

Les externalités négatives de l'utilisation des eaux traitées en agriculture

Zekri S., Ghezal L., Aloui T.

in

Dupuy B. (ed.).

Aspects économiques de la gestion de l'eau dans le bassin méditerranéen

Bari : CIHEAM

Options Méditerranéennes : Série A. Séminaires Méditerranéens; n. 31

1997

pages 193-216

Article available on line / Article disponible en ligne à l'adresse :

<http://om.ciheam.org/article.php?IDPDF=CI971541>

To cite this article / Pour citer cet article

Zekri S., Ghezal L., Aloui T. **Les externalités négatives de l'utilisation des eaux traitées en agriculture.** In : Dupuy B. (ed.). *Aspects économiques de la gestion de l'eau dans le bassin méditerranéen*. Bari : CIHEAM, 1997. p. 193-216 (Options Méditerranéennes : Série A. Séminaires Méditerranéens; n. 31)



<http://www.ciheam.org/>
<http://om.ciheam.org/>

Les externalités négatives de l'utilisation des eaux usées traitées en agriculture

Slim Zekri

Lamia Ghezal

Tahar Aloui

Kamel Djebbi

*Ecole Supérieure d'Agriculture de Mograne
Zaghouan, Tunisie*

RESUME - Le présent travail traite les problèmes environnementaux liés à la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture dans le périmètre de la Soukra. Actuellement, en Tunisie la superficie irrigable avec les EUT est de 7500 ha et sera de l'ordre de 28500 ha d'ici l'an 2010. En dépit des textes législatifs, les risques environnementaux sont persistants. Ces risques sont liés aux caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des EUT. Les principaux impacts des EUT réutilisées en agriculture affectent la santé humaine, le sol et la nappe phréatique. Les effets négatifs sur la santé humaine sont dus aux agents pathogènes et peuvent affecter aussi bien les producteurs que les consommateurs. Les mesures préventives qui doivent être prises par les agriculteurs sont dans la plupart des cas négligées. Ainsi uniquement 6 % des agriculteurs prennent des vaccins partiellement et 83 % d'entre eux sont en contact direct avec les EUT lors de l'irrigation.

Le coût économique lié à la santé des agriculteurs est estimé à 10135 à 15200 D/an. Ce coût ne prend pas en compte les souffrances dues aux maladies ni les impacts sur la santé des consommateurs des denrées irriguées avec les EUT. Quant aux effets sur le sol, les expériences qui ont été menées par l'équipe du CRGR ne démontrent aucune modification des caractéristiques physico-chimiques mais seulement une légère salinisation. Les EUT ont une charge en sels de 1,81 g/l. L'apport de 6000 m³/ha/an d'eau d'irrigation permet d'acheminer 10,8 t/ha/an de sels vers la nappe. Le coût de salinisation de la nappe est estimé à 15 millions de Dinars en se référant au coût d'usage uniquement.

Mots-clés - Eaux usées traitées, irrigation, santé humaine, impacts environnementaux, salinisation, impact économique.

SUMMARY - This paper tackles the environmental problems related to the reuse of secondary treated wastewater (STWW) in agriculture in the region of Soukra (Tunisia). Currently the irrigated area with STWW in Tunisia is about 7500 hectares and will reach some 28500 hectares in year 2010. It has been observed that in the presence of regulation the environmental risks are persistent. These risks are related to the physical, chemical and microbiological characteristics of STWW. The main environmental impacts are on human health, soil and ground water. The negative impacts on human health affect both producers and consumers. The preventive measures to be taken by farmers are usually non considered. Thus, only 6 % of farmers are partially vaccinated and 83 % have a direct contact with STWW while managing irrigation.

The economic impact related to producers health varies from 10135 D to 15200 D/year. This cost does not consider consumers health impacts because of the lack of data. The impact of reuse of STWW on soil is deemed insignificant. It is estimated that one hectare of irrigated land needs 6000 m³ / year. Considering that STWW has a salt concentration of 1.81 g/l, the salt quantity brought to the ground water is 10.8 ton/ha/year. This salt concentration is causing the ground water salinisation. Damage due to salinisation is estimated to 15 million Dinars considering only use value. Bacteriological contamination is not considered neither.

Key words - Wastewater reuse, irrigation, salinisation, human health, environmental impact.

1. INTRODUCTION

L'eau et l'air peuvent être considérés comme les principaux vecteurs véhiculant la matière entre les différentes composantes du milieu. Dans les pays aux climats arides et semi-arides et notamment les pays méditerranéens, l'eau constitue un élément essentiel au développement et croissance économiques.

La Tunisie a vu croître la demande en eau. Actuellement, 96% du potentiel des nappes phréatiques, 82% des nappes profondes et 61% des eaux de surface sont mobilisés par différents types d'ouvrages (Horchani, 1995). Dans certaines régions, on commence déjà à installer des unités de dessalage de l'eau de mer pour subvenir aux besoins des populations. La croissance démographique a entraîné une demande croissante de produits alimentaires. L'eau constitue, en fait, l'un des principaux facteurs contribuant à l'augmentation de la productivité et de la production dans le secteur agricole. De ce fait, le planificateur Tunisien a vu un important potentiel dans la réutilisation des eaux usées en agriculture depuis les années 70 afin d'augmenter la production.

