

Impacts d'un épandage de boues résiduaires urbaines sur le fonctionnement hydraulique d'un réseau de drainage et sur la qualité des eaux de drainage

Akissa BAHRI (1)

RÉSUMÉ

Les techniques d'irrigation de surface utilisées en Tunisie sont de grandes consommatrices d'eau et entraînent des pertes importantes d'eau et de nutriments par drainage et percolation. Ces eaux étant souvent recyclées en irrigation telles quelles ou coupées avec d'autres ressources, il importe d'évaluer leur volume et leur qualité afin de prévenir les risques de salinisation et de pollution des sols et des nappes.

A cet effet, des essais ont été menés durant deux campagnes dans la Basse Vallée de la Mejerda sur des sols argilo-limoneux irrigués avec une eau saumâtre. Par ailleurs, l'utilisation des eaux résiduaires urbaines devenant une pratique courante, nous avons entrepris, sur le même champ d'essai, une étude comparant l'effet sur le volume et la qualité des eaux de drainage (sels, nitrates, éléments traces) d'un épandage de boues résiduaires urbaines à celui résultant de l'apport d'engrais minéraux.

Les résultats obtenus montrent :

- l'existence d'une variabilité spatio-temporelle quant aux paramètres physico-chimiques du drainage, à savoir le volume d'eau drainée, le débit, le volume de sels évacués... ;
- l'impact d'un changement de la méthode d'irrigation sur la réduction des pertes en eau, sels et éléments nutritifs ;
- des risques de pollution des nappes par les nitrates, suite à un épandage massif de boues résiduaires urbaines sur les sols, comparables à ceux résultant d'apports d'engrais chimiques, mais pas de risques de pollution des nappes, au moins à court terme, par les éléments traces contenus dans les boues.

MOTS-CLÉS : drainage - irrigation - boue résiduaire urbaine - sel - nitrate - élément trace - Tunisie.

IMPACTS OF A MUNICIPAL SEWAGE SLUDGE APPLICATION ON THE HYDRAULICS OF A DRAINAGE NETWORK AND ON THE QUALITY OF DRAINAGE WATERS

This study deals with the effects of a municipal sewage sludge application (Table III) and a change in irrigation methods on water flow rates and drainage water quality.

Experiments (Fig. 1 & Table II) have been conducted, during two years, in Tunisia, in the lower Mejerda Valley, on silty clay loam soils irrigated with brackish waters (Table I) on which the effect on the volume and quality of drainage waters of a heavy sewage sludge amendment has been compared to an application of mineral fertilizers (Tables IV, V, VI).

This two-year field study has led to the following results :

(1) Centre de Recherche du Génie Rural (C.R.G.R.) - B.P. 10 - Ariana 2080 (Tunisie).

- drainage curves, soil water content at 150 cm and piezometric level ones have a similar shape in the two plots (Fig. 2, 3, 4) ;
- physico-chemical drainage parameters (water amount, flow, leaching fraction, soluble salts concentration) showed a temporo-spatial variability (Fig. 2, 5, 6) ;
- change in irrigation methods has significantly reduced water (Fig. 2), salts and nutrients losses ;
- a heavy application of sewage sludge on silty clay loam soils is likely to lead to groundwater pollution by nitrates (Fig. 7) but not by trace elements, at least for a short period of time (Tables VI, VII). Risks presented by municipal sewage sludge and mineral fertilizers are similar when comparable amounts of nitrogen have been supplied.

KEY-WORDS : drainage - irrigation - municipal sewage sludge - salt - nitrate - trace element - Tunisia.

INTRODUCTION

Les techniques d'irrigation de surface, telles qu'elles sont utilisées à l'heure actuelle, sont grandes consommatrices d'eau et entraînent des pertes importantes d'eau et d'éléments nutritifs par drainage et percolation.

Ces eaux sont souvent réutilisées en irrigation telles quelles ou coupées avec d'autres ressources. Leurs teneurs en sels, éléments nutritifs et éléments traces pouvant entraîner des risques de salinisation, d'alcalinisation et/ou de pollution des sols et des nappes, il importe d'évaluer le volume et la qualité de ces eaux de façon précise.

Diverses recherches ont été réalisées, en Tunisie, sur le drainage, par le Centre de Recherche sur l'Utilisation des Eaux Salées en Irrigation (CRUESI, 1970), et plus particulièrement sur le calcul de l'espacement des drains et sur le bilan des sels en périmètre irrigué. YANKOVITCH (1956) a établi un bilan précis des pertes en eau et en divers éléments à partir de l'étude, en cases lysimétriques, de plusieurs assolements menés en culture pluviale.

Toutefois, ces études demandent à être poursuivies et développées, étant donné les problèmes croissants de pénurie d'eau ou de recyclage de divers déchets solides organiques et leur charge fertilisante et polluante.

Bien qu'en France (LE TACON *et al.*, 1979), en Hollande (DE HAAN, 1979) et aux Etats-Unis (LUND *et al.*, 1976 ; BROCKWAY et URIE, 1983), des études aient traité de l'effet d'épandage de boues résiduaires sur la qualité des eaux de drainage et souterraines, il n'existe pas suffisamment d'informations dans les conditions méditerranéennes. Aussi avons-nous entrepris en Tunisie des expérimentations durant deux campagnes sur des sols argilo-limoneux irrigués avec une eau saumâtre dans la Basse Vallée de la Mejerda ; l'effet d'un épandage de boues résiduaires urbaines sur le volume et la qualité des eaux de drainage a été comparé à celui d'engrais minéraux.

I. MATÉRIELS ET MÉTHODES

1. Le sol

Les sols de la parcelle expérimentale de Cherfech sont des sols peu évolués, d'apport fluviatile à hydromorphie de nappe en profondeur, formés sur les dépôts alluviaux alter-

nativement fins et grossiers de la Mejerda ; ils se caractérisent par une grande hétérogénéité.

Ces sols présentent un premier horizon (0-40 cm) riche en éléments fins (70-85% d'argile + limon), un second horizon (40-90 cm) argilo-limoneux à limono-argileux à structure prismatique et un horizon limono-sableux (100-130 cm). La densité de ces sols est élevée (elle varie entre 1,33 en surface et 1,62 en profondeur), soit une porosité totale de 50% environ, et leur stabilité structurale est faible (indice I_s de HENIN compris entre 6 et 8 pour la couche 0-10 cm). Etant donné leur teneur en éléments fins, la perméabilité de ces sols est moyenne. Selon les données du CRUESI (1970), elle serait de 4.10^{-6} m/s pour le niveau 0-60 cm et de 8.10^{-6} m/s pour la couche 60-80 cm ; le maximum serait atteint dans le niveau 80-120 cm, soit $8,9.10^{-6}$ m/s. La perméabilité du niveau 120-140 cm serait de 4.10^{-6} m/s comme dans la première couche. La texture de ces sols leur confère un pouvoir de rétention en eau assez élevé. Cependant, le caractère gonflant des argiles présentes entraîne l'apparition d'importantes fentes de retrait qui modifient le comportement hydrique et l'évolution de l'espace poral.

Du point de vue chimique, ces sols sont très riches en calcaire total (45%) ; le taux de calcaire actif est de 14,9%. Le gypse est présent à l'état de traces. Les taux de carbone (1,24%), d'azote (0,14%) et de phosphore assimilable (0,03% P_2O_5) (méthode JORET-HÉBERT, 1955) sont faibles à moyennement élevés dans l'horizon de surface. La composition de l'extrait de pâte saturée, au début de l'expérimentation, indique que ces sols sont moyennement chargés en sels ($0,96\% \leq C_{Ee} \leq 2,60$ mS/cm). Le faciès de la solution est chloruré-sodique. L'indice d'adsorption du sodium (SAR) de la solution du sol est compris entre 4,15 et 7,91.

