

Évolution de la salinité dans un périmètre irrigué de la Basse Vallée de la Medjerda en Tunisie.

Akissa BAHRI (*)

RÉSUMÉ

Un suivi de la qualité des eaux d'irrigation, de drainage, de la nappe et de la solution du sol a été effectué dans la Basse Vallée de la Medjerda, en Tunisie, sur la parcelle de Cherfech irriguée, depuis 1964, avec des eaux saumâtres ($CE = 2,87$ mS/cm, $SAR = 6,2$). Cette étude présente, à partir de mesures effectuées durant 26 années, les processus qui ont lieu au cours de la période de transition qui précède l'établissement d'un régime permanent des sels.

Les résultats relatifs à ce suivi montrent une amélioration de la qualité de l'eau de la Medjerda suite à la réalisation du barrage Sidi Salem en 1982. La salinité des eaux de drainage et de la nappe a décliné au cours du temps ; ces deux types de solutions ont un comportement différent du fait du passage rapide de l'eau vers la nappe à travers les macropores et les fentes de retrait et des échanges complexes argilo-humique - solution qui ont lieu au cours du transfert à travers le profil de sol. On observe une réduction de la salinité et de la sodicité des sols en particulier dans les horizons profonds, tandis que les horizons de surface sont soumis à des variations saisonnières. Toutes les solutions sont actuellement sur-saturées vis-à-vis de la calcite et sous-saturées vis-à-vis du gypse. L'application du concept d'alcalinité résiduelle généralisée à plusieurs sels confirme les tendances observées au niveau de l'évolution des éléments. Au cours de leur concentration, les solutions évoluent dans la voie saline neutre. Le système "eau d'irrigation - solution du sol - eau de drainage - eau de nappe" est en équilibre dynamique ; il évolue vers l'établissement d'un régime permanent des sels.

Mots-clés : irrigation - drainage - nappe - salinité - alcalinité résiduelle généralisée - régime permanent des sels - Tunisie.

SALINITY EVOLUTION AND MONITORING OF AN IRRIGATED AREA IN THE LOWER MEDJERDA VALLEY IN TUNISIA.

In arid and semi-arid areas, where irrigation with brackish water is often practised, geochemical processes that take place during the transitional period prior to salt steady state are important to evaluate for farm lands management. This study, conducted in an experimental field research station in the northern part of Tunisia (Fig. 1), presents an evaluation of salinity changes from observations performed over 26 years. Time-series of element concentrations in irrigation water, drainage, groundwater and soil solution samples are used to show both short-term and long-term salinity changes.

Silty clay loam soils, with a shallow groundwater table and tile drained (1,5 m), have been irrigated in the Lower Medjerda Valley since 1964 with brackish waters ($EC = 2,87$ mS/cm, $SAR = 6,2$, Table I). The leaching fraction varied from 0,1 to 0,45 (from 1964 to 1990). The results show an improvement of the Medjerda water quality after the construction of the Sidi Salem dam in 1982 (Fig. 2a and 2b). Drainage (Fig. 4) and

(*) Centre de Recherche du Génie Rural (C.R.G.R.) - B.P.10 - ARIANA - 2080 TUNISIE

groundwater (Fig. 5) salinity has decreased with time and these two types of solutions have a different behavior due to pore bypass and soil complex exchange reactions. Soil salinity and sodicity have also decreased particularly in the deeper soil levels, and the upper levels are submitted to seasonal variations (Fig. 6a and 6b). Present soil solutions are over-saturated with respect to calcite and are, for the most part, under-saturated with respect to gypsum (Fig. 3). The residual alkalinity concept generalized to several minerals confirms the solutions' chemical trend. During evaporation, solutions follow the neutral saline pathway. "Irrigation water - soil solution - drainage water - groundwater" is, in a dynamic system, evolving towards a salt steady state (Fig. 7a and 7b).

Keywords : irrigation - drainage - groundwater - salinity - residual generalized alkalinity - salt steady state - Tunisia.

INTRODUCTION

Lors de l'irrigation, avec des eaux saumâtres, de sols affectés par les sels, de nombreuses réactions géochimiques ont lieu avant l'établissement d'un régime permanent des sels, telles que des précipitations et des dissolutions de sels ainsi que des réactions d'échange avec les argiles. La phase transitoire peut durer un certain nombre d'années en fonction de la qualité de l'eau d'irrigation, de la concentration en sels et de la composition ionique de la solution du sol et de la nappe, du complexe échangeable du sol, de la perméabilité du sol, de la tolérance des plantes au sel et du mode de prélèvement de l'eau dans le profil de sol, du climat et de la gestion du sol et de l'eau (JURY *et al.*, 1978a, 1978b). Du fait de la difficulté de l'acquisition de données de flux d'eau et de solutés sur de longues périodes, l'estimation de la durée des phases transitoires a généralement été faite à partir d'expérimentations conduites sur de courtes périodes et de modèles (JURY et PRATT, 1980 ; OSTER et RHOADES, *in* TANJI, 1990). Dans cette note et à partir d'observations faites sur une longue chronique (26 années), nous estimons la durée de la période transitoire précédant l'établissement du régime permanent des sels.

Au Nord de la Tunisie où 60 000 ha situés dans la Basse Vallée de la Medjerda sont irrigués à partir des eaux de la Medjerda, des essais sont conduits depuis 1964 sur le bilan de l'eau et des sels. La qualité des eaux d'irrigation, de drainage, de la nappe et de la solution du sol y est suivie. L'objet de cette note est l'étude de l'évolution de la qualité de l'eau de la Medjerda depuis la mise en eau du périmètre et l'analyse des effets enregistrés durant cette même période sur la qualité des eaux de drainage et de la nappe et sur la composition chimique du sol. Cette note évalue et résume les processus observés sur le court et le long terme pendant ces 26 années d'irrigation.

I - MATERIELS ET METHODES

L'étude a été conduite sur la parcelle expérimentale de Cherfech située à 25 km au nord de Tunis, dans la Basse Vallée de la Medjerda. La parcelle en termes de texture, de composition chimique des sols, et de profondeur de la nappe est représentative de la Basse Vallée de la Medjerda (Centre de Recherche sur l'Utilisation des Eaux Salées en Irrigation, 1970). Le climat de la région 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 et l'évapotranspiration annuelle moyenne est de 1 370 mm (calculée selon la formule de Penman). Diverses études ayant trait à l'irrigation avec les eaux saumâtres ont déjà été réalisées sur ce périmètre (CRUESI, 1970 ; PNUD-FAO, 1974 ; GALLALI, 1980 ; BAHRI, 1982).