Ceci implique nécessairement le traitement des eaux usées. Ce traitement est devenu une exigence environnementale à des échelles dépassant le contexte national. Dans le contexte Tunisien, le recours

aux eaux usées traitées (E.U.T) pour l'irrigation semble se caractériser par l'antériorité vis à vis des exigences environnementales. Avec le développement du secteur touristique comme affluent majeur de l'économie du pays, ainsi que le développement urbain et la multiplicité des centres industriels qui lui sont associés, le vecteur eau connaît de nos jours une trajectoire ascendante dans son utilisation et donc dans sa pollution. Les planificateurs se trouvent, maintenant, entre des contraintes contradictoires, allant de la sécurisation alimentaire en passant par la satisfaction d'une clientèle touristique exigeante et arrivant à l'obligation d'obéir à des normes environnementales mondiales rigoureuses. Ainsi, l'eau prend davantage de valeur dans tous les secteurs de l'économie nationale et en particulier en agriculture. Ceci impose l'optimisation de son utilisation. Dans ce contexte, des efforts louables ont été déployés quant à la modernisation des systèmes d'irrigation; l'augmentation des ressources à travers la création de barrages et lacs collinaires, l'amélioration des techniques classiques de collecte d'eau tels que les Jessours, Maskats, Mgouds et autres. L'amélioration et l'adaptation d'espèces végétales résistantes au stress hydrique; l'adoption de techniques culturales visant l'optimisation des rendements en donnant plus de poids à l'eau comme facteur

limitant; le traitement des sols dans le but de conserver leurs fertilités et d'améliorer leurs capacités d'infiltration et d'emmagasinage de l'eau, constituent d'autres efforts constamment déployés. Néanmoins, ceci demeure insuffisant et le recours aux eaux non conventionnelles s'est accru. Ainsi l'utilisation des eaux usées traitées (E.U.T) au niveau des périmètres agricoles, surtout à proximité des grandes agglomérations, se prête à l'intensification.

Cette dernière doit prendre place avec l'impératif de ne pas causer de problèmes environnementaux. La Tunisie dispose actuellement de 100 Millions de m³/an d'E.U.T provenant de 41 unités de traitement. En 1993, la superficie se prêtant à l'utilisation des E.U.T. était de 7346 ha. Durant la même campagne, seuls 2423 ha ont été effectivement irrigués. D'ici l'an 2010, le plan directeur des eaux du nord prévoit une superficie de 28,500 ha irrigable avec les E.U.T (Abdeljabar, 1993).

2. PROBLEMATIQUE

La réutilisation des E.U.T. en agriculture soulève différents problèmes d'ordre agronomique et sanitaire. En effet, si cette ressource constitue un potentiel de matières fertilisantes azotées, phosphatées et potassiques, sa teneur en métaux lourds (ML) et certains agents pathogènes représente, néanmoins, des risques de contamination des sols et des nappes et des risques sanitaires pour l'Homme et les animaux. Ces risques sont liés aux qualités physico-chimiques et microbiologiques des eaux usées épurées qui sont variables à cause de leur origine et mode d'épuration.

Depuis 1983, le législateur tunisien a consenti d'énormes efforts pour fixer les conditions d'utilisation des E.U.T. à des fins agricoles. Cette législation vise le degré d'épuration des eaux usées, les règles d'hygiène qui devaient être prises par l'agriculteur et les cultures et spéculations permises. Le but primordial de cette législation c'est prévenir les problèmes sanitaires qui peuvent affecter le personnel d'exploitation et les consommateurs.

Malgré les textes législatifs et les contrôles administratifs concernant l'adoption des mesures préventives exigées par la loi, les risques sanitaires sont encore persistants. D'autant plus qu'il y a d'autres types de risques liés à l'utilisation des E.U.T. en agriculture qui ne peuvent pas être évités en se basant uniquement sur l'aspect préventif des textes

législatifs. Il s'agit notamment du risque de dégradation du sol à long terme, dû à des modifications de ses caractéristiques physico-chimiques et à la pollution par les métaux lourds. La pollution de la nappe et les risques de toxicité et contamination des végétaux, des animaux et de l'Homme sont des aspects à ne pas oublier. Ceci démontre, donc, l'existence de coûts liés à la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux usées épurées utilisées comme source d'irrigation.

Dans les sols irrigués aux eaux usées, la balance d'eau est nécessairement déficitaire au moins durant une partie de l'année. Ceci est, donc, en faveur des recristallisations et précipitations salines et, par conséquent, générateur des problèmes de salinisation et/ou d'alcalisation. Cette dernière est étroitement liée aux taux et statuts de l'élément sodium. L'augmentation de la fraction sodique sur le complexe d'échange due à l'excédent sodique que les E.U.T. sont susceptibles d'apporter peut aisément atteindre des seuils critiques. De tels taux de sodium échangeable peuvent causer la dispersion des agrégats et donc le colmatage de la porosité et l'altération des propriétés hydriques du sol.

Hormis les grandes formations aquatiques naturelles (mers, lacs...), et pour ce qui se rapporte au présent travail, l'eau est vecteur de pollution quant il s'agit des eaux usées traitées, mais aussi un récepteur secondaire de polluants quant il s'agit de la nappe par exemple.

Dans le transit vertical du vecteur de pollution, le sol est affecté avant la nappe et peut, de ce fait, être qualifié de récepteur primaire de polluants. En fait, ce dernier reçoit les polluants atmosphériques et absorbe ou filtre les polluants véhiculés par l'eau. La plupart des sols (surtout riches en colloïdes minéraux) ont un pouvoir tampon considérable vis-à-vis des contaminants et peuvent en même temps être des systèmes auto-purifiants. Le problème c'est que cette propriété d'auto-purification est un processus très lent (milliers d'années). On doit, donc, s'attendre à ce que les effets biologiques de la contamination apparaissent très lentement. Ce n'est qu'alors que la restauration de ces sols, qui peut prendre plusieurs années, puisse être entamée (Bowen, 1979).