2. Le climat

Le climat de la Basse Vallée de la Mejerda est de type méditerranéen, caractérisé par des hivers doux qui reçoivent la majeure partie de la pluviométrie annuelle (450 mm en moyenne) et par des étés secs et chauds. La pluviométrie est très variable d'une année à l'autre sur le plan hauteur totale et distribution. L'évapotranspiration annuelle moyenne, calculée selon la formule de Penman, est de 1 370 mm ; ceci traduit donc un bilan hydrique fortement déficitaire, en particulier de mai à octobre, d'où le recours nécessaire à l'irrigation. Pendant les deux campagnes d'essai (1987-1988), les quantités de pluie enregistrées étaient respectivement de 6,2 mm et de 58,7 mm, répartis en 1988 en début et fin de campagne.

3. L'eau d'irrigation

L'eau de la Mejerda a été utilisée pour l'irrigation au cours des deux campagnes d'essai 1987-1988. Elle se caractérise par un pH légèrement basique, une salinité et un indice d'adsorption du sodium peu élevés à moyens. Son faciès géochimique est chloruré-sulfaté-calcique et sodique en 1987 et devient chloruré-sodique en 1988 suite à une augmentation de la salinité. Ses teneurs en nitrate et en phosphate sont faibles. Les données relatives à sa composition physico-chimique moyenne en éléments totaux pour les deux années d'essai sont présentées dans le tableau I.

Tableau I : Composition chimique moyenne de l'eau d'irrigation (en méq/l).

Irrigation water average composition (in meq.l⁻¹).

Année	pH	CE	STD	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SAR
1987	8	1,45	0,94	6,3	5,7	2,6	0,2	2,7	5,8	6,7	-	3,1
1988	7,7	2,40	1,60	12,4	7,4	4,4	0,2	2,7	7,7	14	0,7	5,1

CE : conductivité électrique (en mS/cm à 25°C)

STD : solides totaux dissous (en g/l)

4. Le dispositif expérimental

Sur le protocole mis en place en 1985 à la station expérimentale de Cherfech (25 km au nord de Tunis), sur la parcelle conçue pour l'établissement du bilan de l'eau et des sels, le volume et la qualité des eaux de drainage ont été suivis durant deux années consécutives (1987-1988).

L'essai s'étend sur deux planches de 40 m de largeur et de 110 m de longueur chacune. Chaque planche est équipée d'un drain situé à 1,50 m de profondeur ; l'écartement entre les drains est de 40 m. Un fossé collecteur creusé à - 2,25 m permet d'évacuer les eaux de drainage.

Tableau II : Itinéraires techniques des cultures de melon (1987) et de piment (1988).

Cropping patterns for melons (1987) and pepper (1988).

Culture	Dates	Melon (campagne 1987)	Dates	Piment (campagne 1988)
Précédent cultural		Fèves (<i>Vicia faba</i>)		Jachère
Préparation du sol	5/5 - 14/5	pulvériseur offset (2), chisel (2), pulvériseur, canadien, rotavator, billonneur	5/3 - 5/5	canadien, pulvériseur, canadien, pulvériseur, canadien, rotavator, herse, billonneur
Semis	15 - 19/5	semis annuel	9 - 10/5	repiquage
Fertilisation	20/6 20/6 11/7	P1 et P2 112,5 kg/ha P ₂ O ₃ (1) 100 kg/ha K ₂ O (2) 50 kg/ha N (3)	30/4 30/4 31/5 18/7 12/8 26/8 27 - 28/4	P1 135 kg/ha P ₂ O ₅ (1) 125 kg/ha K ₂ O (2) 33,5 kg/ha N (3) 50,3 kg/ha N (3) 50,3 kg/ha N (3) 33,5 kg/ha N (3) P2 épandage de boue 50 t M.F./ha
Irrigation	4 - 6/6 6 - 7/7 20 - 22/7 31/7 - 1/8 10 - 11/8	P1 153,3 mm P2 140,0 mm P1 118,3 mm P2 104,4 mm P1 121,1 mm P2 119,3 mm P1 113,0 mm P2 113,0 mm P1 115,6 mm P2 115,3 mm	9 - 10/5 24 - 25/5 14 - 15/6 4 - 5/7 15 - 16/7 28 - 29/7 9 - 10/8 22 - 23/8 5 - 6/9 4 - 5/10	P1 120,2 mm P2 120,2 mm P1 78,4 mm P2 78,4 mm P1 74,1 mm P2 74,1 mm P1 94,5 mm P2 94,5 mm P1 66,6 mm P2 66,6 mm P1 90,2 mm P2 90,2 mm P1 79,4 mm P2 79,4 mm P1 83,7 mm P2 83,7 mm P1 85,9 mm P2 85,9 mm P1 106,0 mm P2 120,2 mm
Récolte	22 et 29/8	P1 4,56 t M.F./ha P2 6,95 t M.F./ha	26/7 15/8 29/8 19 - 30/9 24 - 25/10	P1 1,186 t/ha P2 0,730 t/ha P1 2,295 t/ha P2 1,942 t/ha P1 3,492 t/ha P2 2,345 t/ha P1 5,131 t/ha P2 3,647 t/ha P1 1,300 t/ha P2 0,355 t/ha

(1) : sous forme superphosphate (45%)

(2) : sous forme sulfate de potasse (50%)

(3) : sous forme ammonitrate (33,5%)

Les itinéraires techniques pour les deux années d'expérimentation sont présentés dans le tableau II. Au cours de l'année 1987, les deux parcelles (P1 et P2) ont été menées de façon identique quant aux différentes techniques culturales. La culture de melons (*Cucumis melo*) a été irriguée à la raie (avec des tubes à vannettes), soit cinq irrigations totalisant un volume de 621,3 mm pour P1 et de 592,7 mm pour P2. Etant donnée l'hétérogénéité du sol, la quantité d'eau nécessaire à l'irrigation de la parcelle P1 a été supérieure à celle de la parcelle P2 ; aussi avons-nous été contraints d'apporter, à chaque irrigation, un complément à la parcelle P2 pour que les quantités d'eau reçues soient les mêmes. Les rendements en melon obtenus étaient de 4,56 t/ha sur P1 et de 6,95 t/ha sur P2.

En 1988, les essais ont porté sur une culture de piment (*Capsicum annum*). La parcelle P1 a reçu des engrais minéraux et P2 un épandage, au mois d'avril, de 50 t M.F./ha de boues résiduaires urbaines, soit 46,8 t M.S./ha (tableau III). Ces boues provenaient de la station d'épuration biologique par boues activées de la Cherguia (Tunis), où elles avaient subi une digestion anaérobie suivie d'un séchage sur lits. Cette dose massive de boues, correspondant à un apport d'azote de 1 011 kg/ha, a été calculée sur la base d'un taux de minéralisation moyen compris entre 15 et 20% pour la première année et pour ce type de boues (d'après PARKER et SOMMERS, 1983, et E.P.A., 1983). Nous avons ainsi essayé d'administrer des quantités d'azote équivalentes sur les deux parcelles. Dix irrigations à la raie ont été administrées à la culture de piment, soit 878,7 mm pour P1 et 893,0 mm pour P2. Ayant enregistré des volumes importants de drainage au cours des quatre premières irrigations, le mode d'apport a été légèrement modifié à partir de la cinquième irrigation ; chaque parcelle a été partagée en deux et par conséquent irriguée en deux fois plutôt qu'en une seule. Les rendements obtenus étaient de 13,40 t/ha pour P1 et 9,02 t/ha pour P2.

Tableau III : Composition chimique des boues résiduaires urbaines.