1. Composition chimique des eaux de la Medjerda

Les eaux de l'Oued Medjerda utilisées pour l'irrigation de la parcelle de Cherfech proviennent du barrage d'El Aroussia d'où elles sont distribuées gravitairement dans des canaux en béton à ciel ouvert pour irriguer 60 000 ha situés dans la Basse Vallée de la Medjerda (Fig. 1).

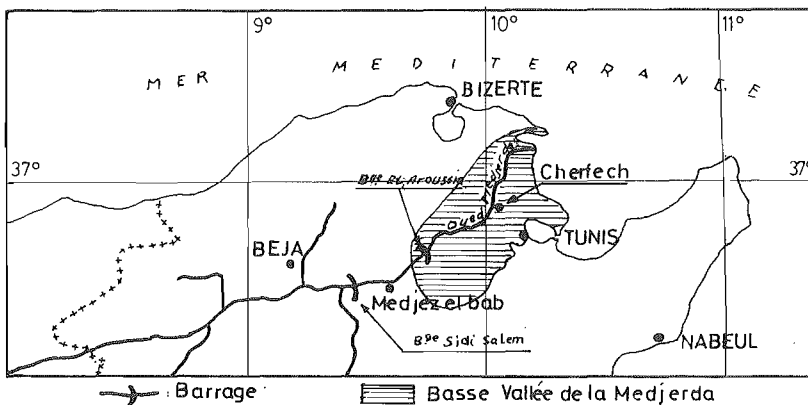


Figure 1 : Carte de localisation du site étudié
Location of the experimental site

La composition chimique des eaux de la Medjerda (Tableau I) se caractérise par un pH légèrement basique ($7,2 < \text{pH} < 8,3$), une conductivité électrique (CE) variant entre 1,33 et 4,65 mS/cm à 25°C, une teneur en sels totaux dissous (STD) et un indice d'adsorption du sodium (SAR) respectivement compris entre 0,87 et 3,00 g/l et, 2,7 et 9,3. Leur faciès géochimique est chloruré-sodique. Les anions et les cations se distribuent (en méq/l) selon l'ordre suivant :



Ces eaux ont, par ailleurs, des concentrations faibles en ions nitrates (0 - 5 mg/l), phosphates (0,06 mg/l) et en éléments traces (Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn,...).

2. Le réseau de drainage

Les sols de Cherfech étaient soumis à des variations du niveau de la nappe (de -0,5 à -2,2 m) avant l'aménagement du périmètre en 1962 ; celui-ci a consisté en l'équipement des planches de 40 x 110 m de drains situés à 1,50 m de profondeur et espacés de 40 m.

Cet aménagement a permis de rabaisser le niveau de la nappe à -1,5 m environ en période sans irrigation. Durant les épisodes irrigués ou à forte pluviométrie, le niveau général de la nappe s'élève temporairement. Un fossé collecteur creusé à -2,25 m permet d'évacuer les eaux de drainage.

Tableau I : Composition moyenne de l'eau de la Medjerda et valeurs minimales et maximales enregistrées durant la période étudiée (en mmoles/l).

Physico-chemical composition of Medjerda water (in mmoles/l).

	pH	CE	STD	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺	SAR
n	83	146	140	118	119	120	118	118	120	120	119
Moyenne	7,8	2,87	1,90	2,98	5,37	17,53	4,78	2,44	0,2	16,78	6,15
Minimum	7,2	1,33	0,87	0,62	1,50	6,60	2,25	0,70	0,1	5,80	2,72
Maximum	8,3	4,65	3,00	6,40	9,00	30,80	8,00	4,50	0,5	29,00	9,26

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

STD : sels totaux dissous (en g/l)

n : nombre d'échantillons

3. Le sol

Les sols de Cherfech sont peu évolués, d'apport fluvial à hydromorphie de nappe en profondeur, formés sur les dépôts alluviaux, alternativement fins et grossiers, de la Medjerda ; ils se caractérisent par une grande hétérogénéité. Ces sols présentent un premier horizon (0-40 cm) riche en éléments fins (70-85 % argile + limon) où l'argile dominante est la montmorillonite (GALLALI, 1980), un second horizon (40-90 cm) argilo-limoneux à limono-argileux à structure prismatique et un horizon limono-sableux (100-130 cm) ; au delà de cet horizon, on note la présence d'un niveau profond argileux.

La densité apparente de ces sols est élevée (elle varie entre 1,3 et 1,4 g/cm³ en surface et entre 1,6 et 1,7 en profondeur). Leur stabilité structurale est faible. Étant donnée leur teneur en éléments fins, leur perméabilité est moyenne. Leur composition texturale leur confère un pouvoir de rétention en eau assez élevé. Leur pourcentage de saturation est compris entre 50 et 62 %. Cependant, le caractère gonflant des matériaux argileux qui les constituent entraîne l'apparition d'importantes fentes de retrait qui modifient le comportement hydrique et l'évolution de l'espace poral.

Au début de l'expérimentation, le pH de l'extrait de pâte saturée variait entre 7,6 et 7,8. Le taux de calcaire total de ces sols était élevé (45 %) et le taux de calcaire actif était compris entre 13 et 17 %. Le gypse était présent à l'état de traces mais ne dépassait pas 0,7 %. Les taux de carbone (1,23 %) et d'azote (0,13 %) étaient faibles à moyennement élevés dans l'horizon de surface. La composition de l'extrait de pâte saturée indiquait l'absence de sels dans les quarante premiers centimètres et un gradient croissant de sels de la surface vers la profondeur dû à la remontée capillaire de la nappe (1,1 ≤ CE_e ≤ 1,7 mS/cm dans l'horizon 0-40 cm, CE_e = 4,8 mS/cm dans le niveau 40-80 cm et 9,3 ≤ CE_e ≤ 9,8 entre 80 et 150 cm). Le faciès géochimique de la solution du sol était chloruré-sulfaté sodique dans les horizons profonds. Le SAR variait entre 4,15

et 7,91. La capacité d'échange cationique était environ égale à 19 méq/100 g dans l'horizon 0-40 cm et variait entre 13 et 16 méq/100 g entre 40 et 150 cm de profondeur.

4. Échantillonnage, paramètres mesurés et modèle d'équilibre chimique

Les échantillons d'eau de la Medjerda et de drainage ont été prélevés à chaque irrigation et les eaux de la nappe à partir des piézomètres en place. Les échantillons de sols ont été prélevés au début et à la fin de chaque culture.

Les séries de données dont nous disposons se rapportent aux périodes allant de 1964 à 1971 et de 1979 à 1990. Des valeurs moyennes mensuelles ou annuelles ont été calculées sur ces séries de données.