La plante, pouvant être polluée directement par les E.U.T., à travers le sol ou encore à travers la nappe, est en fait un omnirécepteur de polluants.

Ces vocables de récepteurs primaire, secondaire, et omnirécepteur s'appliquent aussi bien aux processus de transits de métaux lourds que de germes pathogènes.

Dans ce système d'inter-relations, vecteur-récepteur, l'animal et davantage l'Homme constituent un objectif extra-système qu'il faut préserver à tous prix contre les risques d'empoisonnement et de contaminations provenant de l'usage des E.U.T.

Les sciences de l'environnement ont mis en relief l'importance des ML du fait de leurs effets néfastes sur les plantes et les animaux quand leur disponibilité dépasse certains seuils limites (Harmsen, 1977).

D'après Butler (1993), les éléments qui peuvent être toxiques aux plantes, aux animaux et à l'Homme sont le bore (B), sélénium (Se), lithium (Li), fluor (F), chlore (Cl), cuivre (Cu), zinc (Zn), plomb (Pb), cadmium (Cd), manganèse (Mn), arsenic (As) et l'aluminium (Al). Toutefois, des contaminations sévères et/ou chroniques par les ML ont été souvent observées dans des lacs et des cours d'eau. Les cas les plus fréquents de pollutions sérieuses, semblent être dus au Cd, Cu, Hg et Zn (Bowen, 1979).

La contamination des cours d'eau et des puits par les nitrates (NO_3^-), a été observée dans différentes zones arides du monde. NO_3^- est très peu toxique, mais aisément réductible en nitrites (NO_2^-), qui peut causer l'empoisonnement de l'Homme à des concentrations dépassant 50 mg N/l. Les nitrates ainsi que les phosphates sont la cause majeure de l'eutrophication des lacs. Les cyanures sont aussi des contaminants très toxiques des eaux fraîches exposées à certains affluents bordant certaines usines (Bowen, 1979).

Biswas (1993) rapporte, en les modifiant, les résultats de Henze (1987) et WHO (1977), relatifs aux composés qui contribuent à la dégradation de la qualité de l'eau en fonction de leur origine (domestique, industrielle, agricole et atmosphérique). Ces résultats montrent que l'azote et le phosphore sont d'importants polluants des eaux quelque soit leur origine. Le Cr, le Pb, le Hg et le Zn, sont d'importants polluants dans les eaux usées domestiques et industrielles. Les phénols, huiles et graisses surtout, mais aussi détergents, caractérisent plutôt les eaux usées industrielles. Ces mêmes substances, à l'exception des détergents sont aussi des pol-

luants, mais secondaires, des eaux usées domestiques.

Biswas (1993) résume aussi les résultats de Henze (1987), Ame.Soc.Civ.Eng. (1977), Triebel (1975) et Andersen (1978), concernant les concentrations typiques des métaux lourds dans les eaux usées domestiques des pays développés. Ces éléments sont donnés ci-après, avec leurs concentrations en ppm: Al (400-1000), As (2-5), Cd (2-5), Cr (15-40), Co (1-2), Cu (40-100), Fe (600-1500), Pb (40-100), Mn (60-150), Hg (1-3), Ni (15-40), Ag (4-10) et Zn (130-300).

En matière de pollution des eaux douces, Bowen (1979) rapporte de Butcher (1946) des cas sévères dus au Cu qui tua l'essentiel de la faune et de la flore dans la rivière Churnet en 1938. La pollution par Hg de l'estuaire de Minamata au Japon a affecté entre 1000 et 3000 personnes et engendré la mort de 108 parmi elles. En ce qui concerne les eaux marines, l'empoisonnement au Hg d'une centaine de personnes dont une cinquantaine environ ont trouvé la mort suite à la consommation de coquillage issus de la baie de Minamata au Japon est bien connu. Des cas d'empoisonnement humain au Cd ont été observés au Japon, également, à travers la consommation de riz irrigué à partir d'eau de rivière recevant des rejets miniers (Harmsen, 1977).

La solubilité des ML dans la solution du sol, est l'élément principal déterminant leur mobilité dans l'environnement et leur disponibilité aux plantes. Cette solubilité joue, donc, un rôle majeur dans les carences en micro-éléments et dans les processus de pollution des sols. Elle dépend du pH, du potentiel redox, de la composition minérale et de la texture du sol, de la qualité et du type des composés organiques dans les phases solides et liquides du sol, des interactions d'antagonisme entre les différents ML, de la température, de l'humidité et de l'activité microbienne du sol (Harmsen, 1977). Le mouvement des ML dans le sol peut prendre place sous formes dissoutes ($<0.45 \mu\text{m}$) ou en suspension ($>0.45 \mu\text{m}$); dans la solution du sol; par diffusion; flux de masse ou interception racinaire et/ou les organismes du sol.