Physico-chemical characteristics of the municipal sewage sludge used in the experiment.

Paramètres	H	MV	C	N	C/N	Pt	Ca	Mg	K	Na
Teneur (en % M.S.)	6,4	42,7	21,9	2,16	10,1	0,28	8,7	0,22	0,26	0,20

Paramètres	Cd	Co	Cr	Cu	Fe ‰	Mn	Ni	Pb	Zn
Teneur (en ppm M.S., sauf Fe)	4,2	17,2	131,4	276	16,1	207	37	350	1126

H : humidité (C.V. = 23,8%, n = 48)

MV : matières volatiles (C.V. = 12,6%, n = 48) obtenues par calcination à 550°C

Pt : phosphore total

M.F. : matière fraîche

M.S. : matière sèche

5. Les mesures effectuées

Chaque parcelle comprenait trois unités de mesure (Fig. 1a), composée chacune d'un tube d'accès pour sonde à neutrons, de 5 tensiomètres (30, 50, 80, 120 et 150 cm) raccordés à un manomètre mul-

tiplé à mercure, de 5 cannes de prélèvement de solution du sol situées aux mêmes profondeurs et d'un piézomètre (Fig. 1b). Les mesures et les prélèvements ont été effectués à 30, 50, 80, 120 et 150 cm pour le potentiel de l'eau dans le sol, et à 20, 30, 50, 60, 80, 120, 140 et 150 cm pour l'humidité du sol. Le volume drainé a été calculé à partir des débits instantanés mesurés manuellement toutes les demi-heures dans les heures qui suivent l'irrigation, puis toutes les heures (pendant les deux premiers jours de drainage) et enfin toutes les deux heures pendant les jours suivants.

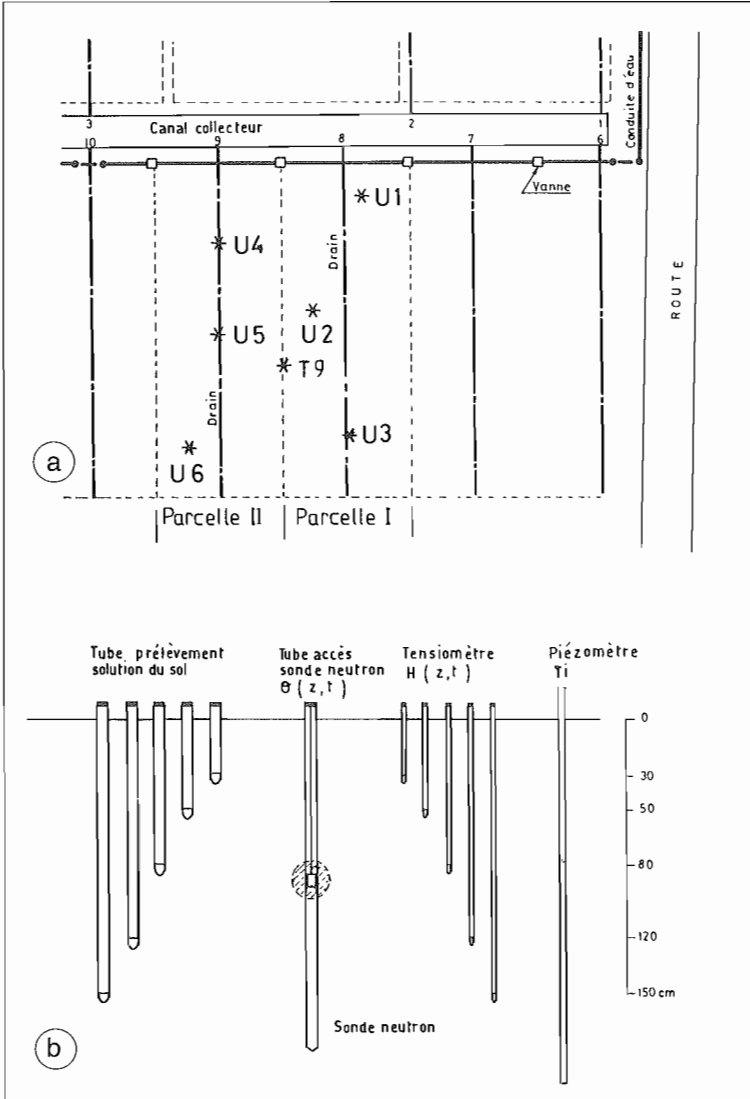


Figure 1 : Plan d'implantation du dispositif expérimental (a) et schéma détaillé d'une unité de mesure (U) (b).

Location of the experimental set up and basic instrumentation of a measurement station (U).

La fréquence des lectures et prélèvements était :

- journalière pour les tensiomètres et les piézomètres ;
- hebdomadaire, et avant et après chaque irrigation ou pluie pour l'humidité du sol ;
- à chaque irrigation pour les eaux d'irrigation et de drainage ;
- au début et à la fin de chaque saison culturale pour les analyses de sol.

Les paramètres suivants ont été mesurés : humidité (105°), pH, conductivité électrique (25°), carbone organique (méthode Anne), azote total (méthode Kjeldahl, NF T 90-110), NH_4^+ (NF T 90-015 - acidimétrie après distillation ou spectrophotométrie au bleu d'indophénol), NO_3^- (réduction sur colonne Cd - Hg), NO_2 (NF T 90-013), phosphore total (NF T 90-023 - minéralisation $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ - H_2SO_4 , dosage selon MURPHY et RILEY, 1962), phosphore assimilable (méthode JORET-HÉBERT, 1955, dosage selon DUVAL, 1962), éléments majeurs sur extrait de pâte saturée dans les sols, après minéralisation acide (HNO_3) dans les boues, dosage des éléments traces (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) par spectrophotométrie d'absorption atomique (Perkin Elmer 2380) directement dans les eaux (NF T 90-112), après minéralisation diacide (HF - HClO_4) dans les boues.

II. RÉSULTATS ET DISCUSSION

1. Fonctionnement hydraulique du réseau de drainage

Durant les deux années de suivi, les drains n'ont coulé que lors de l'irrigation de l'une des parcelles d'essai ou de l'une des parcelles adjacentes. Aucun écoulement après pluie n'a été enregistré.

1.1. Efficacité des drains

Pour un même volume d'irrigation, les deux parcelles ont drainé des quantités d'eau différentes, le volume drainé par la parcelle P1 étant nettement supérieur à celui de la parcelle P2, notamment au cours de la campagne 1987. En effet, nous avons alors noté, pour les cinq irrigations, une fraction de lessivage ($\text{FL} = \text{Vd}/\text{Vi} + \text{P}$, avec FL : fraction de lessivage, Vd : volume drainé, Vi : volume d'irrigation et P : pluviométrie) de l'ordre de 42,6% ($\pm 4,8\%$) pour P1 et de 26,5% ($\pm 3,7\%$) pour P2. D'autre part, les valeurs de la FL montrent une légère tendance à la hausse au cours de cette même campagne.

En 1988, les valeurs de la fraction de lessivage ont été beaucoup plus variables (40,3% ($\pm 16,7\%$) pour P1 et 34,0% ($\pm 17,5\%$) pour P2) ; elles demeurent inférieures pour la parcelle P2, mais la différence a été moindre du fait de l'apport de boues. Par ailleurs, nous avons noté une diminution nette de la FL pour les deux parcelles après avoir modifié le mode d'apport, c'est-à-dire à partir de la 5^e irrigation : une réduction des pertes de 25% a ainsi pu être réalisée.

