tableau 3) qui n'est pas pris en compte par les agriculteurs. Cette surfertilisation n'a apparemment pas d'effet négatif sur les cultures, sans doute car la forte perméabilité des sols permet aux apports excédentaires de se déplacer rapidement vers l'eau souterraine. En l'absence d'une information spécifique pour le type de contexte agro-pédo-climatique étudié, les paramètres du cycle de l'azote utilisés dans ce travail sont ceux proposés par LAROCQUE et BANTON (1995). AgriFlux ajustant cependant en temps réel les paramètres du cycle de l'azote en fonction de la température et de l'humidité du sol, on peut considérer valable l'utilisation de cette information par défaut. Les cultures étant réalisées sous serres, les seuls apports d'eau aux cultures sont ceux de l'irrigation ajustés en fonction des

**Tableau 3. Apports de fertilisants sur le delta du rio Adra.**  
*Table 3. Fertilizer use in the Adra delta.*

Période	Apport de fertilisant (kg N/ha)		
	Secteur oriental		Secteur occidental
	Fertilisation minérale	Azote provenant de l'eau souterraine	Fertilisation minérale
Hiver 1987 à été 1991	144	57 (40 %)*	144
Hiver 1991 à hiver 1992	144	99 (69 %)	144
Été 1992 à été 1996	144	177 (123 %)	144

\*La valeur entre parenthèses représente l'excédent par rapport aux besoins des cultures (évalué à 144kgN/ha).

besoins en eau des plantes, soit 600 mm/saison (IBAÑEZ ARIAS, 1999).

L'approche stochastique utilisée par AgriFlux permet de définir les paramètres à l'aide d'une distribution statistique reflétant leur variabilité spatiale ou l'incertitude sur leur connaissance. Dans ce travail, tous les paramètres sont déclarés par des lois de distribution normale, à l'exception de la conductivité hydraulique à saturation déclarée selon une distribution lognormale. Les simulations couvrent la période du 1<sup>er</sup> janvier 1988 au 31 décembre 1996, c'est-à-dire depuis le début de l'agriculture intensive et sur une période suffisamment longue pour représenter un système tendant vers un état d'équilibre.

### 3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

#### 3.1 Concentrations en nitrates simulées dans l'eau lessivée

Le volume d'eau de percolation simulé est de 1,8 millions m<sup>3</sup>/an, soit une valeur similaire au retour d'irrigation de 2 millions m<sup>3</sup>/an estimé sur le terrain (Tableau 1). La figure 2 illustre les concentrations moyennes simulées de 1987 à 1996, à la sortie de la zone racinaire (à la profondeur de 1,8 m). L'approche stochastique d'AgriFlux fournit les résultats journaliers sous forme de moyennes et d'écart-types. Toutefois, afin de simplifier la figure, seules les concentrations simulées moyennes sont illustrées. Dans le secteur occidental (Figure 2a), ces concentrations sont stables dans le temps et environ le double des concentrations mesurées dans la nappe, à l'exception de l'année 1996 où les concentrations mesurées et simulées sont similaires. Les nitrates apportés par la recharge subissent une dilution importante lorsqu'ils atteignent la nappe, où les teneurs en NO<sub>3</sub> de l'eau sont plus faibles. Une dilution d'un facteur trois, c'est-à-dire dans un volume d'eau double de celui percolé, permet de reproduire les concentrations mesurées dans la nappe de 1987 à 1992. Les données hydrogéologiques disponibles montrent que le volume de la nappe qui se renouvelle chaque année est formé par la recharge verticale, pour un volume de 2 millions m<sup>3</sup>/an, et des pertes du rio Adra pour un volume deux fois plus grand, soit 4 millions m<sup>3</sup>/an. La dilution d'un facteur trois semble donc pertinente pour expliquer les concentrations. Tel que mentionné précédemment, les concentrations mesurées en 1996 ne sont pas représentatives de l'état moyen de la nappe puisque seules ont été suivies les deux stations ayant montré les concentrations les plus élevées en 1991-1992. Il est cependant possible que les concentrations moyennes aient subi une légère hausse de 1992 à 1996 dans le secteur occidental, en raison par exemple d'une augmentation de la fertilisation chimique pour palier à un appauvrissement des sols (non prise en compte dans la simulation). Dans le

secteur occidental, les concentrations dans la nappe sont relativement élevées et très proches de la norme de potabilité.