En ce qui concerne les plantes, il faut souligner que la distinction entre les éléments qui leurs sont toxiques et ceux ayant des effets bénéfiques, ou même ceux qui sont essentiels, est difficile à établir. Tous les éléments traces peuvent avoir des effets néfastes

sur la plante si leur disponibilité dans le sol dépasse certains seuils. De tels seuils dépendent de l'espèce végétale, du sol et des conditions climatiques (Harmsen, 1977). L'effet de n'importe quel élément sur la plante dépend non seulement de ses propriétés chimiques mais aussi de sa concentration et de la présence et concentrations d'autres éléments, surtout ML, chélates, sites d'adsorption sur le complexe d'échange, quantité disponible dans le sol et enfin conditions édaphiques et climatiques (Harmsen, 1977; Mengel et Kirkby, 1978). L'âge physiologique et l'espèce concernée ainsi que les facteurs environnementaux ont aussi leur importance à cet égard. Quelques éléments tels que Fe, Mn, Cu, B et Zn sont essentiels à des concentrations basses, mais toxiques à des taux plus élevés. La toxicité due au Pb et au Cd est induite en "mimant" les éléments essentiels plus légers dans leur assimilation et comportement biochimique dans la plante (Mengel et Kirkby, 1978).

Certains ML tels que Hg, Pb et Cd qui ne sont probablement pas essentiels aux plantes et aux animaux sont connus être dangereux à la santé même à des concentrations faibles. L'empoisonnement par les métaux lourds est plutôt rare. Mais ce qui est plus commun, c'est d'être exposé d'une manière chronique à des taux plus élevés que la normale de M.L. dans l'air, l'eau et les denrées alimentaires. Les effets et le diagnostic de tels contacts sont souvent discutables (Harmsen, 1977).

Dans certains cas, les sols peuvent accumuler des taux élevés de ML qui constituent un danger de contamination des plantes poussant dans de tels sols. Tant que le ML reste énergiquement lié aux constituants solides du sol, et sa partie disponible limitée, ses effets sur l'environnement restent aussi limités. Mais quand les conditions physico-chimiques du sol changent de sorte que l'élément passe en solution et atteint des taux plus élevés, il devient plus dangereux car il peut ainsi affecter la vie de la plante. Il peut aussi être véhiculé dans les eaux de drainage ou de ruissellement et polluer la nappe ou les retenues d'eau et affecter l'animal et l'Homme (Harmsen, 1977).

Les processus de contamination ou de pollution des sols par les M.L. sont compliqués par le fait qu'il n'existe pas de corrélations entre la quantité totale de l'élément en question dans le sol et ses effets sur la plante ou la nappe. Donc, les effets environnementaux des M.L. restent commandés par la mobili-

té de ces éléments. Les processus de solubilité des M.L. dans le sol jouent un rôle important dans leur mobilité dans l'environnement. Dans ce contexte, une baisse du pH du sol, des conditions de stagnation d'eau et les processus réducteurs qui leur sont liés, par exemple, peuvent augmenter la solubilité des M.L. et causer la contamination de l'environnement. Ceci est aussi vrai pour la décomposition microbienne de la matière organique, qui mène à la formation de chélates. Lesquels chélates peuvent augmenter la solubilité des M.L. La compréhension des interactions des M.L. dans le sol, constitue aussi un préalable nécessaire à la prédiction des effets des changements des conditions édaphiques sur leur mobilité dans l'environnement.

La partition des éléments entre les phases solide et liquide du sol est très dépendante du pH. Ceci est particulièrement vrai pour les ML. La relation entre la concentration d'un ML donné, symbolisée (ML), et le pH telle que rapportée par Harmsen (1977), est reprise et simplifiée ici sous la forme exponentielle suivante:

$$(ML) = 10^{(-2pH + K)} \text{ avec } K = \text{constante}$$

Ceci veut bien dire qu'à chaque diminution (ou augmentation) du pH d'une unité, la concentration du ML en question augmente (ou diminue) cent fois environ. En se basant sur le modèle précédent, il a été montré que l'échange des ML contre les éléments alcalins et alcalino-terreux dans le sol augmente quand le taux de ML sur l'échangeur est faible ou quand le pH est élevé, et diminue avec l'augmentation du taux de ML sur l'échangeur ou la diminution du pH. A des taux faibles sur l'échangeur, l'adsorption reste sélective et suit la séquence $Cd < Zn < Cu < Pb$ (Harmsen, 1977). Ce dernier montre, aussi que Zn^{2+} , Cd^{2+} et Cu^{2+} s'échangent avec Ca^{2+} à égalité ou presque, alors que le Pb^{2+} est favorisé par un facteur de 2 à 3 sur Ca^{2+} peut être à cause de son petit rayon hydraté. A des taux faibles sur l'échangeur, les quatre éléments ne sont presque pas déplaçables par le calcium.

Chez la plante, la détection des problèmes liés aux éléments traces dans le sol est souvent difficile à faire. Différentes causes peuvent être à l'origine de ces difficultés. Parmi ces dernières on cite: la ressemblance d'un certain nombre de symptômes de carence et/ou de toxicité; le nombre important de ces éléments dans le sol; les interactions compliquées (antagonisme ou synergisme) entre différents

éléments; les différents mécanismes d'adsorption ou d'exclusion des éléments par les racines; et, enfin, les rôles compliqués que jouent ces éléments dans les processus physiologiques de la plante (Harmsen, 1977). La teneur de la plante en micro-éléments dépasse souvent ses besoins physiologiques. En outre, la plante peut contenir des concentrations élevées en éléments qui ne lui sont pas essentiels et qui, par contre, peuvent devenir toxiques tels que Al, Ni, Se et F (Mengel et Kirkby, 1978).