1.2. Phases de drainage et courbes de débit des drains

Les drains ont généralement commencé à couler une heure environ (30'-2 h) après le début de l'irrigation, sauf pour la première irrigation où l'on a observé le début de l'écoulement 2 à 4 heures après. Ainsi, beaucoup d'eau serait perdue à travers les nombreuses fentes de retrait dues à la texture argilo-limoneuse de ces sols. Le drainage dure entre 5 et 10 jours. Cette phase de vidange des micropores peut durer un jour de plus sur P1.

Les courbes de débit des drains (Fig. 2 a et b) présentent un pic correspondant au débit de pointe atteint 5 à 9 heures après le début de l'irrigation. Ce débit de pointe est

de 2,8 l/s pour P1 et 1,6 l/s pour P2, soit respectivement 6,7 et 3,8 l/s/ha. Après avoir changé la conduite de l'irrigation, ce débit n'est plus que de 1,5 l/s pour P1 et 1 l/s pour P2, soit respectivement 3,6 et 2,4 l/s/ha. Les courbes de débit s'amortissent ensuite très vite dans les deux jours qui suivent l'irrigation.

Les courbes cumulées de drainage illustrent les mêmes faits : les volumes drainés à chaque irrigation au cours de ces deux campagnes estivales varient entre 20 et 60 mm.

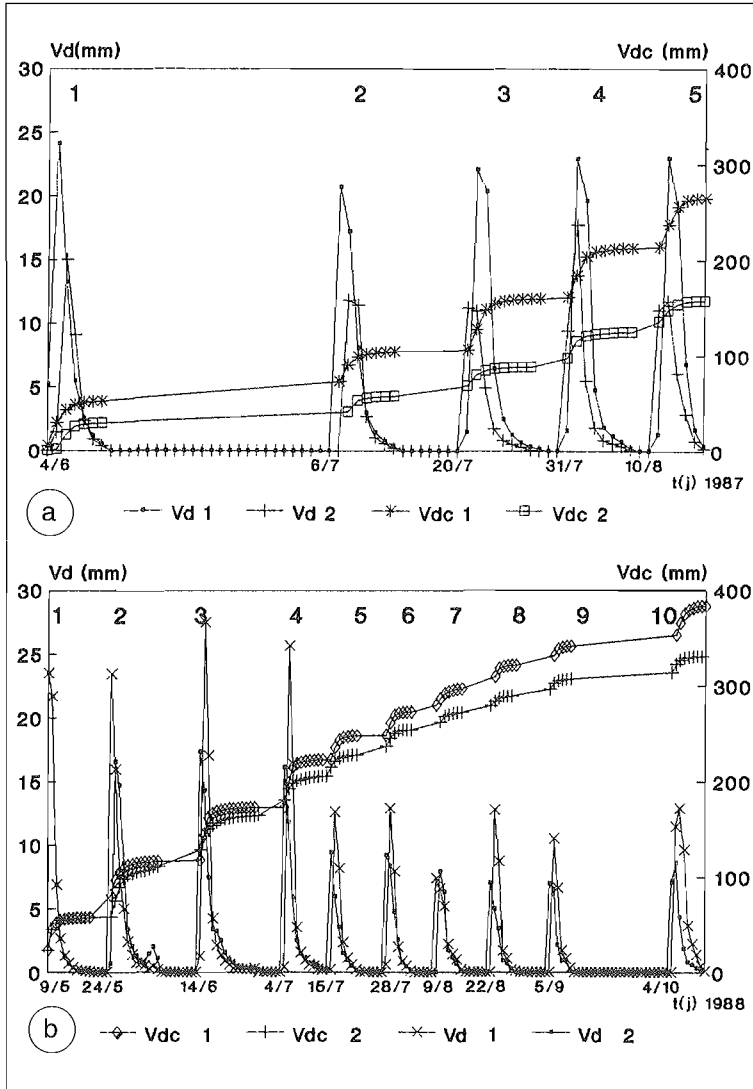


Figure 2 : Quantités d'eau drainées par P1 (V_{d1}) et P2 (V_{d2}) à chaque irrigation et volumes de drainage cumulés (V_{dc1} , V_{dc2}) pour 1987 (a) et 1988 (b).

Amounts of water drained by P1 (V_{d1}) and P2 (V_{d2}) at each watering and cumulative volumes drained (V_{dc1} , V_{dc2}) in 1987 and 1988.

1.3. Evaluation du drainage induit

Ayant noté que l'irrigation d'une parcelle adjacente se répercutait sur le drainage de la parcelle considérée, nous avons évalué ce volume de drainage induit. Il s'élève à 4,4 mm en moyenne sur P1 lors de l'irrigation de P2 et à 2,4 mm sur P2 quand on irrigue P1. Ce volume correspond à 9 % environ du volume drainé et varie entre 3 et 19% de ce même volume. Ce phénomène de diffusion latérale dure entre 2 et 4 jours. L'irrigation de parcelles adjacentes se répercute également sur les mesures des tensiomètres et piézomètres situés à proximité de ces parcelles.

1.4. Comparaison du stock d'eau du sol et du débit des drains

Durant les deux campagnes estivales 1987 et 1988, le stock d'eau du sol à 150 cm a varié entre 480 et 570 mm ; pendant l'hiver 1987-1988, alors que la parcelle était en jachère, il était compris entre 460 et 520 mm.

L'évolution des courbes de stock à 150 cm montre que les drains commencent à couler quand le stock atteint 550 mm et s'arrêtent quand il est égal à 530 mm environ (Fig. 3). L'humidité volumétrique du sol à cette profondeur subit de légères variations suite aux irrigations ; du fait de la proximité de la nappe phréatique, elle conserve durant toute l'année, que la parcelle soit cultivée ou en jachère, des valeurs comprises entre 0,36 et 0,42 cm^3/cm^3 . Les humidités comme les stocks moyens enregistrés à cette profondeur sur la parcelle P2 sont supérieurs à ceux de P1.

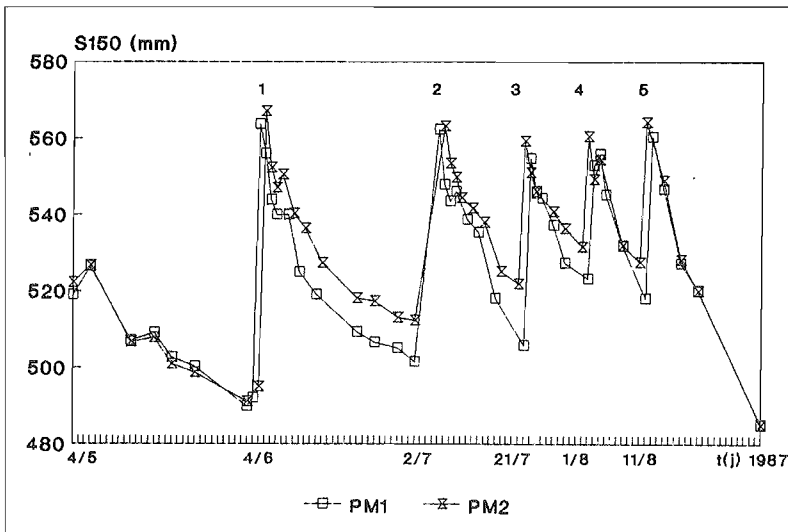


Figure 3 : Effet des irrigations sur la réserve hydrique du sol à 150 cm sur P1 et P2 en 1987.
Effect of irrigations on soil water content at 150 cm on P1 and P2 during 1987.

1.5. Evolution du niveau piézométrique

Le suivi de l'évolution du niveau de la nappe sur les deux parcelles d'essai montre que ce niveau se situe environ à $-1,50$ m en période sans irrigation. Le niveau moyen de la nappe sur la parcelle P2 se situe légèrement au-dessus de celui de P1.