Les paramètres suivants ont été mesurés : pH, conductivité électrique (25°C), sels totaux dissous, éléments majeurs dans les eaux et sur extrait de pâte saturée dans les sols (USSS, 1954).

Le modèle d'équilibre chimique (SIMEQ) utilisé se base sur les équations de Pitzer (modèle d'interaction ionique spécifique) (GUEDDARI, 1984). Il prend en compte les ions majeurs en solution et quelques éléments à l'état de traces. Il permet de calculer la distribution des espèces carbonatées (H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{--}) à partir de l'alcalinité et du pH ou de la pression partielle de CO_2 , la pression partielle de CO_2 , toutes les activités ioniques, les indices de saturation de plusieurs sels minéraux qui peuvent précipiter ou se dissoudre durant des réactions d'évaporation ou de dissolution.

II - RÉSULTATS ET DISCUSSION

1. Évolution de la qualité des eaux de la Medjerda au cours du temps

La charge saline de l'eau de la Medjerda est déterminée en grande partie par les lâchures en provenance du barrage Mellègue dont la salinité moyenne est de 2,2 g/l. Les variations inter et intra-annuelles de la composition chimique des eaux de la Medjerda au cours du temps (Fig. 2a et b) sont importantes. Les variations inter-annuelles sont plus accentuées durant la dernière décennie (1981-1990) comparativement à la première période de mesure (1964-70) tandis que les variations saisonnières sont nettement plus marquées durant cette même dernière période. La figure 2 montre que la salinité de l'eau de la Medjerda a globalement tendance à baisser au cours du temps. La construction du barrage Sidi Salem semble avoir affecté positivement la qualité des eaux de la Medjerda dans la mesure où l'on note une baisse sensible de la salinité depuis la mise en eau du barrage en 1982. Le barrage semble également avoir un effet tampon sur la qualité de l'eau à l'échelle annuelle. On note toutefois une augmentation de la salinité durant les années déficitaires sur le plan pluviométrique (de 1987 à 1989, la pluviométrie était respectivement égale à 346,3 ; 275,9 et 378,4 mm).

Exceptés les ions K^+ non affectés par les phénomènes de concentration ou de dilution des solutions ou encore d'échange et présents en très faible concentration, les autres éléments évoluent en fonction du facteur de concentration mais pas proportionnellement à ce facteur sauf les ions sodium et chlorure. Les courbes d'évolution de ces derniers sont pratiquement confondues ; ces éléments ne sont donc pas affectés par des phénomènes de précipitation dans cette gamme de concentration.

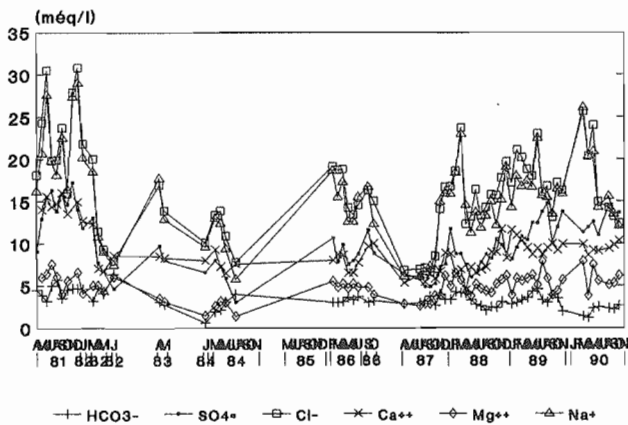
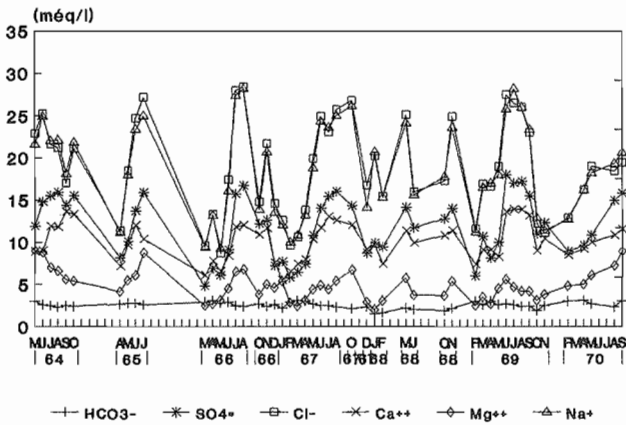
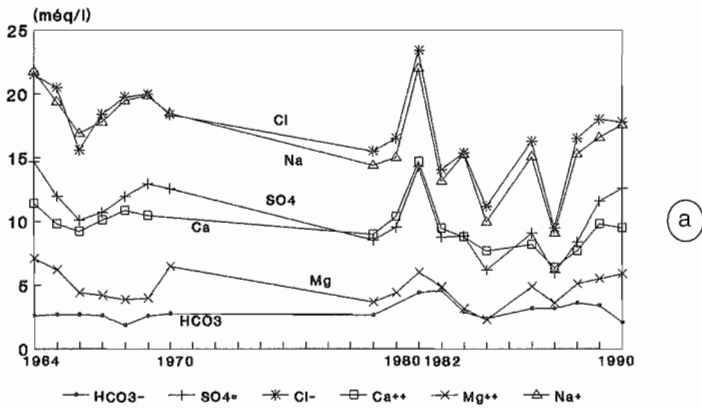


Figure 2 : Variations inter (a) et intra-annuelles (b) de la qualité de l'eau de la Medjerda de 1964 à 1990.

Water quality variations for Medjerda from 1964 to 1990 on a yearly (a) and monthly basis (b).

La courbe d'évolution de la conductivité électrique est également identique à celle de Cl et de Na. Les courbes des ions Ca et SO₄ évoluent dans le même sens que le facteur de concentration et similairement. L'ion magnésium évolue aussi dans le même sens que le facteur de concentration mais l'amplitude des variations est plus amortie que pour les autres éléments. Durant la période 1981-90, la concentration en ions magnésium est plus faible comparativement à la première série de mesures et les courbes relatives aux concentrations en magnésium et bicarbonate deviennent similaires.