Dans le secteur oriental, les concentrations simulées sont supérieures aux concentrations mesurées, mais augmentent de manière similaire entre 1991 et 1996 (Figure 2b). En appliquant le même taux de dilution que dans le secteur occidental, les concentrations simulées demeurent supérieures aux valeurs moyennes mesurées. La présence de conditions locales de dénitrification mises en évidence par EL AMRANI-PAAZA *et al.* (1996) pourrait être à l'origine de cette différence. En appliquant un taux de dénitrification de 45 % aux concentrations issues de la zone racinaire, les concentrations mesurées et simulées sont similaires de 1987 à 1992. Ce taux de dénitrification se situe dans l'intervalle de 35 à 80 % de celui estimé par EL AMRANI-PAAZA *et al.* (1996) pour le secteur oriental. Les concentrations mesurées les plus élevées (Figure 2), correspondraient à des secteurs où la dénitrification est absente ou peu active tandis que les concentrations mesurées les plus faibles correspondraient à ceux où la dénitrification est importante. Quoiqu'elle ne puisse être confirmée avec certitude à l'aide des données disponibles, l'hypothèse d'une dilution combinée à une dénitrification semble plausible à la lumière des travaux de WIDORY *et al.* (2004).

D'autres simulations ont été réalisées en éliminant l'excédent de fertilisant apporté par l'irrigation à partir de 1997. Les résultats obtenus montrent que les concentrations en NO<sub>3</sub> dans l'eau lessivée atteindraient dans ce cas un niveau maximal une année après l'arrêt du recyclage de l'irrigation contaminée (Figure 3). Le seuil de 40 mg NO<sub>3</sub>/L mesuré en 1987, avant l'avènement des cultures sous serres, serait retrouvé dix ans après l'arrêt du recyclage. Ce délai relativement long résulte de l'importante accumulation de NO<sub>3</sub> dans la zone racinaire entre 1987 et 1996. Ces NO<sub>3</sub> emmagasinés dans le sol sont d'abord lessivés vers la nappe, avant que les concentrations ne diminuent pour s'approcher des teneurs en nitrates observées en 1987.

#### 3.2 Effet de l'eau souterraine contaminée sur les albuferas de Adra

La lagune Nueva n'est connectée à aucun cours d'eau de surface tandis que trois cours d'eau temporaires alimentent la lagune Honda. En période pluvieuse, la lagune Honda alimente l'aquifère et la lagune Nueva. Cette dernière est aussi alimentée par l'aquifère avec un gradient hydraulique faible estimé à 2 pour mille (BENAVENTE *et al.*, 2003). La figure 4 et le tableau 4 montrent que les niveaux d'eau dans les deux lagunes ont une tendance évolutive similaire et de même amplitude que les niveaux dans les puits 537 et 509. Plus le puits est rapproché de la lagune, plus le coefficient de corrélation est élevé (Tableau 4). Les précipitations sont peu corrélées aux niveaux d'eau dans les deux lagunes. Celles-ci

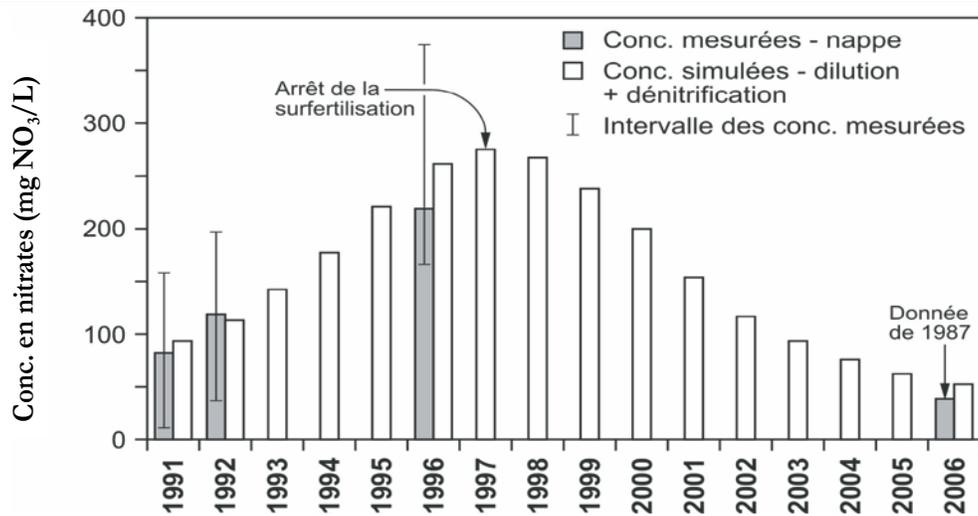


Figure 3. Scénario d'évolution des concentrations en nitrates sur le delta du rio Adra suite à un arrêt hypothétique du recyclage de l'eau souterraine.  
*Simulated changes in nitrate concentrations in the Adra delta following a hypothetical stop of the use of recycled groundwater in irrigation.*