Durant les épisodes irrigués, le niveau général de la nappe s'élève et les piézomètres réagissent différemment selon leur position par rapport au drain. Les piézomètres situés au-dessus des drains réagissent peu (P3, P4, P5), tandis que ceux qui sont à une certaine distance des drains accusent des variations importantes (P2, P6, P9). En effet, les courbes (Fig. 4) présentent un pic situé entre $-0,80$ et $-1,20$ m apparaissant le jour même ou le lendemain de l'irrigation ; ces courbes s'amortissent par la suite très vite, ce qui prouve le bon fonctionnement du réseau de drainage.

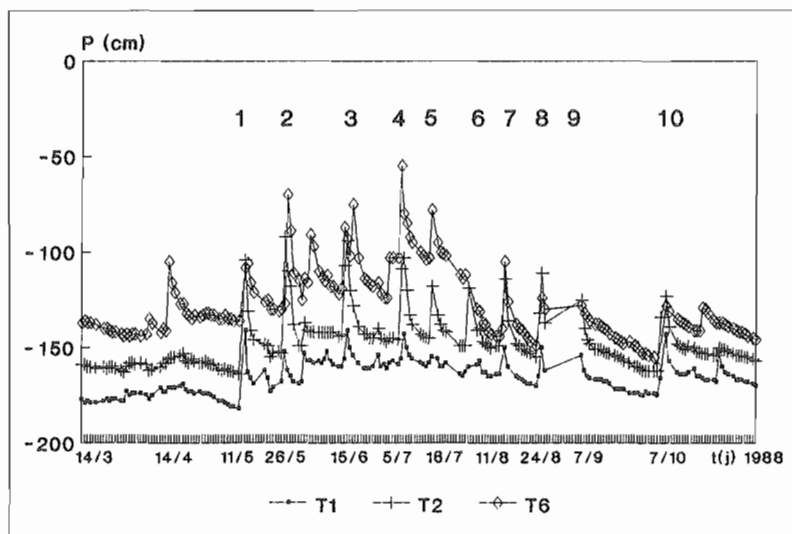


Figure 4 : Effet des irrigations sur le niveau piézométrique mesuré sur trois sites de mesure en 1988.
Effect of irrigations on the piezometric levels recorded on three sites in 1988.

2. Évolution de la qualité chimique des eaux de drainage

Les teneurs en sels, en nutriments et en éléments traces des eaux de drainage sont présentées dans ce qui suit ainsi que le bilan des éléments apportés par l'eau d'irrigation et exportés par les eaux de drainage.

Ces eaux de drainage se caractérisent par un pH légèrement basique variant entre 7,0 et 8,0 ; les valeurs moyennes enregistrées en 1987 et 1988 étaient respectivement égales à 7,8 et 7,5.

2.1. Teneur en sels des eaux de drainage

La comparaison de la qualité chimique des eaux de drainage des parcelles P1 et P2 montre que la teneur en sels des eaux évacuées par P2 est systématiquement supérieure à celle des eaux de P1. Cette différence est sans doute inhérente au matériau puisqu'elle a été notée depuis de nombreuses années.

Cette teneur subit des variations d'une année à l'autre et au cours d'une même campagne. Ainsi, la salinité moyenne des eaux de drainage enregistrée en 1987 (3,67 g/l pour P1 et 4,10 g/l pour P2) est plus élevée que celle de 1988 (3,25 g/l pour P1 et

3,88 g/l pour P2). La conductivité électrique varie entre 5,0 et 7,0 mS/cm en 1987 et 4,5 et 6,5 mS/cm en 1988 ; au cours de cette dernière année, la conductivité électrique est comprise entre 4,3 et 5,5 mS/cm pour P1 et entre 4,5 et 6,6 mS/cm pour P2. D'autre part, on note une tendance à la baisse au cours de la campagne 1988.

Le premier jour de drainage, la conductivité électrique passe par un minimum suivi par un maximum, deux à trois jours après, avant de diminuer progressivement. L'ion chlorure suit la même évolution (Fig. 5) et à un moindre degré l'ion sodium.

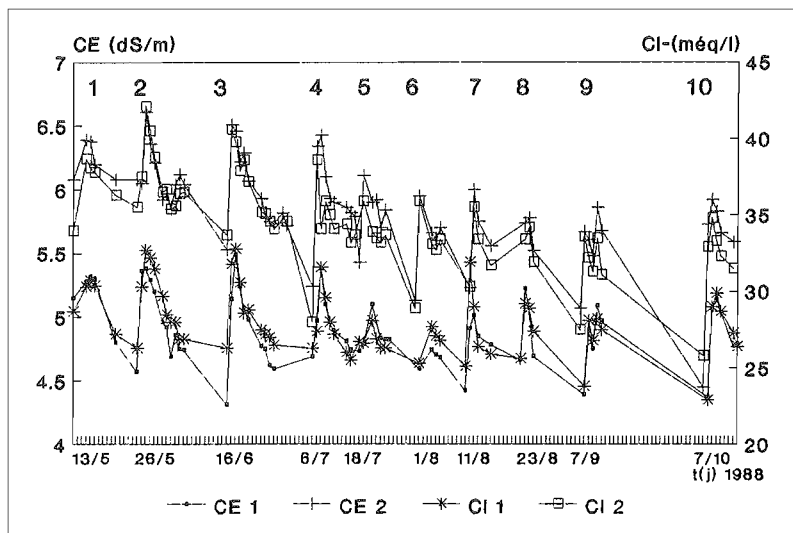


Figure 5 : Evolution de la conductivité électrique (CE) et de la concentration en chlorure des eaux de drainage de P1 (Cl1) et P2 (Cl2) en fonction des irrigations en 1988.

Evolution of the electrical conductivity (EC) and chloride concentration of P1 (Cl1) and P2 (Cl2) drainage waters in relation to irrigations in 1988.

Les concentrations en chlorure, sodium, magnésium et sulfate ont tendance à baisser au cours de la campagne, tandis que celle des bicarbonates augmente légèrement ; le calcium fluctue sans tendance majeure (Fig. 6 a et b). Les concentrations des divers ions demeurent plus élevées dans les eaux de P2 comparées à celles de P1. L'indice d'adsorption du sodium (SAR) est compris dans ces eaux entre 7 et 12. Le SAR des eaux de P2 est supérieur à celui des eaux de P1. Le faciès géochimique de ces eaux est chloruré-sodique.

2.2. Bilan des sels

Le bilan des sels a été établi en multipliant la concentration de chaque élément par le volume drainé et en sommant sur toute la période de la campagne.

La comparaison des bilans de sels des deux années d'essai montre qu'en 1987 la quantité totale de sels totaux dissous évacués par les eaux de drainage est supérieure à celle apportée par les eaux d'irrigation, en particulier pour P1 (tableau IV).

En 1988, étant donnée l'augmentation de la salinité des eaux d'irrigation, les sels apportés sont en quantité beaucoup plus importante et il en résulte une accumulation de

sels dans le sol : ce phénomène a plus particulièrement été observé dans les horizons de surface. Par ailleurs, étant donné que l'épandage de boues résiduaires urbaines a une part entraîné une amélioration de l'infiltration et par conséquent une augmentation du volume drainé, et que, d'autre part, la salinité des eaux de P2 est supérieure à celle de P1, la différence entre P1 et P2, quant aux sels stockés dans le sol, se trouve réduite. Les quantités de sels exportées par les eaux de drainage sont proportionnelles à la quantité d'eau drainée.