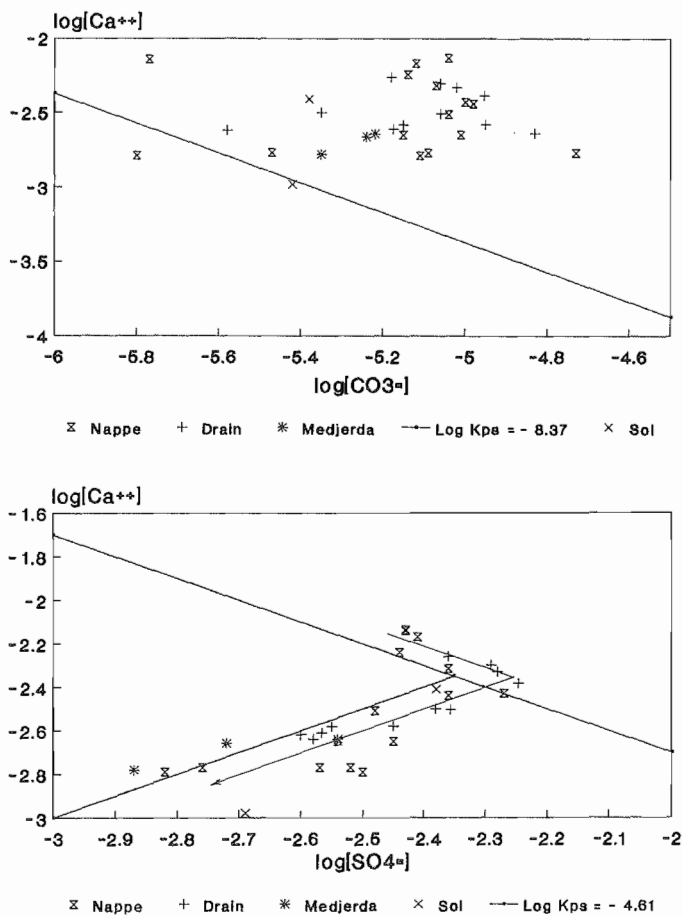


Figure 3 : Diagrammes de saturation des eaux de la Medjerda, de drainage, de la nappe et des solutions de sol vis-à-vis de la calcite et du gypse.

Saturation diagrams of Medjerda water, drainage, groundwater and soil solution with respect to calcite and gypsum.

Les solutions sont pratiquement toutes saturées vis-à-vis de la calcite sauf les plus diluées (force ionique inférieure à 0,02 mole/l) (Fig. 3). En vue de prédire l'évolution

chimique des solutions au cours de leur concentration, nous avons utilisé le concept d'alcalinité résiduelle généralisée à plusieurs minéraux (DROUBI, 1976 ; DROUBI *et al.*, 1980). L'expression de l'alcalinité est :

$$\text{Alc} = (\text{HCO}_3^-) + 2(\text{CO}_3^{--}) + (\text{OH}^-) - (\text{H}^+) + (\text{H}_3\text{SiO}_4^-) + (\text{HS}^-) + (\text{B}(\text{OH})_4^-) + \dots$$

$$\text{ou Alc} = (\text{Na}^+) + (\text{K}^+) + 2(\text{Ca}^{++}) + 2(\text{Mg}^{++}) - (\text{Cl}^-) - 2(\text{SO}_4^{--}) - (\text{NO}_3^-)$$

où t se rapporte à la somme de tous les ions libres et appariés pour un élément donné et () aux molalités des espèces dissoutes. L'alcalinité résiduelle doit être calculée étape par étape, après la précipitation de chaque minéral, et son signe permet la prédiction, à $p\text{CO}_2 = \text{cste}$, du comportement de l'alcalinité, du pH et des éléments concernés par la précipitation du minéral.

L'application du concept d'alcalinité confirme l'évolution des éléments telle qu'elle est observée. En effet, l'alcalinité résiduelle calcite définie par $[(\text{Alc. rés.}) - 2(\text{Ca})]$ étant toujours négative, la molalité en calcium doit par conséquent augmenter tandis que l'alcalinité doit diminuer : c'est bien ce que l'on constate. En ce qui concerne les molalités des ions calcium et sulfate, elles sont contrôlées par la précipitation du gypse sans que l'on atteigne la saturation vis-à-vis de ce minéral.

2. Évolution de la qualité des eaux de drainage et de la nappe

a) Évolution de la qualité des eaux de drainage

Depuis la mise en eau du périmètre, on observe une baisse quasi constante de la salinité des eaux de drainage. Ces eaux présentent un pH légèrement basique (compris entre 7 et 8), une conductivité électrique qui au départ était de 16,6 mS/cm et qui atteint, au cours de certains épisodes, 4,2 mS/cm, une teneur en sels totaux dissous qui est passée de 12,3 g/l à 2,7 g/l et enfin, un indice d'adsorption du sodium qui est passé de 17,1 à 7,1. Si l'on prend comme base de calcul du facteur de concentration la concentration en ions chlorure, on note que les solutions de drainage sont de 1,7 à 12 fois plus concentrées que les eaux d'irrigation. Ce facteur est en moyenne égal à 5,8 ($\sigma = \pm 2,5$) de 1964 à 1971 et à 3,0 ($\sigma = \pm 1,1$) de 1982 à 1990. Le faciès géochimique de ces eaux est chloruré-sodique avec une distribution des anions et des cations (en méq/l) similaire à celle des eaux de la Medjerda. La composition chimique moyenne est reportée dans le tableau II. Les concentrations en ammonium, nitrites, phosphates (0,01 - 0,07 mg P/l) et en éléments traces sont faibles. Les teneurs en ions nitrates varient entre 3 et 30 mg N/l. Les pertes en cet élément sont importantes : elles sont comprises entre 7 et 75 kg N/ha.

L'évolution de la qualité des eaux de drainage au cours du temps (1964-1990) montre que la baisse de la salinité est progressive (Fig. 4). Au niveau de la composition ionique des solutions de drainage, on observe une baisse plus ou moins accentuée de la concentration de tous les éléments ; celles relatives aux ions chlorure et sodium sont nettement plus marquées que pour les autres éléments. La différence de comportement entre les ions chlorure et sodium, au début de l'expérimentation et surtout durant les quatre premières années, est à attribuer aux phénomènes d'adsorption du sodium sur les argiles présentes dans le sol et à la présence des ions chlorure dans le sol en concentration supérieure à celle des ions sodium. Les teneurs en ions calcium et sulfate évoluent dans la même gamme de concentration. Il en est de même pour les ions magnésium et bicarbonate à partir de 1982. De 1964 à 1971, l'ion magnésium accuse

une baisse plus importante que l'ion calcium ; ceci est dû au comportement différent du calcium et du magnésium d'une part, et à la teneur en carbonate de calcium du sol d'autre part. Ainsi, les ions chlorure et sodium sont ceux qui sont le plus facilement lessivés suivis par les ions magnésium puis calcium et sulfate.