Ce qui précède démontre, donc, l'existence de coûts liés aux caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des eaux usées épurées utilisées comme source d'irrigation. Ainsi, une approche méthodologique s'impose pour étudier le problème de la réutilisation des E.U.T. Le dépouillement et l'interprétation de données préexistantes et l'extrapolation de résultats obtenus à différentes périodes de temps sont les éléments d'une telle étude.

3. MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1. Matériels

Le choix a porté sur le périmètre irrigué de la SOUKRA qui a fait l'objet d'un suivi par l'équipe du Centre de Recherches de Génie Rural (CRGR). Ce périmètre agricole péri-urbain a été irrigué aux E.U.T depuis le début des années soixante, en vue de sauvegarder sa nappe de la surexploitation et de l'intrusion marine consécutive.

3.1.1. Les caractéristiques environnementales du périmètre de la soukra

Le périmètre de la SOUKRA est situé à 5 km, environ, au Nord-Est de la ville de Tunis. Il est limité au Nord par la sebkha de l'ariana, à l'Est par les agglomérations de Sidi Daoud et à l'Ouest par la ville de l'Ariana.

La pluviométrie moyenne de la région de la SOUKRA est d'environ 450 mm. Créée en 1960 sur une superficie de 620 hectares, ce périmètre agrumicole ne couvre actuellement qu'une superficie d'environ 500 ha divisé en 4 secteurs qui sont: Mer bleue, Choutrana, la Soukra et Sidi Fraj. Le périmètre est alimenté par les E.U.T provenant de la station d'épuration de La Charguia créée en 1938. Le mode d'épuration des eaux est par réacteur à boue activée avec décantation primaire et secondaire. Les eaux usées de La Charguia sont donc épurées

moyennant un traitement secondaire. Ceci est d'ailleurs le cas pour toutes les stations Tunisiennes d'épuration à l'exception de celle de Béja où le traitement est tertiaire.

Du point de vue topographique, le périmètre est légèrement inclinée vers la sebkha de l'ariana. Il est, aussi, important de signaler l'existence d'une nappe phréatique salée qui affleure à proximité de la sebkha et qui entrave le développement agricole surtout au Nord du périmètre.

Les sols de ce périmètre sont développés sur des sables dunaires et ont une profondeur qui varie de 1,2 à 2m environ. Ces sols, qui sont sablonneux à faible capacité de rétention (15 à 17 %), ont des potentialités agronomiques élevées pour les agrumes.

Il est important de signaler que le périmètre de la SOUKRA est doté de toutes les infrastructures socio-économiques (écoles, hôpitaux, agences bancaires...) et qu'il est traversé par un réseau dense de voies de communication.

L'urbanisation accélérée dans le périmètre a amputé un grand nombre d'exploitations d'une partie de leur superficie agricole, soit pour le logement de la famille soit pour la vente de petits lots pour la construction. Cette situation est surtout fréquente aux abords des voies d'accès (routes et pistes).

3.1.2. Les caractéristiques physico-chimiques de la nappe

Les analyses de l'eau de nappe effectuées par le CRGR, montrent une EC de 2.61 ds/m, donc légèrement inférieure à celle des E.U.T. Le SAR (Sodium Adsorption Ratio) est de 3.0. Leur concentration en NO_3^- (92.8 mg/l) est relativement élevée. En ce qui concerne les ML, les éléments qui semblent être problématiques sont le Cd et le Co. Toutefois, il faut signaler que les analyses n'ont pas couvert certains ML qui peuvent présenter des risques d'empoisonnement.

En outre, la nature ponctuelle, dans le temps et dans l'espace, de l'échantillonnage pousse à prévoir des variations importantes des concentrations. Dans ce contexte, le suivi du niveau piézométrique et de l'EC de la nappe a montré une variabilité spatiale importante de ces deux paramètres (D/GR,1985). La cause plausible essentielle doit être associée à la topographie de la zone qui influence le ruisselle-

ment et l'infiltration et éventuellement les problèmes d'intrusion d'eau marine. Ceci rend assez délicate l'étude de la variabilité des caractéristiques physico-chimiques de la nappe en fonction de l'utilisation des E.U.T.

3.1.3. Les caractéristiques physico-chimiques des E.U.T. Utilisées

L'examen de la composition physico-chimique moyenne des E.U.T du périmètre de la Soukra, montre qu'elles ont, pour la plupart des paramètres, des concentrations variables pouvant atteindre des valeurs limites. Ceci est valable pour la MES (matière en suspension), DBO5 (demande biochimique en oxygène en 5 jours) et la DCO (demande chimique en oxygène). La richesse de ces eaux en nitrates (NO₃) et phosphates, peut, dans certains cas, dépasser les normes tunisiennes de réutilisation des EUT en agriculture.

Le SAR (Sodium Adsorption Ratio) de 6.4 ne doit pas poser de problème d'alcalisation. La conductivité électrique (EC) de ces eaux est de 2.97 ds/m en moyenne, donc inférieure à la valeur seuil de tolérance de 4 ds/m.

L'As, Cd, Co, Hg et Se peuvent présenter des risques à cause de leurs fortes concentrations dans les EUT. Concentrations qui se rapprochent des valeurs limites admissibles.

3.2. Méthodologie

Dans les conditions tunisiennes, la réutilisation des E.U.T. s'avère être une nécessité dont on ne peut s'en passer à plus d'un titre. Jusqu'à présent, les E.U.T sont soit rejetées dans la mer, utilisées pour la recharge des nappes ou réutilisées en agriculture.