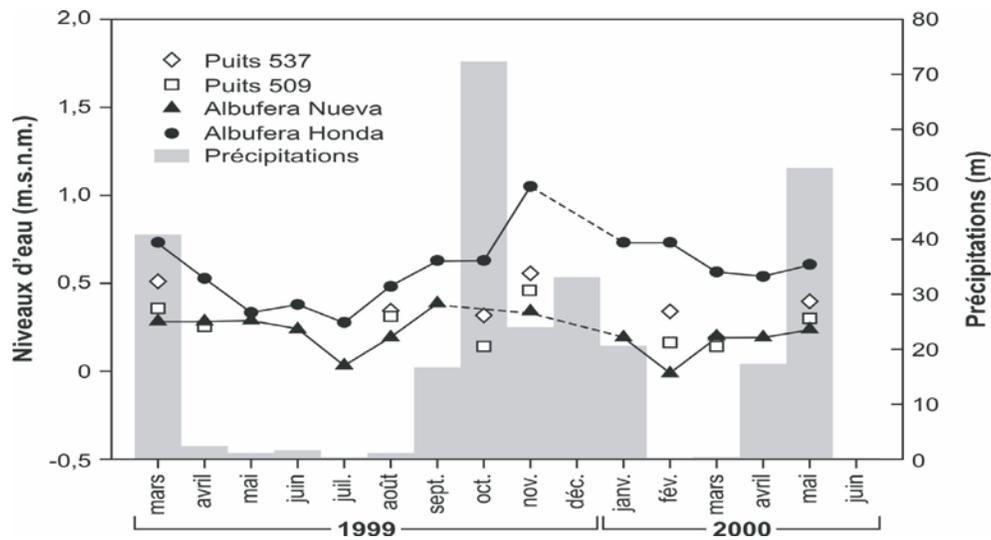


Figure 4. Précipitations et niveaux de l'eau dans les albuferas et dans deux puits du secteur oriental.  
*Precipitation and water levels in the albuferas and in two wells of the eastern sector.*

Tableau 4. Coefficients de corrélation ( $r^2$ ) entre le niveau des lagunes, le niveau de la nappe et les précipitations.

Table 4. Correlation coefficients ( $r^2$ ) between lagoon water levels, groundwater levels and precipitation.

	Lagune Nueva	Lagune Honda	Puits 509	Puits 537
Lagune Nueva	--	--	--	--
Lagune Honda	0,06	--	--	--
Puits 509*	0,35	0,55	--	--
Puits 537*	0,53	0,34	0,76	--
Précipitations	0,07	0,09	0,00	0,01

\* Les puits 509 et 537 sont situés à proximité des lagunes.

seraient donc alimentées principalement par l'écoulement souterrain et vulnérables à une contamination de la nappe. BENAVENTE (2002) estime l'apport d'eau souterraine aux lagunes à 0,3 millions m<sup>3</sup>/an. Le tableau 4 montre aussi que le niveau de la nappe aux puits 509 et 537 est peu influencé par les précipitations, sans doute en raison de la localisation de ces forages très en aval sur l'aquifère et non loin de la mer.

EL AMRANI-PAAZA (1997) a montré qu'entre 1991 et 1992, les lagunes Honda et Nueva présentait des teneurs moyennes en nitrates de 4,7 et 6,8 mg NO<sub>3</sub>/L respectivement (Tableau 5). Des mesures plus récentes réalisées de février 1997 à octobre 1998 (CRUZ-PIZARRO, 2001) semblent montrer une tendance à la hausse des concentrations moyennes, avec des valeurs de 16,8 et 18,0 mg NO<sub>3</sub>/L dans les lagunes Honda et Nueva (Tableau 5). Les concentrations mesurées sont toutefois très variables dans le temps et les périodes de suivi sont séparées par cinq années, ce qui rend impossible la confirmation d'une tendance à long terme. Les concentrations mesurées dans les lagunes sont faibles en regard des critères de potabilité, mais sont élevées vis-à-vis de la faune et la flore aquatique. Selon les résultats d'une analyse en composantes principales (DE VICENTE, 2004), la contamination des lagunes par les nitrates proviendrait en partie de la fertilisation ou d'une entrée ponctuelle de nutriments ou de matière organique en lien avec les activités agricoles du secteur. Les concentrations en nitrates élevées mesurées dans les lagunes seraient donc directement reliées à la contamination d'origine agricole de l'eau souterraine. La variabilité temporelle de ces concentrations pourrait être liée à une variation saisonnière des charges en nitrates apportées par l'eau souterraine.