Tableau II : Composition moyenne de l'eau de drainage et valeurs minimales et maximales enregistrées durant la période étudiée (en mmoles/l).
 Chemical composition of drainage water (in mmoles/l).

	pH	CE	STD	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺	SAR
Moyenne	7,6	10,0	7,49	5,63	19,46	74,36	16,05	9,78	0,14	66,24	12,80
Minimum	7,0	4,21	2,73	1,20	7,05	26,00	6,35	2,40	0,10	23,50	7,06
Maximum	8,0	16,6	12,3	11,20	28,15	145,10	25,10	19,45	0,60	111,90	17,10

CE : conductivité électrique (en mS/cm à 25 °C) n : 68 - 75, nombre d'échantillons
 STD : sels totaux dissous (en g/l)

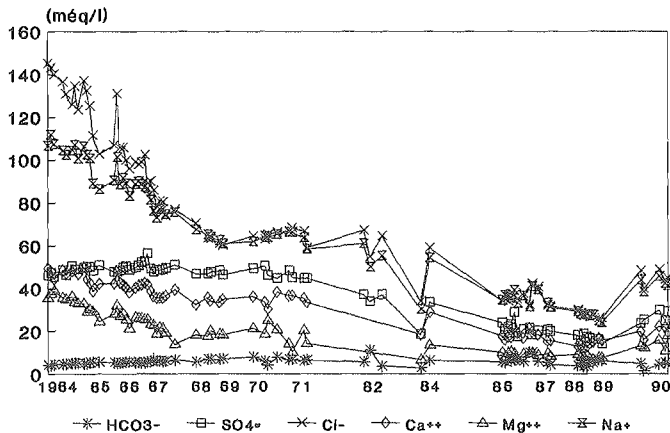


Figure 4 : Évolution de la composition ionique des eaux de drainage de 1964 à 1990 (moyennes mensuelles).
 Variation of the ionic composition of the drainage water from 1964 to 1990 (monthly average).

Sur le plan géochimique, les eaux de drainage sont sur-saturées vis-à-vis de la calcite. Elles le sont également vis-à-vis du gypse au début de l'expérimentation et pour une force ionique supérieure ou égale à 0,20 mole/l puis elles deviennent sous-saturées vis-à-vis de ce minéral (Fig. 3). La sursaturation vis-à-vis du gypse témoigne de sa présence dans le sol. La concentration en ions calcium est légèrement supérieure à celle des ions sulfate au début de l'expérimentation alors que les solutions sont saturées vis-à-vis du gypse mais elle lui devient très rapidement inférieure à mesure que l'on s'éloigne de la saturation. L'alcalinité résiduelle calcite calculée est négative ; les solutions étant saturées vis-à-vis de ce minéral, la molalité en calcium augmente tandis que l'alcalinité diminue. L'alcalinité résiduelle calcite + gypse ((Alc. rés.) c + g = (Alc.

rés.) $c + 2(\text{SO}_4) t]$ est positive sauf au début de la mise en eau du périmètre. La molalité en calcium doit diminuer tandis que celle en sulfate doit augmenter : c'est bien ce que l'on observe. Dans le diagramme de saturation des eaux vis-à-vis du gypse, la forme du nuage de points s'étire le long de la droite d'équilibre et dans le sens d'une réduction de l'activité de Ca^{++} puis perpendiculairement à cette droite à mesure que l'on s'éloigne de la saturation.

Tableau III : Évolution des caractéristiques chimiques des eaux de drainage et de l'indice de saturation de la calcite et du gypse.

Variation of chemical characteristics of drainage water and of calcite and gypsum saturation index.

	Molalité totale	Molalité espèce libre	Activité	Taux de complexation (%)
<i>1964</i>				
SO4	23,35 10^{-3}	11,37 10^{-3}	2,98 10^{-3}	51,3
Cl	139,00 10^{-3}	139,00 10^{-3}	97,88 10^{-3}	0
Ca	23,75 10^{-3}	19,97 10^{-3}	6,51 10^{-3}	15,9
Mg	18,25 10^{-3}	14,30 10^{-3}	5,45 10^{-3}	21,6
K	0,10 10^{-3}	0,098 10^{-3}	0,07 10^{-3}	2
Na	106,5 10^{-3}	102,0 10^{-3}	74,10 10^{-3}	4,2
<i>1988</i>				
SO4	7,85 10^{-3}	5,24 10^{-3}	2,26 10^{-3}	33,2
Cl	26,3 10^{-3}	26,3 10^{-3}	21,16 10^{-3}	0
Ca	6,9 10^{-3}	5,49 10^{-3}	2,59 10^{-3}	20,4
Mg	2,3 10^{-3}	1,74 10^{-3}	0,88 10^{-3}	24,3
K	0,2 10^{-3}	0,19 10^{-3}	0,16 10^{-3}	1,9
Na	28,6 10^{-3}	27,6 10^{-3}	22,46 10^{-3}	3,5
Minéral		Calcite	Gypse	
logQ-logK 1964		+ 0,893	- 0,116	
1988		+ 0,711	- 0,633	

L'évolution de la composition chimique des eaux de drainage est donc contrôlée par la précipitation de la calcite et du gypse. L'utilisation des eaux de la Medjerda pour l'irrigation entraîne par conséquent un lessivage des sols. La composition des eaux de drainage est le résultat de l'interaction eau-sol. L'eau d'irrigation, en traversant le profil de sol et en se mélangeant avec la solution du sol, la dilue et dissout une partie de la calcite et du gypse présents dans le sol. L'évolution des caractéristiques chimiques des eaux de drainage montre que les taux de complexation du sulfate en particulier et du sodium diminuent au cours du temps, tandis que ceux du calcium et du magnésium augmentent (tableau III).

b) Évolution de la qualité des eaux de la nappe

Les eaux de la nappe sont jusqu'à 9 fois plus concentrées que les eaux d'irrigation. De 1964 à 1968, le facteur de concentration (Cl nappe/Cl Medjerda) est égal à 4,2 ($\sigma = \pm 2,2$) et à 1,8 ($\sigma = \pm 1,0$) de 1980 à 1990. L'étude de l'évolution des différents

paramètres relatifs à la qualité de ces eaux montre que l'on observe les mêmes phénomènes que pour les eaux de drainage avec une "cinétique" différente. La baisse de la salinité des eaux de la nappe est effectivement plus rapide avec toutefois quelques variations (comme celles enregistrées en 1983-84) et affecte l'ensemble des paramètres (Fig. 5). La conductivité électrique varie de 24,2 à 1,67 mS/cm, la teneur en sels totaux dissous de 16,8 à 1,12 g/l et l'indice d'adsorption du sodium de 19,8 à 3,26. Le pH reste compris entre 7 et 8,3. Ces eaux sont soumises à des variations saisonnières plus accentuées que pour les eaux de drainage.