Le problème que le présent travail se propose d'étudier comporte un premier axe relatif à la contamination par les germes pathogènes. La pollution par les métaux lourds constitue un autre axe analysé en termes de ses sources (eaux usées) et de ces récepteurs qui sont le sol, la nappe et la plante. Le troisième axe est matérialisé par les possibilités de salinisation et d'alcalisation des sols, ainsi que la dégradation de leurs propriétés physiques et capacités hydriques. Les différentes interactions entre ces différents axes constituent plusieurs autres aspects que l'étude se propose de couvrir.

Dans une première étape, cet article tente de comparer les coûts et les bénéfices relatifs à l'utilisation des E.U.T. en agriculture dans les conditions actuelles. Dans une deuxième phase, l'analyse portera sur la comparaison des coûts et bénéfices d'un traitement tertiaire permettant de réduire les risques sanitaires.

Afin d'évaluer l'impact économique de l'utilisation des E.U.T. pour l'irrigation, on doit estimer les coûts et les bénéfices pour la société en sa totalité.

Les bénéfices résultant de l'irrigation sont essentiellement de deux types: (1) augmentation des revenus des agriculteurs suite à l'amélioration de la productivité et (2) création de postes d'emploi vu que l'irrigation exige une intensification en intrants et main d'oeuvre. Il faut aussi mentionner que l'un des avantages de l'irrigation c'est la diminution des risques dus aux aléas climatiques et surtout à la fluctuation de la pluviométrie.

Les bénéfices, ci-dessus mentionnés sont faciles à évaluer. Pour ce faire, il suffit de comparer le revenu des agriculteurs utilisant les E.U.T. et celui d'agriculteurs avoisinant pratiquant l'agriculture en sec. A ces bénéfices, il faut ajouter les surplus dégagés par les postes d'emploi créés.

Les coûts de l'utilisation des E.U.T. en agriculture couvrent différents aspects. Il y a tout d'abord le coût de l'infrastructure et des équipements d'irrigation pour le transport et la distribution de l'eau. Le coût de traitement des eaux usées ne doit pas être considéré étant donné que même les eaux refoulées à la mer doivent être traitées. Autrement dit, le traitement se fait pour des raisons autres qu'agricoles. D'autre part, on trouve les coûts indirects. Ces coûts peuvent affecter l'agriculteur et sa famille résidant sur l'exploitation, les salariés agricoles, les consommateurs des produits irrigués avec les E.U.T.: ceci sur le plan de la santé humaine. Finalement, il y a un aspect de pollution du sol et de la nappe qui peut avoir des effets sur les usagers actuels comme sur les générations futures.

Ces coûts sont de deux types. Le premier type est relatif aux coûts d'infrastructure d'irrigation qui ont fait l'objet de dépenses réelles et pour lesquels on utilise les prix de marché. Le deuxième type est relatif aux effets des caractéristiques microbiologiques et physico-chimiques des E.U.T. sur la santé

humaine et sur le milieu naturel, notamment sol et nappe phréatique. Il s'agit donc d'estimer le coût suite à une variation de la qualité des "biens" qui ne sont pas vendus sur le marché.

Deux approches peuvent être utilisées pour évaluer l'impact de l'utilisation des E.U.T. sur la santé humaine et sur l'environnement. L'approche indirecte consiste à inférer la valeur des "biens" environnementaux à partir des choix des individus. Cette approche indirecte permet l'inférence de telles valeurs lorsque les dits biens ont des substituts sur le marché. L'approche directe, appelée aussi méthode d'évaluation contingente, consiste à déterminer le montant de compensation, payé ou reçu par un individu face à une variation de la qualité de l'environnement. Cette évaluation se fait généralement à travers des enquêtes. Un marché hypothétique est présenté dans le questionnaire et on demande à l'individu de se prononcer sur le montant qu'il souhaite recevoir (ou payer) si une détérioration (ou une amélioration) de la qualité de l'environnement se produise (Pearce and Turner, 1990).

Dans l'approche indirecte, on trouve la méthode du comportement avisé (Averting behavior). Cette méthode repose sur l'idée que, dans certaines circonstances, l'individu peut mitiger l'effet de la pollution par l'achat de certains produits. Copper et Oates (1992) citent un exemple pour mesurer les bénéfices de la réduction de l'ozone en estimant son effet sur la santé humaine. Ainsi, la réduction des niveaux maxima d'ozone durant une heure de 0,16 ppm (partie par million) à 0,11 ppm implique une diminution du nombre de jours avec des symptômes respiratoires de 6 à 5. En supposant que les dépenses en médicaments pour remédier à ces symptômes sont de 20 dollars, alors la valeur de cette réduction de l'ozone est de 20 dollars.

A première vue, la meilleure technique d'évaluation de l'impact des E.U.T. sur le sol c'est la méthode des prix hédonistes. En fait, le prix de la terre agricole dépend de plusieurs variables telles que: localisation, fertilité du sol, qualité de l'eau d'irrigation, pente, superficie...etc.

Cette technique vise à déterminer une relation statistique entre le prix de la terre et un ensemble de variables qualitatives et une ou plusieurs variables environnementales additionnelles. Le premier groupe de variables définissent le prix. Le second groupe de variables représente, dans ce cas, la qualité du sol

et la qualité d'eau d'irrigation d'un échantillon représentatif de terres agricoles vendues. On procède, donc, en établissant la relation entre prix et variables explicatives types:

$$P = f(x_1, x_2, x_3 \dots x_n; z_1; z_2; z_3 \dots z_m)$$

où

P : prix de la terre agricole

x_i : valeurs des caractéristiques de la terre

z_j : les différentes qualités de l'environnement.