En 1991-1992 et en 1997-1998, les concentrations en nitrates dans les lagunes étaient beaucoup plus faibles que celles mesurées dans l'aquifère. La réduction des nitrates par dénitrification dans les lagunes pourrait jouer un rôle important dans cette diminution des concentrations. La variabilité temporelle de la dénitrification pourrait aussi expliquer en partie les variations de concentrations en nitrates mesurées dans l'eau des lagunes. Le rôle épurateur des lagunes dans l'élimination des nitrates est généralement reconnu dans la littérature (GOLTERMAN, 1991; SÁNCHEZ-PÉREZ *et al.*, 2003).

En admettant que les concentrations en nitrates mesurées dans les puits du secteur oriental sont représentatives de la charge en nitrates de l'eau souterraine alimentant les lagunes (91,4 mg NO<sub>3</sub>/L en 1991-1992 et 217,8 mg NO<sub>3</sub>/L en 1996), et en considérant les concentrations en nitrates moyennes dans l'eau des lagunes, un taux moyen d'élimination des nitrates par les lagunes a été calculé. Ce taux était de 94 % en 1991-1992 et de 92 % pour la période 1997-1998, en utilisant les concentrations moyennes mesurées dans la nappe en 1996. Des taux de dénitrification similaires ont été observés en période estivale, dans des bandes riveraines forestières en Suisse (MAÎTRE *et al.*, 2003), tandis qu'un taux de 80 % de dénitrification a été rencontré au niveau d'un lac eutrophe d'Estonie (NÓGES *et al.*, 1998). La stabilité du taux d'élimination des nitrates montre que les lagunes continuent de jouer leur rôle épurateur, malgré l'augmentation de la contamination de l'aquifère. En présence de concentrations en nitrates très élevées dans l'eau souterraine, les concentrations résiduelles dans les lagunes sont toutefois de plus en plus élevées, créant ainsi des conditions néfastes pour l'écosystème

**Tableau 5. Concentrations en nitrates mesurées dans les lagunes de 1991 à 1998.**

*Table 5. Measured nitrate concentrations in lagoons from 1991 to 1998.*

	Concentration en nitrates (mg NO <sub>3</sub> /L)	
	Lagune Nueva	Lagune Honda
Janvier 1991	15,3	7,7
Octobre 1991	1,8	2,2
Novembre 1991	7,0	5,0
Mai 1992	3,2	4,1
<b>Moyenne 1991-1992</b>	<b>6,8</b>	<b>4,7</b>
Février 1997	13,8	n.d.
Juin 1997	20,6	22,0
Septembre 1997	10,4	10,5
Novembre 1997	43,6	n.d.
Décembre 1997	21,6	34,4
Avril 1998	16,2	13,4
Juin 1998	18,3	18,3
Septembre 1998	15,7	15,9
Octobre 1998	1,6	3,0
<b>Moyenne 1997-1998</b>	<b>18,0</b>	<b>16,8</b>

n.d. : donnée non disponible.

des albuferas. Par ailleurs, CRUZ-PIZARRO (2001) a montré que la lagune Honda reçoit une charge en phosphore non négligeable par les cours d'eau qui l'alimentent, ajoutant ainsi une composante supplémentaire à son eutrophisation. En 1997, la lagune Honda était déjà considérée hyper-eutrophique alors que la lagune Nueva était à la limite de l'eutrophisme (CRUZ-PIZARRO, 2001). En l'absence de mesures pour réduire la contamination en nitrates de l'eau souterraine, il est possible qu'à moyen terme les écosystèmes fragiles des lagunes disparaissent, victimes de l'eutrophisation.