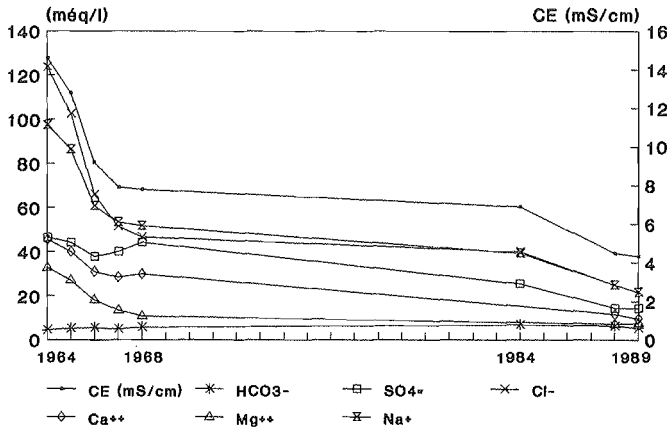


Figure 5 : Évolution de la composition ionique des eaux de la nappe de 1964 à 1989 (moyennes annuelles).
 Variation of the ionic composition of the groundwater from 1964 to 1989 (annual average).

Sur le plan géochimique, les solutions sont également contrôlées par la calcite et le gypse vis-à-vis desquels elles sont sur-saturées au début de la mise en eau du périmètre (Fig. 3). Elles demeurent sur-saturées vis-à-vis de la calcite mais deviennent très rapidement sous-saturées vis-à-vis du gypse à partir de 1965. Le calcul des alcalinités résiduelles calcite et calcite + gypse conduit aux mêmes résultats que pour les eaux de drainage.

Hormis les similitudes de comportement observées entre les eaux de drainage et de la nappe, on note que les eaux de la nappe sont essentiellement soumises à un phénomène de dilution opéré par les eaux d'irrigation. Ce phénomène est plus rapide que celui qui affecte les eaux de drainage qui met en jeu d'autres mécanismes comme les échanges complexe argilo-humique - solution qui ont lieu au cours du transfert à travers le profil de sol. Une partie des eaux qui parviennent à la nappe a apparemment une vitesse d'écoulement plus grande que celle des eaux de drainage, du fait du passage rapide de l'eau vers la nappe à travers les macropores et les fentes de retrait sans se mélanger à la solution du sol. Ce phénomène a affecté l'efficacité du lessivage (CRUESI, 1970). Différents temps et voies de transfert des éléments à travers la zone racinaire ont également été notés dans une autre étude conduite sur la même parcelle expérimentale (BAHRI, 1992).

3. Évolution de la composition des sols et régime permanent des sels

La composition de l'extrait de pâte saturée évolue au cours du temps et une baisse importante de la salinité est enregistrée dans tout le profil, en particulier dans les horizons profonds (Fig. 6a). Dans les horizons de surface, on note des variations saisonnières avec parfois une forte augmentation de la salinité due à l'aménagement de la parcelle en billons. La fraction de lessivage, qui est appliquée de façon pratiquement permanente du fait du mode d'irrigation, varie entre 10 et 45 % selon les années et les saisons. La conductivité électrique de l'extrait de pâte saturée (CEe) de l'horizon 0-40 cm varie, de 1964 à 1989, entre 1,3 et 5,5 mS/cm avec quelquefois des valeurs excessives ; celle de l'horizon 40-80 passe de 5,1 en 1964 à 3-4 durant la période 1969-72 et varie enfin entre 1,4 et 2,4 de 1986 à 1989. L'horizon 80-150 enregistre la baisse de salinité la plus importante puisque CEe passe de 9,5 à 4-6 puis à 1,7-2,9 durant ces mêmes périodes. Cette réduction de CEe s'accompagne d'une diminution des concentrations en ions Mg^{++} , Ca^{++} , Na^+ , SO_4^{--} et Cl^- et d'une légère augmentation des ions HCO_3^- en profondeur. Le SAR décroît également de façon notable dans tout le profil : dans l'horizon 80-150, il passe de 12 en 1964 à 6 en moyenne de 1986 à 1989 (Fig. 6b). Le pourcentage de sodium échangeable subit aussi une réduction après la mise en eau du périmètre puisqu'il passe de 12 % dans l'horizon 40-150 en 1964 à 8 % en 1968.

Des analyses réalisées jusqu'à 4 m de profondeur de 1964 à 1972 (PNUD-FAO, 1974), montrent qu'une réduction très importante de la salinité a lieu pour la couche 150-280 cm. Celle-ci commence à partir de la 6ème année de mise en eau du périmètre ; le stock de sels qui était de 76 t/ha en 1964 devient égal à 44 en 1970 et à 34 t/ha en 1972. La tranche de sol comprise entre 280 et 400 cm subit le même sort : le stock de sels passe 70 à 49 t/ha durant la même période. Cette réduction se manifeste à partir d'octobre 1969.

Ainsi, tandis qu'au début de l'expérimentation on notait l'absence de sels dans les quarante premiers centimètres et un gradient croissant de sels de la surface vers la profondeur dû à la remontée capillaire de la nappe, le profil de sol (0-150 cm) présente, actuellement, des valeurs de CEe et de SAR homogènes (mis à part quelques variations dans l'horizon 0-20 cm) et un taux de sodium échangeable acceptable.

Dans la solution du sol, les anions et les cations se distribuent (en méq/l) selon l'ordre suivant :



La teneur en ions sulfate est inférieure à celle des ions chlorure quand la concentration est élevée et peut lui devenir supérieure dans la gamme des faibles concentrations en sels. Le faciès de la solution du sol est chloruré-sodique. Les solutions sont saturées par rapport à la calcite sauf les moins concentrées ($I < 0,03$ mole/l) et, pour la plupart, sous-saturées vis-à-vis du gypse. Au début de l'expérimentation, les solutions de sol des horizons profonds étaient saturées vis-à-vis de ce minéral ; on observe également une saturation dans les horizons de surface à forte salinité. Le signe de l'alcalinité résiduelle calcite et calcite + gypse est le même que celui des eaux de la Medjerda, de drainage et de la nappe. On note toutefois que le signe de l'alcalinité résiduelle calcite + gypse devient négatif pour les extraits de pâte saturée fortement concentrés (CEe > 14 mS/cm). Le calcium devrait donc augmenter et

le sulfate diminuer : c'est bien ce que l'on observe. Les solutions de sol et d'irrigation ou de drainage ont donc un comportement similaire dans la gamme des fortes concentrations. La voie d'évolution des solutions reste la voie saline neutre (CHEVERRY, 1974).