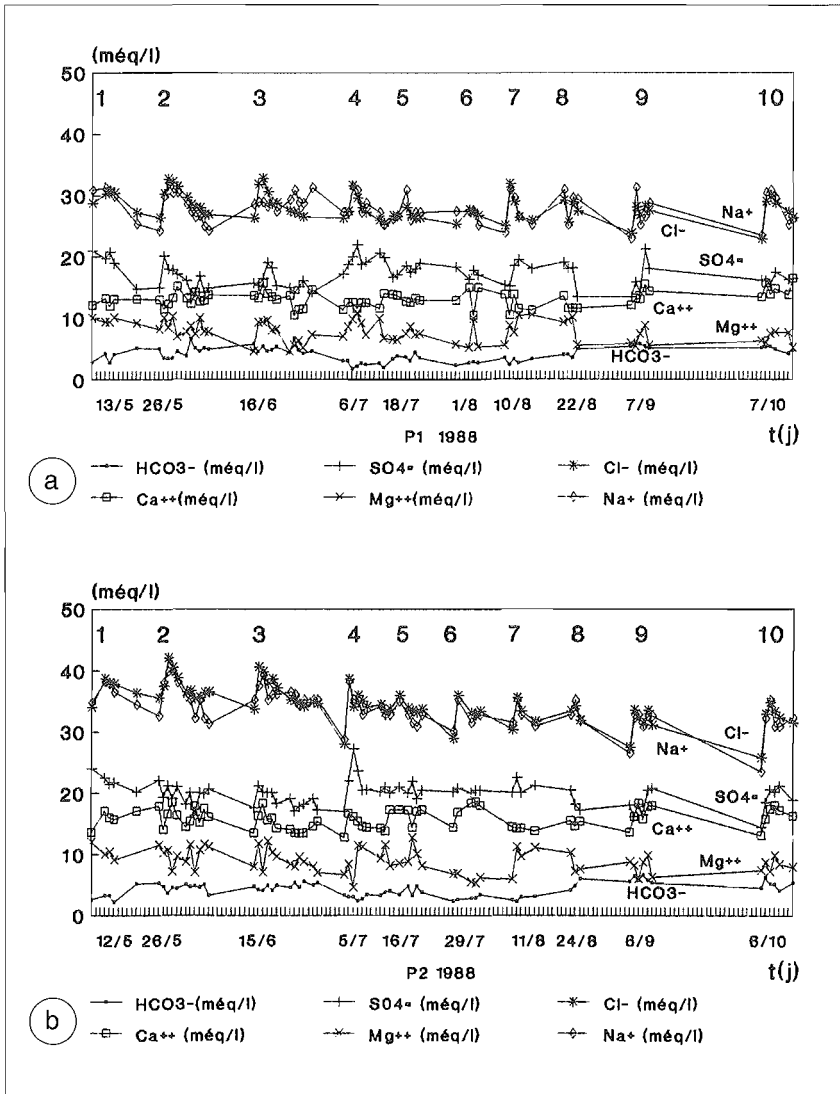


Figure 6 : Evolution de la concentration ionique des eaux de drainage de P1 (a) et P2 (b) durant la période estivale en 1988.

Evolution of P1 (a) and P2 (b) ionic drainage water concentrations during the summer cropping season in 1988.

Tableau IV : Quantité de sels apportée par l'eau d'irrigation et évacuée par les eaux de drainage.

Amount of water and salts applied and discharged.

Année	Parcelle	Vi (mm)	STD kg.ha ⁻¹	Vd (mm)	STD kg.ha ⁻¹	(Vi - Vd) kg.ha ⁻¹
1987	P1	621,3	5840,1	264,6	9407,5	- 3567,4
	P2	592,7	5571,4	157,5	6432,0	- 860,6
1988	P1	878,7	13495,2	383,7	12095,5	+ 1399,7
	P2	893,0	13744,1	331,1	12192,0	+ 1552,1

Un bilan des ions a également été établi pour la campagne 1988 (tableau V). Ce bilan montre que l'ion chlorure prédomine dans l'eau d'irrigation, suivi par l'ion sulfate, le sodium, le bicarbonate, le calcium, le magnésium et enfin le potassium. Dans les eaux de drainage, on retrouve la même séquence, sauf que le calcium est présent en quantité légèrement supérieure au bicarbonate. La comparaison des ions apportés par les engrais minéraux, les boues résiduelles et l'eau d'irrigation et évacués par les eaux de drainage montre que le bilan est positif pour l'ensemble des ions, excepté le sodium. Le calcium apporté par les engrais est négligeable comparativement au stock déjà présent dans le sol et à ce qui est apporté par les boues résiduelles. Le soufre et l'ion chlorure n'ont pas été analysés dans les boues.

Tableau V : Bilan des ions apportés par les engrais (E), par les boues résiduelles (B), par l'eau d'irrigation (I) et évacués par les eaux de drainage (D) en 1988 (en kg/ha).

Balance of ions applied through fertilizers (E), sewage sludge (B), irrigation (I) and drained (D) in 1988 (in kg/ha).

Apport	Parcelle	HCO ₃	SO ₄	Cl	Ca	Mg	K	Na
E	P1	-	138,0	-	51,0	-	100,0	-
B	P2	-	-	-	4071,6	103,0	121,7	93,6
I	P1	1427,1	3334,8	4374,2	1308,2	467,9	78,1	2504,9
	P2	1448,0	3406,9	4454,0	1334,0	476,9	79,3	2545,1
D	P1	982,7	3294,0	3886,8	999,1	386,4	36,1	2510,5
	P2	779,7	3246,1	4120,1	1020,2	364,9	20,6	2640,4
E + I - D	P1	+444,4	+178,8	+487,4	+ 360,1	+ 81,5	+142,0	- 5,6
B + I - D	P2	+668,3	+160,8	+333,9	+4385,4	+215,0	+180,4	- 1,7

Ce bilan établi pour chaque période de drainage montre que la quantité de sels apportés par l'eau d'irrigation ne devient supérieure à celle évacuée par les eaux de drainage qu'à partir de la cinquième irrigation, du fait du changement de mode d'irrigation.

2.3. Teneur en azote et phosphore des eaux de drainage

Les concentrations en ammonium, nitrates et nitrites ont été mesurées dans les eaux de drainage. Les teneurs en ammonium et nitrites sont négligeables. La forme nitrate est prédominante. MONKE *et al.* (1989), analysant les pertes en nutriments suite à cer-

taines techniques d'aménagement agricole, ont trouvé des résultats similaires, ainsi que LINDEMANN et CARDENAS (1984) dans leur étude relative à la composition azotée des eaux de drainage d'un sol amendé avec des boues.