#### 4. CONCLUSION

Les résultats de simulation ont mis en évidence l'existence probable d'une dilution dans la nappe des concentrations en  $\text{NO}_3$  de la recharge. La présence de conditions locales de dénitrification dans le secteur oriental a de nouveau été avancée pour expliquer les concentrations observées dans la nappe de ce secteur. Cette étude a permis de quantifier l'impact de l'utilisation de l'irrigation à partir d'eau souterraine chargée en  $\text{NO}_3$ . Ces résultats confirment que l'augmentation des concentrations dans le secteur oriental est reliée à l'utilisation d'une eau contaminée en nitrates pour l'irrigation des cultures sous serre. Une solution à ce problème consisterait à mesurer régulièrement les concentrations en  $\text{NO}_3$  dans la nappe afin d'inciter les agriculteurs à tenir compte de cet apport dans leur fertilisation. Une prise en compte du potentiel de minéralisation de la matière organique du sol permettrait aussi de réduire les apports dans tout le secteur. Ces mesures auraient aussi pour effet de réduire les coûts associés à la fertilisation des cultures sous serre. La réduction des apports de fertilisant est une démarche nécessaire pour la mise en place d'une meilleure gestion de l'écosystème des albuferas de Adra. Sachant qu'une baisse des apports de fertilisants ne se traduirait que plusieurs années plus tard au niveau des concentrations en nitrates dans la nappe, un changement rapide dans les pratiques agricoles serait souhaitable pour la survie même des albuferas dont l'écosystème est grandement menacé par l'eutrophisation.

Le modèle AgriFlux s'est avéré pertinent et applicable aux conditions semi-arides rencontrées sur le site d'étude. Il pourrait donc être utilisé dans de telles conditions climatiques pour simuler des tendances moyennes à long terme. Une simulation des flux de nitrates lessivés de la zone racinaire à des échelles spatiale et temporelle plus fines devrait cependant être validée avec des données de terrain plus précises. Par ailleurs, une simulation couplée des écoulements superficiels et souterrains, combinée avec la simulation du transport des nitrates et incluant la dénitrification, permettraient de confirmer les hypothèses de dilution et de réduction par dénitrification mises en avant dans ce travail.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BANTON O., M. LAROCQUE, F. SURATEAU et J.-P. VILLENEUVE (1993). Évaluation des pertes de composés azotés dans les eaux souterraines lors de l'épandage des fumiers et lisiers. Développement d'un outil d'évaluation - logiciel AgriFlux, manuel d'utilisateur. Rapport scientifique N° R-380m, INRS-Eau, Ste-Foy (Québec), 111 p.
- BENAVENTE J. (2002). Dans : Agricultura y medio ambiente en el entorno de las Albuferas de Adra. Nevado J.C. et Paracuellos M. coeds, 65-75. CONSEJERÍA MEDIO AMBIENTE- JUNTA DE ANDALUCÍA (Éditeurs). Almería, Espagne.
- BENAVENTE J., M. RODRIGUEZ, M.C. HIDALGO, A. HERMANS et EL AMRANI-PAAZA N. (2003). Modelo de funcionamiento hidrogeológico del humedal litoral protegido « Las Albuferas » (Adra, Almería). Tecnología de la intrusión en acuíferos costeros, TIAC'03, Alicante (Espagne).
- BÖHLKE J.K. (2002). Groundwater recharge and agricultural contamination. *Hydrogeol. J.*, 10, 153-179.
- CRUZ-PIZARRO L. (2001). Control de la eutrofización en las lagunas de las Albuferas de Adra. Diagnóstico, evaluación y propuesta de recuperación. Proyecto UE-LIFE B4-3200/98/458. Informe final, 349 p.
- DE VICENTE ÁLVAREZ-MANZANEDA I. (2004). Intercambio de nutrientes en la interfase agua-sedimento de dos lagunas costeras de elevado nivel trófico: las Albuferas de Adra (Almería). Thèse de Doctorat, Univ. de Grenade, Espagne, 257 p.
- DUPUY A., BANTON O. et M. RAZACK (1997). Contamination nitraté des eaux souterraines d'un bassin versant agricole hétérogène : I. Évaluation des apports à la nappe (modèle AgriFlux). *Rev. Sci. Eau*, 1, 23-40.
- EL AMRANI-PAAZA N. (1997). Caracterización y modelización hidrogeoquímicas en el acuífero del delta del rio Adra (Andalucía, España). Thèse de Doctorat, Univ. de Grenade, Espagne, 296p.
- EL AMRANI-PAAZA N., GARCIA-LÓPEZ S., BENAVENTE-HERRERA J. et J. CRUZ-SANJULIÁN (1992). Nuevos datos sobre la calidad química de las aguas del delta del rio Adra (Almería, Espagne). V Simposio de Hidrogeología, Alicante, Espagne, XVI, 49-60.
- EL AMRANI-PAAZA N., BENAVENTE-HERRERA J. et