A l'équilibre, le prix implicite associé à une certaine qualité de l'environnement doit être égal au consentement marginal à payer pour cette caractéristique soit:

Pour déterminer cette relation fonctionnelle, en pratique, on procède en substituant les données correspondantes dans $W = @P/@Z_i$ ce qui donne une valeur W_j pour la caractéristique environnementale.

Par la suite on accomplit un ajustement statistique entre les paires de valeurs (W_j, Z_j) pour obtenir la fonction $W = W(Z)$. La détermination de la valeur monétaire d'une amélioration de la qualité environnementale sera donnée par:

$$\int_{z_j^0}^{z_j^1} W(Z_j) \cdot dZ_j.$$

(Voir: Romero, 1994).

Cependant, cette technique se heurte à plusieurs problèmes fondamentaux dans le cas des terres agricoles: 1) Difficulté de trouver des enregistrements de transactions des terres en Tunisie. 2) Même si ces transactions sont enregistrées, on ne trouve pas sur le contrat la totalité des caractéristiques qui distinguent une terre agricole. 3) Le marché de la terre est complètement différent de celui des habitations où cette technique a été largement utilisée et 4) la région de la SOUKRA est une zone péri-urbaine, ce qui fait que le prix de la terre est largement influencé par le fait qu'elle pourrait faire l'objet d'une urbanisation.

En absence d'une méthodologie "classique" d'évaluation d'impacts environnementaux qui s'adapte à

cette situation, on adoptera la technique de l'actualisation de l'impact sur le rendement des cultures en se basant sur des informations experts pour le cas de la région de la SOUKRA.

Les qualités des eaux de nappes et leur pollution ont été largement débattues aux Etats Unis d'Amérique. La méthode d'évaluation contingente a été utilisée pour évaluer les bénéfices de la protection de la qualité de la nappe en la considérant principalement comme source d'eau potable (Boyle et al., 1994).

4. RESULTATS ET DISCUSSION

4.1. Evaluation des effets résultants de l'utilisation des E.U.T. sur la santé publique

4.1.1. Méthode du comportement avisé

Pour évaluer les effets sur la santé des agriculteurs et leurs familles résidants sur les exploitations et sur les salariés agricoles, on va estimer les coûts des consultations médicales, traitements et coût de repos de la population résidant à la SOUKRA dus aux maladies ayant lien avec la manipulation des E.U.T. Afin de réaliser cette évaluation, on se basera sur une enquête épidémiologique réalisée par Atallah et al (1986). Les auteurs ont comparé, dans cette étude menée durant les mois de Juillet- Septembre 1985, les niveaux épidémiologiques dans la zone de la SOUKRA à deux zones témoins BORJ TOUIL et DJEBEL AMMAR. L'enquête a touché 150 familles pratiquant l'agriculture et résidant sur l'exploitation dont 100 familles à la SOUKRA. Les 50 autres agriculteurs des zones témoins pratiquent l'agriculture en utilisant des puits alimentés par des nappes autres que celle de la SOUKRA. L'inconvénient majeur de cette technique c'est que les "coûts des souffrances", dus aux maladies, ne sont pas estimables.

Les impacts négatifs sur la santé des consommateurs, par la voie de consommation de produits irrigués avec les E.U.T sont difficiles à étudier. Ceci est dû au fait que les produits issus de la SOUKRA sont vendus sur l'unique marché de gros de Tunis qui approvisionne une grande partie du pays. Par conséquent, l'identification des victimes réelles est très compliquée.

4.1.2. Effets directs sur la santé humaine liés aux agents pathogènes.

Il existe quatre groupes de personnes pouvant courir le risque provenant de l'utilisation des E.U.T. en agriculture (Pescod, 1989) à savoir:

- les agriculteurs et leurs familles;
- les ouvriers et personnes en contact avec les plantes et produits agricoles.
- les consommateurs des produits végétaux et animaux (lait et viande).
- les voisins des exploitations irriguées avec les E.U.T.

Pour évaluer les risques encourus par la population exposée, il est nécessaire d'étudier le comportement des agriculteurs vis-à-vis des mesures préventives ainsi que les caractéristiques microbiologiques et physico-chimiques des E.U.T. Le comportement des concernés a été évalué à travers une enquête auprès de 52 agriculteurs résidants sur les exploitations de la SOUKRA. Les résultats du questionnaire, réalisé au cours du mois de Février 1995, ont démontré que 83% des agriculteurs touchent les E.U.T. avec leurs mains lors des manipulations pour l'irrigation. Uniquement 7% des agriculteurs consultés affirment utiliser des gants lors de l'irrigation et 54% portent des bottes. La douche après l'irrigation est prise dans 62% des cas. En ce qui concerne les vaccins, 6% des agriculteurs seulement ont été partiellement vaccinés.

Ces résultats indiquent la précarité des mesures préventives auprès des agriculteurs de la SOUKRA et ce malgré la tradition de l'utilisation des E.U.T. et le fait que la région soit une zone péri-urbaine.

Dans cette étude, nous considérons uniquement les effets de l'utilisation des E.U.T. sur la santé des agriculteurs, leurs familles et les ouvriers. Les effets possibles sur les consommateurs, suite à la consommation de produits irrigués avec les E.U.T., sont difficiles à prendre en compte en absence d'informations.

Afin d'évaluer l'impact sur la santé des agriculteurs et leur famille résidants sur les exploitations de la SOUKRA, on se base sur l'enquête épidémiologique décrite dans la section précédente (Atallah et al, 1986).