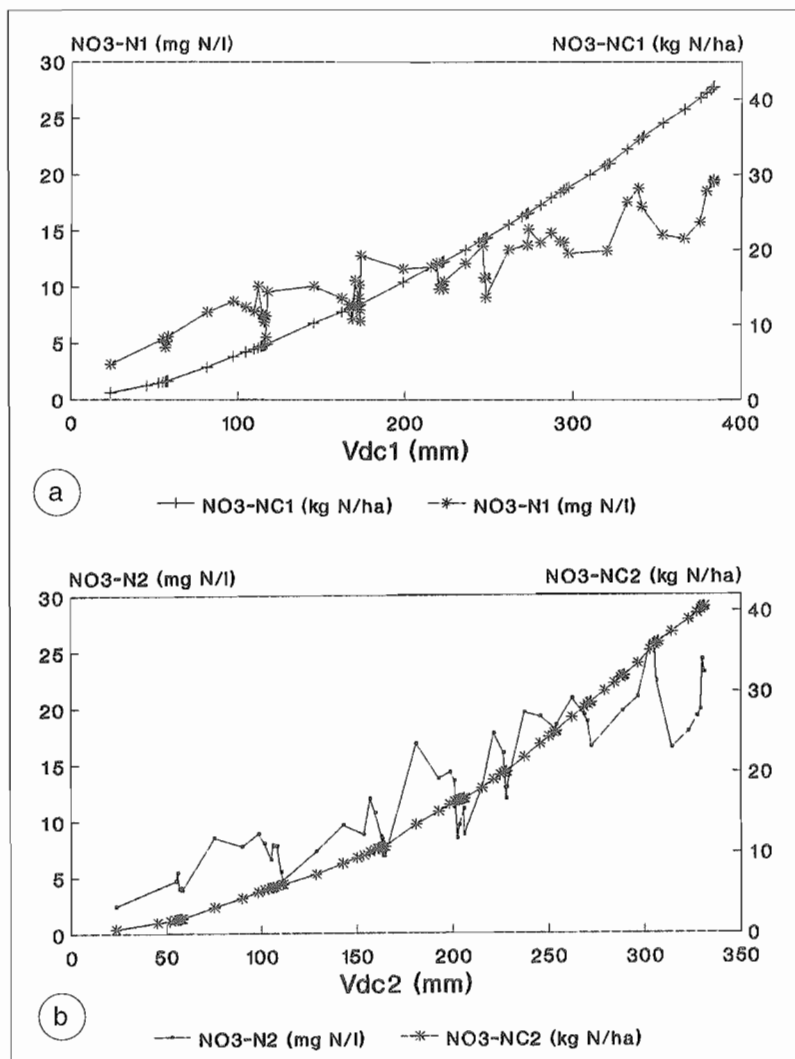


Figure 7 : Variations de la concentration ($\text{NO}_3 - \text{N}$) et des quantités cumulées de nitrates ($\text{NO}_3 - \text{NC}$) dans les eaux de drainage en fonction des volumes de drainage cumulés dans les parcelles P1 (a) (Vdc1) et P2 (b) (Vdc2) au cours de la campagne estivale en 1988.

Variations of the nitrates drainage waters concentration ($\text{NO}_3 - \text{N}$) and cumulative quantity ($\text{NO}_3 - \text{NC}$) in relation to the cumulative volume drained by P1 (Vdc1) and P2 (Vdc2) during 1988 cropping season.

Au cours de la campagne 1987, les teneurs en nitrates des eaux de drainage ont varié entre 1,8 et 5,0 mg N/l, les teneurs enregistrées sur P1 étant légèrement supérieures à celles de P2.

En 1988, les concentrations en nitrates ont augmenté tout au long de la campagne (Fig. 7 a et b) ; les teneurs de P1 étaient légèrement supérieures à celles de P2 jusqu'à la troisième irrigation. A partir de la quatrième période de drainage, les teneurs de P2 deviennent nettement plus élevées, traduisant ainsi la minéralisation des boues. On constate une légère diminution de la concentration après la dixième irrigation (4/10/88) : ceci correspond sans doute à un ralentissement de la minéralisation de l'azote des boues. Les teneurs en $\text{NO}_3\text{-N}$ ont varié entre 3,8 et 19,6 mg N/l en P1 et 2,5 et 26,0 mg N/l en P2.

Quant aux teneurs en ions phosphates, elles sont de 0,03 mg P/l dans les eaux drainées par les deux parcelles. Dans leur étude sur les pertes en nutriments dans les eaux de drainage, HARRIS *et al.* (1984) ont trouvé, comme dans cette expérimentation, que les teneurs en phosphates, nitrites et ammonium étaient faibles comparées aux nitrates.

2.4. Bilan des nutriments évacués par les eaux de drainage

Les quantités de nitrates évacuées au cours de la campagne 1988 par les deux parcelles sont pratiquement égales : elles sont de 41,7 kg N/ha pour P1 et de 40,5 kg N/ha pour P2. La quantité totale de nitrates perdue par lessivage par ces deux parcelles est dans la fourchette de valeurs trouvées dans des essais menés de 1971 à 1974 (SLAMA, 1975) sur ces mêmes parcelles et avec différentes cultures (melon, fèves, sorgho, blé, tournesol et betteraves). Les pertes en nitrates dans les eaux de drainage étaient alors, en moyenne, égales à 33,0 kg N/ha et variaient entre 7,4 et 74,2 kg N/ha ; les pertes enregistrées sur P1 étaient également supérieures à celles de P2 pour la plupart des cultures.

Etant donné que la quantité de nitrates apportée par l'eau d'irrigation est égale à 6,2 kg N/ha pour P1 et 6,3 kg N/ha pour P2 et que les quantités évacuées sont de 41,7 et 40,5 kg N/ha respectivement pour P1 et P2, la quantité libérée par le sol, les amendements organiques, les engrais minéraux, et non prélevée par les plantes, est de 35,5 kg N/ha pour P1 et de 34,2 kg N/ha pour P2.

Les phosphates contenus dans les eaux de drainage sont en très faible quantité ; ils s'élèvent à 125 g/ha pour P1 et à 108 g/ha pour P2.

2.5. Teneur et quantité d'éléments traces dans les eaux de drainage

La concentration moyenne en Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn des eaux évacuées par les deux parcelles pour la campagne 1988 est reportée dans le tableau VI. Les teneurs enregistrées sont faibles et ne montrent pas de différence significative entre les parcelles d'essai. Au cours de leur étude sur le mouvement des éléments traces dans des colonnes de sol soumises à des essais de lessivage, GIORDANO et MORDTVEDT (1976) ont trouvé que la mobilité des éléments traces d'un substrat inorganique était légèrement plus grande que celles des éléments contenus dans les boues résiduaires urbaines. Les éléments traces apportés par les boues sont fortement retenus dans ce type de sol et ne migrent pas au sein du profil.

Tableau VI : Concentration moyenne des eaux de drainage en éléments traces (en mg/l).
Mean trace elements contents of drainage waters (in mg/l).

Parcelle	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
P1	0,006	0,03	0,01	0,02	0,04	0,02	0,04	0,01
P2	0,006	0,04	0,01	0,02	0,05	0,02	0,04	0,01

Par ailleurs, les concentrations en éléments traces mesurées dans les eaux de drainage sont toutes inférieures aux limites recommandées par AYERS et WESTCOT (1988) pour les eaux utilisées en irrigation.

La quantité d'éléments traces exportée par les eaux de drainage est reportée dans le tableau VII.

Tableau VII : Quantité d'éléments traces exportée par les eaux de drainage (en g/ha).
Amounts of trace elements leached by the drainage waters (in g/ha).

Parcelle	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
P1	23	115	42,2	80,6	149,6	65,2	145,8	26,9
P2	19,9	115,9	39,7	79,5	152,3	53	145,7	36,4

Ce tableau montre que les quantités exportées sont relativement faibles. AMOOZE-GAR-FARD *et al.* (1980) ont obtenu le même résultat au cours d'essais portant sur une application massive de déchets organiques, EMMERICH *et al.* (1982), DOWDY et VOLK (1983) et WILLIAMS *et al.* (1984), sur des sols amendés avec des boues.

CONCLUSION

Les résultats obtenus se rapportent au fonctionnement hydraulique des drains et à l'effet d'un apport massif de boues résiduaires urbaines et d'un changement de mode d'irrigation sur la quantité et la qualité des eaux drainées.

L'étude du fonctionnement hydraulique des drains des deux parcelles étudiées montre que deux phases peuvent être distinguées :

- une première phase de drainage intense caractérisée par des débits de pointe très brefs où l'eau s'écoule en quelques heures à travers les macropores et les fentes de retrait ;

- une deuxième phase de plus longue durée (5 à 10 jours) qui correspond à la vidange des micropores, une fois le sol saturé.

L'analyse des courbes de drainage, d'évolution de la réserve hydrique à 150 cm et piézométriques permet de constater une similarité de comportement des deux parcelles. Les valeurs enregistrées pour les débits et les volumes de drainage diffèrent toutefois, notamment pour la première campagne d'essai.