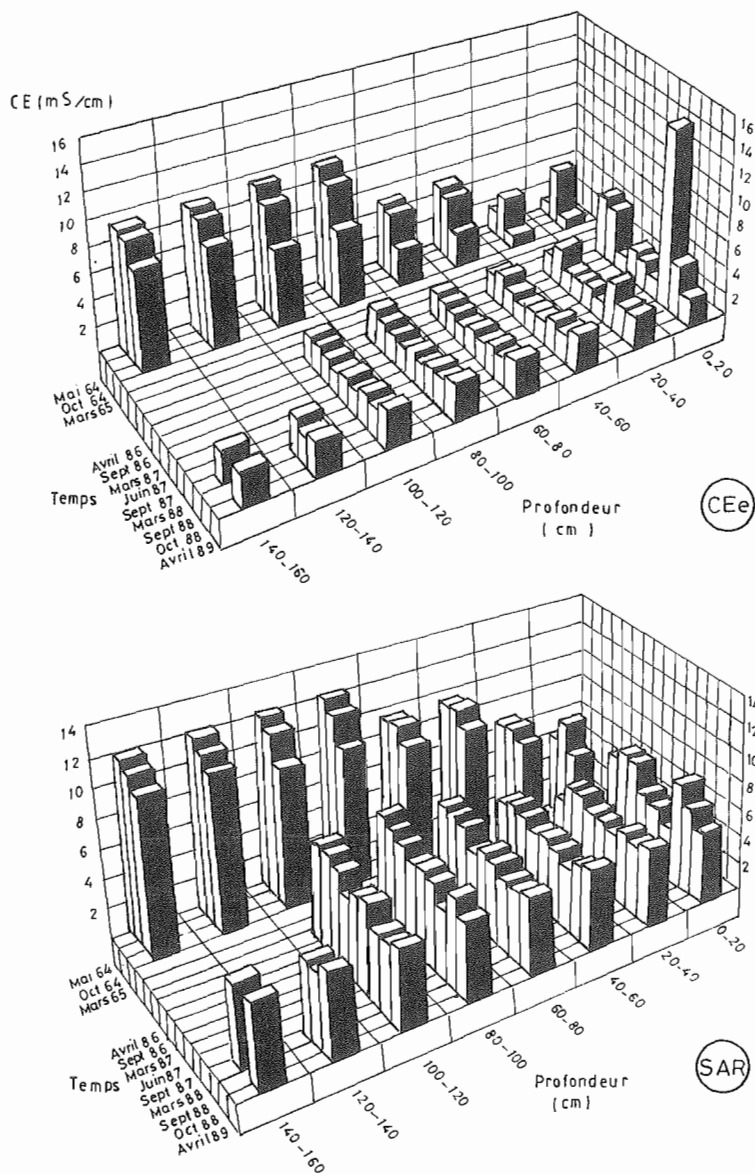


Figure 6 : Évolution de la conductivité électrique des extraits de pâte saturée (CEe) et de l'indice d'adsorption du sodium (SAR) des différents horizons de 1964 à 1989.

Variation of the saturation paste extracts, electrical conductivity (CEe) and sodium adsorption ratio (SAR) from 1964 to 1989.

Afin d'évaluer si les conditions du régime permanent avaient été atteintes, nous avons comparé les compositions de l'eau d'irrigation et de l'extrait de pâte saturée. Alors qu'elles étaient tout à fait différentes au début de l'expérimentation, elles deviennent similaires 26 années plus tard et tout au long du profil (0-140 cm) excepté parfois dans l'horizon de surface. L'extrait de saturation est même très souvent moins concentré que l'eau d'irrigation. Toutefois, nous devons tenir compte du fait que la solution de l'extrait de pâte saturée est deux fois plus diluée que celle du même sol ressuyé, dans la mesure où le rapport du pourcentage de saturation du sol (SP) à l'humidité du sol à la capacité au champ (Hc) est égal à 2 pour la plupart des sols.

Les courbes ajustées de la conductivité électrique et de l'indice d'adsorption du sodium de l'eau d'irrigation, de drainage et de la nappe et de l'extrait de pâte saturée de l'horizon 120-150 cm portées sur la figure 7 montrent que le système "eau d'irrigation - solution du sol - eau de drainage - eau de nappe" est en équilibre dynamique. Ce résultat diffère d'un précédent travail effectué sur le même dispositif et dans lequel, à partir d'un bilan de sels et de la comparaison entre le SAR (exprimé en activités) de l'eau de drainage et de l'extrait de pâte saturée de l'horizon 120-150 cm, il avait été conclu que le régime permanent des sels avait été atteint après 5 années d'irrigation (GALLALI, 1980).

Les variations climatiques, l'effet tampon du sol et les différentes fractions de lessivage qui ont été appliquées ont pu ralentir l'évolution vers l'établissement du régime permanent des sels. Les phénomènes de diffusion et de dispersion peuvent avoir également rallongé le temps requis pour atteindre le régime permanent (JURY, 1978). Dans le cas des sols de la région de Cherfech, des essais utilisant le bromure comme traceur ont montré que les coefficients de dispersion étaient élevés et que c'était le processus dominant intervenant dans le transport des éléments (YASUDA *et al.*, 1993a, 1993 b).

CONCLUSION

L'étude de l'évolution de la qualité des eaux d'irrigation, de drainage, de la nappe et des solutions de sol de la parcelle de Cherfech située dans la Basse Vallée de la Medjerda et irriguée, depuis 1964, avec des eaux saumâtres montre une amélioration de la qualité de l'eau de la Medjerda suite à la réalisation du barrage Sidi Salem en 1982. La salinité des eaux de drainage et de la nappe a décliné au cours du temps ; ces deux types de solutions ont un comportement différent du fait du passage rapide de l'eau vers la nappe à travers les macropores et les fentes de retrait et des échanges cationiques entre le complexe absorbant et la solution qui ont lieu au cours du transfert à travers le profil de sol. Ces sols irrigués avec les eaux de la Medjerba subissent, au cours du temps, un lessivage progressif de l'ensemble du profil qui s'accompagne d'une désalcalisation. La réduction du stock de sels des horizons profonds montre qu'il n'y a pas de risques de salinisation secondaire à partir des couches sous-jacentes.