- J. CRUZ-SANJULIÁN (1994). Aplicación del análisis de componentes principales al estudio de las características fisicoquímicas de las aguas del delta del Adra (Almería, Espagne). *Bol. Geol. Min.*, 3, 478-484.
- EL AMRANI-PAAZA N., BENAVENTE-HERRERA J. et J. CRUZ-SANJULIÁN (1996). La réduction des nitrates par la matière organique dans l'aquifère du delta du rio Adra (Almería, France). Colloque international ESRA'96 : l'Eau souterraine en région agricole, Poitiers, France.
- EL AMRANI-PAAZA N., BENAVENTE-HERRERA J., SANROMA A., URIEL C. et J. CRUZ-SANJULIÁN (1998). Impacto de la agricultura sobre la calidad química de las aguas del acuífero del delta del rio Adra (Andalucía, Espagne). Colloque international : Environnement, études d'impact et développement humain durable, Settatt (Maroc).
- EL AMRANI-PAAZA N., LAROCQUE M., BANTON O. et J. BENAVENTE-HERRERA (2000). Simulation de la contamination par les nitrates des eaux souterraines du delta du rio Adra (Almería, France) sous cultures maraichères. Colloque international ESRA'2000 : l'Eau souterraine en région agricole, Poitiers, France.
- GOLTERMAN H. L. (1991). Influence of FeS on denitrification in shallow waters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24, 3025-3028.
- IBAÑEZ ARIAS A. (1999). Influencia de las actividades agrícolas en la eutrofización de las albuferas de Adra. Proyecto Fin de Carrera, Universidad de Grenada, 38 p.
- IGME (1977). Estudio hidrogeológico de la Cuenca Sur. Col. Informe, Mem. Resumen, Instituto Geologico Minero de España, 145 p.
- ITGE (1998). Atlas hidrogeológico de Andalucía. Coedición ITGE-COPT, Junta de Andalucía, 216 p.
- JOHANSSON H., BERGSTRÖM L., JANSSON P.E. et K. PAUSTIAN (1987). Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosystem Environ.*, 18, 333-356.
- LAROCQUE M. et O. BANTON (1995). Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : application du modèle AgriFlux. *Rev. Sci. Eau*, 8, 3-21.
- LASSERRE F., RAZACK M. et O. BANTON (1999). A GIS-linked model for the assessment of nitrate contamination in groundwater. *J. Hydrol.*, 224, 81-90.
- LUCDEME (1986). Mapa de suelos, E : 1/ 100 000. Adra 1057. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Univ. de Grenade, Espagne.
- MAÎTRE V., COSANDEY A.C., DESAGHER E. et A. PARRIAUX (2003). Effectiveness of groundwater nitrate removal in a riparian area: the importance of hydrogeological conditions. *J. Hydrol.*, 278, 76-93.
- MOPTMA. (1994). Utilización de los recursos hídricos en el delta del rio Adra (Almería). Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Mem. Inédita.
- MORALES G. (1986). Contribución al conocimiento hidrogeológico del delta del rio Adra. Tesis de Licenciatura, Univ. de Grenade, Espagne. Mem. Inédita, 210 p.
- MUÑOZ MARTINEZ A. (1991). Recursos naturales y crecimiento económico en el Campo de Dalías. Monografías de Economía y Medio Ambiente, NUM. 2. Dirección General de Planificación. Agencia de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Séville, Espagne.
- NÓGES P., JÄRVET A., TUVIKENE L. et T. NÓGES (1998). The budgets of nitrogen and phosphorus in shallow eutrophic Lake Võrtsjärv. *Hydrobiol.*, 363, 219-227.
- POWLSON D.S. (1993). Understanding the soil nitrogen cycle. *Soil Use Manage.*, 9, 86-94.
- PULIDO A., MORALES G. et J. BENAVENTE (1988). Hidrogeología del delta del río Adra. *Estud. Geol.*, 44, 429-443.
- SÁNCHEZ-PÉREZ J.M., IRIBAR A., MARTÍNEZ, M., GARCÍA-LINARES C. et I. ANTIGÜEDAD (2003). Eliminación de nitratos por desnitrificación en la zona no saturada del suelo en un humedal del cinturón peri-urbano de Vitoria-Gasteiz. *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo*, VI, 385-390.
- WIDORY D., KLOPPMANN W., CHERY L., BONNIN J. ROCHDI H. et J.L. GUINAMANT (2004). Nitrate in groundwater: an isotopic multi-tracer approach. *J. Contam. Hydrol.*, 72, 165-188.