Les fractions de lessivage varient entre 27 et 43%, P1 drainant systématiquement plus d'eau que P2. La différence entre les deux parcelles a été réduite en 1988 du fait de l'apport des boues sur P2. D'autre part, le changement de mode d'irrigation a permis une réduction des pertes d'eau de 25% sur les deux parcelles.

L'étude de la qualité chimique des eaux de drainage montre que :

- la conductivité électrique passe par un minimum le premier jour de drainage, suivi par un maximum, deux à trois jours après, avant de diminuer progressivement. Ce maximum correspond à un meilleur contact eau-sol et à une dissolution plus importante des sels ;

- les concentrations en sels et en nitrates des eaux évacuées par les deux parcelles sont différentes et elles subissent des variations dans le temps. La concentration en sels a tendance à baisser en 1988 tandis que celle des nitrates a, par contre, tendance à augmenter. La teneur en nitrates des eaux de P2 devient, au cours de la campagne 1988, plus élevée que celle de P1, du fait du démarrage de la minéralisation des boues.

L'augmentation de la salinité de l'eau d'irrigation en 1988 et le changement de mode d'irrigation ont entraîné une salinisation modérée du sol qui peut être réduite par lessivage durant l'hiver.

Les pertes en sels et en nitrates sont proportionnelles aux quantités d'eaux drainées. Elles enregistrent une réduction à partir du changement de mode d'irrigation. L'azote et le potassium sont les éléments qui sont lessivés le plus facilement, tandis que le phosphore est retenu plus fortement par le sol. Les exportations par les eaux de drainage peuvent ainsi être évaluées en moyenne à 41 kg N/ha, 0,12 kg P/ha (0,27 kg/ha P₂O₅) et 28,5 kg K/ha (34,3 kg/ha K₂O).

Les éléments traces sont également retenus par le sol et ne migrent pas dans le profil. Une pollution de la nappe par les éléments traces semble donc peu probable dans les sols lourds amendés avec des boues résiduaires urbaines, au moins dans le court terme.

Ainsi, cet apport massif de boues a surtout affecté la teneur en nitrates des eaux de drainage. A partir de la quantité de nitrates exportée de la parcelle amendée avec des boues, nous pouvons dire que le taux de minéralisation de l'azote des boues, supposé égal à 15-20% pour la première année, était correct. D'autres expérimentations doivent être menées afin de contrôler ce taux dans différentes conditions et pour les années à venir.

Étant donné que l'irrigation de surface est le système d'irrigation le plus répandu, des essais doivent être poursuivis afin d'améliorer son efficacité et limiter les pertes en eau et en éléments nutritifs. Des techniques agricoles et d'aménagement qui réduiraient les risques de pollution et de contamination de l'eau souterraine par les sels, les pesticides, les composés organiques et les germes pathogènes doivent être étudiées avec le même intérêt.

La réutilisation de ces eaux de drainage en irrigation présente un risque du fait de leur salinité. Un coupage avec une eau de meilleure qualité permettrait de les recycler en agriculture sans risques majeurs.

Reçu pour publication : Juin 1991

Accepté pour publication : Avril 1992

BIBLIOGRAPHIE

- AMOOZEGAR-FARD A., FULLER W.H. and WARRICK A.W., 1980. – The movement of salts from soils following heavy application of feedlot wastes. *J. Environ. Qual.*, 9, 2, 269-273.
- AYERS R.S. et WESTCOT D.W., 1988. – La qualité de l'eau en agriculture. *Bulletin FAO d'irrigation et de drainage, N° 29, Rev. 1*, Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome, Italie, 180 p.
- BROCKWAY D.G. and URIE D.H., 1983. – Determining sludge fertilization rates for forests from nitrate-N in leachate and groundwater. *J. Environ. Qual.*, 12, 4, 487-492.
- CRUESI - TUNISIE/ PNUD - UNESCO, 1970. – *Recherche et formation en matière d'irrigation avec des eaux salées, 1962-1969*. Rapport technique, TUN. 5, Paris, 256 p. + appendices.

- DE HAAN S., 1979. – Chemical composition of drainage water from sewage sludges used as plant substrates. *In : Proceedings of the First European Symposium on Treatment and Use of Sewage Sludge*, Cadarache, France, 13-15/02/1979, 420-430.
- DOWDY R.H. and VOLK V.V., 1983. – Movement of heavy metals in soils. *In : Chemical Mobility and Reactivity in Soil Systems*, ASA, SSSA, Madison, 229-239.
- DUVAL L., 1962. – Dosage céruléomolybdique de l'acide phosphorique dans les sols, les végétaux et les engrais. *Ann. Agron.*, 469-482.
- EMMERICH W.E., LUND L.J., PAGE A.L. and CHANG A.C., 1982. – Movement of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.*, 11, 2, 174-178.
- Environmental Protection Agency, 1983. – Process design for agricultural utilization, P.6.1-6.48. *In : Process design manual for land application of municipal sludge*, EPA-625/1-83-016. Cincinnati, OH.
- GIORDANO P.M. and MORDTVEDT J.J., 1976. – Nitrogen effects on mobility and plant uptake of heavy metals in sewage sludge applied to soil columns. *J. Environ. Qual.*, 5, 2, 165-168.
- HARRIS G.L., GOSS M.J., DOWDELL R.J., HOWSE K.R. and MORGAN P., 1984. – A study of mole drainage with simplified cultivation for autumn - sown crops on a clay soil. 2. Soil water regimes, water balances and nutrient loss in drain water, 1978-80. *J. Agric. Sci., Camb.*, 102, 561-581.
- JORET G. et HEBERT J., 1955. – Contribution à la détermination du besoin des sols en acide phosphorique. *Ann. Agron.*, 2, 233-299.
- LE TACON F., GARBAYE Y. et CLEMENT A., 1979. – Possibilité d'utilisation de boues résiduaires de stations d'épuration urbaines en sylviculture - Effets sur les sols et les eaux de drainage. *In : Proceedings of First European Symposium on Treatment and Use of Sewage Sludge*, Cadarache, France, 13-15 février 1979, 291-308.
- LINDEMANN W.C. and CARDENAS M., 1984. – Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformations of sludge-amended soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48, 1072-1077.
- LUND L.J. PAGE A.L. and NELSON C.O., 1976. – Nitrogen and phosphorus levels in soils beneath sewage disposal ponds. *J. Environ. Qual.*, 5, 1, 26-30.
- MONKE E.J., KLADIVKO E.J., VAN SCOYOC G.E., MARTINEZ M.A. and HUFFMAN R.L., 1989. – Movement of pesticides and nutrients in drainage water. *Land and Water Use*, Dodd and Grace (eds), Balkema, Rotterdam, 305-310.
- MURPHY J. and RILEY J.P., 1962. – A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27, 31-46.
- PARKER C.F. and SOMMERS L.E., 1983. – Mineralization of nitrogen in sewage sludges. *J. Environ. Qual.*, 12, 1, 150-156.
- SLAMA F., 1975. – Drainage et lessivage de l'azote, du potassium, du sodium et du calcium. Note C.R.G.R., 20 p. + figures.
- WILLIAMS D.E., VLAMIS J., PUKITE A.H. and COREY J.E., 1984. – Metal movement in sludge-treated soils after six years of sludge addition : 1. Cadmium, Copper, Lead and Zinc. *Soil Science*, 137, 5, 351-358.
- YANKOVITCH L., 1956. – Résultats de 22 années d'expériences dans les cases lysimétriques et cases de végétation du Service Botanique et Agronomique de Tunisie. *Annales du Service Botanique et Agronomique de Tunisie*, 29, 223 p.