Toutes les solutions sont actuellement sur-saturées vis-à-vis de la calcite et dans la plupart des cas sous-saturées vis-à-vis du gypse. L'application du concept d'alcalinité résiduelle généralisée à plusieurs sels confirme les tendances observées au niveau de l'évolution des éléments. Au cours de leur concentration, les solutions évoluent dans la voie saline neutre. Le système "eau d'irrigation - solution du sol - eau de drainage - eau

de nappe" est en équilibre dynamique ; il évolue vers l'établissement d'un régime permanent des sels. La qualité de l'eau d'irrigation et la fraction de lessivage appliquée semblent être les principaux facteurs dans ce processus.

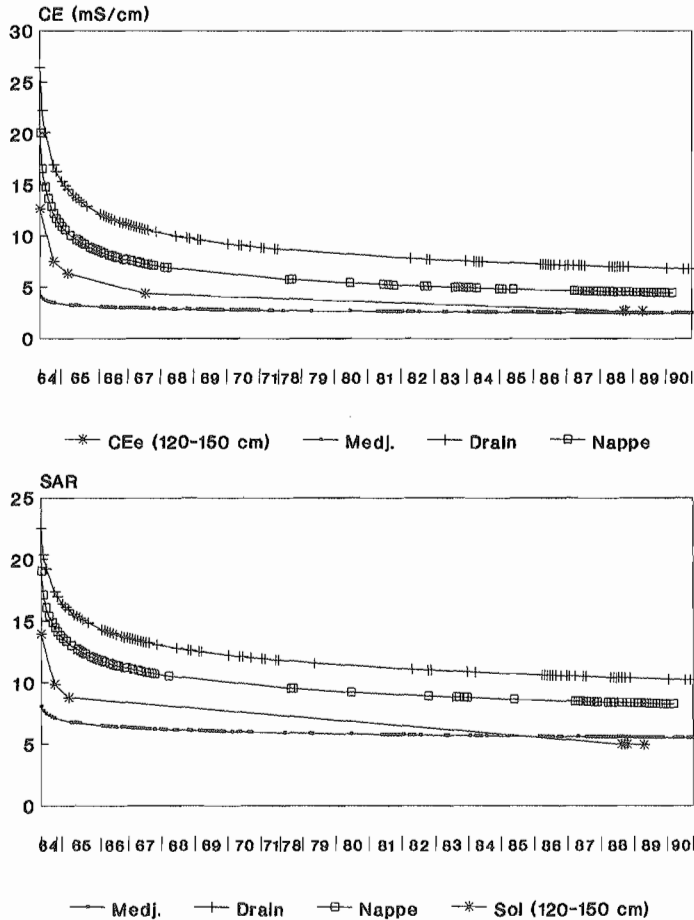


Figure 7 : Courbes ajustées de l'évolution de CE et du SAR des eaux de la Medjerba, de drainage, de la nappe et de la solution du sol de 1964 à 1990.

Smoothed EC and SAR values for Medjerda water, drainage, groundwater and soil solution from 1964 to 1990.

Remerciements : L'auteur remercie M.M. GUEDDARI (Faculté des Sciences, Tunis) pour l'aide qu'il nous a apportée pour le traitement géochimique des données.

Reçu pour publication : Février 1992

Accepté pour publication : Juillet 1993

BIBLIOGRAPHIE

- BAHRI A., 1982 - *Utilisation des eaux et des sols salés dans la plaine de Kairouan, Tunisie*. Thèse Docteur - Ingénieur, INP - Toulouse, 102 p. + annexes.
- BAHRI A., 1992 - 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. *Science du sol*, **30**, 2, 57-74.
- CHEVERRY C., 1974 - *Contribution à l'étude pédologique des polders du lac Tchad. Dynamique des sels en milieu continental subaride dans les sédiments argileux et organiques*. Thèse Doc. État, Université Louis Pasteur, Strasbourg, 275 p.
- 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.
- DROUBI A., 1976 - *Géochimie des sels et des solutions concentrées par évaporation. Modèle thermodynamique de simulation. Application aux sols salés du Tchad*. Thèse Doc. Ing. Strasbourg et Mém. Sci. Géol., **46**, 177 p.
- DROUBI A., FRITZ B., GAC J.Y., TARDY Y., 1980 - Generalized residual alkalinity concept, application to prediction of the chemical evolution of natural waters by evaporation, *Amer. J. Sci.*, **280**, 560-572.
- GALLALI T., 1980 - *Transferts sels-matière organique en zones arides méditerranéennes. Contribution à l'étude pédobiologique des sols salsodiques formés sur matériaux sédimentaires*. Thèse Doc. État, Université Nancy I, 202 p. + annexes.
- GUEDDARI M., 1984 - *Géochimie et thermodynamique des évaporites continentales. Étude du Lac Natron en Tanzanie et du Chott El Jerid en Tunisie*. Thèse d'État, Université Louis Pasteur, Strasbourg, 143 p.
- JURY W.A., FRENKEL H. & STOLZY L.H., 1978a - Transient changes in the soil-water system from irrigation with saline water : I. Theory. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **42**, 579-585.
- JURY W.A., FRENKEL H. & STOLZY L.H., 1978b - Transient changes in the soil-water system from irrigation with saline water ; I. Analysis of experimental data. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **42**, 585-590.
- JURY W.A. & PRATT P.F., 1980 - Estimation of salt burden of irrigation drainage waters. *J. Environ. Qual.*, **9**, 141-146.
- OSTER J.D. & RHOADES J.D., 1990 - Steady state root zone salt balance, Agricultural Salinity Assessment and Management, American Society of Civil Engineers (ASCE), Tanji K.K. (ed.), New York, N.Y. 469-503.
- PNUD, FAO, 1974 - *Amélioration des techniques d'irrigation et de drainage - Tunisie*. Agronomie et Irrigation, Rapport technique 3, 70/529, 189 p.
- U.S. SALINITY LABORATORY, 1954 - *Diagnosis and improvement of saline-alkali soils*, U.S. Depart. of Agric. Handbook N°60, U.S. Government Printing Office Washington D.C., 160 p., Richards L.A., ed.
- YASUDA H., BERNDTSSON R., BAHRI A., et JINNO K., 1993 a - Plot-scale solute transport in a semiarid agricultural soil, soumis à *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **57**, 1323-1329.
- YASUDA H., BERNDTSSON R., BAHRI A., PERSSON H., GULLBERG A. & JINNO K., 1993 b - Spatial correlation analysis of two-dimensional solute transport in the unsaturated zone Communication présentée à une conférence internationale sur "*Stochastic and statistical methods in hydrology and environmental engineering*", 21-23 juin 1993, Waterloo, Ontario, Canada.