En ce qui concerne les analyses de la qualité microbiologique des E.U.T., plusieurs travaux de recherche ont été consultés. Ainsi, Trad et Alouini (1988) ont mentionnés des rendements bactériologiques épuratoires variant entre 78,4 et 88% pour les coliformes fécaux et 87,7 à 99,4% pour les streptocoques fécaux. Trad-Rais (1989) signale un pourcentage d'élimination de 98% des même germes. Trad-Rais (1992) indique un rendement bactériologique de 97% pour les germes ci-dessus mentionnés.

En ce qui concerne les salmonelles, Trad-Rais (1989) indique que celles-ci peuvent se retrouver dans les E.U.T. Ainsi, sur 16 échantillons analysés 3 sont positifs, soit donc une présence de salmonelles dans 18,7% des cas. Cependant, Alouini (1994) indique que les risques épidémiologiques des agents pathogènes comme la Salmonelle et le Vibrio Cholerae sont nuls. Seuls les risques liés aux Coliformes fécaux et streptocoques fécaux sont latents.

Dans le même travail, Trad-Rais (1989) affirme que "d'un point de vue parasitologique, les helminthes présentent le risque le plus élevé de transmission de maladies liées à l'eau usée. Ceci est principalement dû a leur longue persistance dans l'environnement et leur faible dose infective". Parmi les oeufs d'helminthes observés, on trouve le *Trichuris* spp, comme nématodes, et le *hymenolepis* spp comme cestodes. Ces oeufs sont observés avec une fréquence de 25% pour un échantillonnage de 12 prélèvements.

Cependant, Alouini (1993) mentionne un rendement d'élimination d'oeufs d'helminthes de 100% et une présence de $3,9.10^2$ kystes /l de protozoaires dans les eaux usées, avec un rendement global d'élimination de parasites de 94%.

La présence d'un oeuf d'helminthe, humain ou non, viable ou non, témoigne d'un risque de contamination potentiel réel pour la population exposée. Les E.U.T. ne doivent pas être, de même, utilisées pour l'irrigation des pâturages pour vaches laitières. Un

risque d'atteinte par le *Taenia* existe lorsque des animaux de boucherie pâturent directement après irrigation par les E.U.T.

Pour pouvoir évaluer ces risques, il est nécessaire de disposer d'un suivi épidémiologique annuel de la population exposée. En absence de telles informations et vue qu'il n'existe pas de vaccins contre les infections helminthiques et les diarrhées on suppose que le niveau épidémiologique est resté constant tel que reflété dans Atallah et al. (1986).

La législation Tunisienne, en matière d'utilisation des E.U.T., stipule que les agriculteurs doivent prendre des vaccins antitétanique, anti-typhique et anti-polio-myéitique. Cette réglementation n'est pas respectée par 94% de la population enquêtée (52 agriculteurs).

Cette absence est indicatrice d'un risque important de maladies typhiques quoique en réalité la protection conférée par les vaccins est seulement partielle. Ces maladies font l'objet d'un suivi par le Ministère de la Santé Publique, mais aucune publication statistique n'est disponible pour pouvoir se prononcer sur la réalité du risque.

L'enquête a permis de constater 141 cas de maladies chez la population de la zone de la SOUKRA (658 individus) et absence totale de maladies chez la population témoin (composée de 370 personnes).

Le tableau 1 résume les types et cas de maladies survenues durant les mois de Juillet à Septembre dans la région de la SOUKRA comme conséquence de l'utilisation des E.U.T. Les traitements préconisés ainsi que leurs coûts figurent dans le tableau 2. Les coûts indiqués dépendent de la gravité de la maladie. Ces coûts sont estimés en dinars de 1995 à partir d'ordonnances délivrées par Belher (communication personnelle). Les ordonnances ne portaient pas le nom commercial du traitement. Le pharmacien nous a fourni différents médicaments pour chaque cas. Une moyenne de prix a été calculé à chaque fois. En plus des prix des médicaments, nous avons inclus dans les coûts reflétés au tableau 2 le prix de la consultation médicale estimé à 12 dinars pour un médecin généraliste. Dans le cas de maladies nécessitant un repos, on a estimé le coût du repos en multipliant le nombre de jours de congé médical par un salaire journalier de 10 Dinars.

Table 1 - Nombre de cas de maladies survenues au cours de l'année 1985 dans le périmètre de Soukra irrigué avec les eaux usées traitées

Maladies exposée par tranche d'âge	Diarrhée	Douleurs abdominales	Nausées	Vomissements	Fièvres	Conjonctivites	Maladies dermatiques			
							Démangeaisons	Boutons	Irritation	Total
Père	2	2	5	5	4	10	2	2	2	34
Mère	2	2	2	2	2	-	2	2	2	16
Ouvriers	1	1	1	1	1	-	2	1	2	10
Enfants - 0-3 ans	6	4	3	6	5	-	1	2	1	28
3-9 ans	4	3	3	4	4	-	-	-	-	18
9-15 ans	3	3	3	4	4	-	1	1	1	20
plus de 15 ans	3	2	1	2	2	-	2	2	1	15

Source: Atallah et al. (1986)

Table 2 - Traitements préconisés des maladies transmises par les EUT et leurs coûts en Dinars de 1995

	Diarrhée	Douleurs abdominales	Nausées+ Vomissements	Fièvres	Conjonctivites	Démangeaisons + irritation	Boutons	
Adultes	Simple	Antiseptique+ antidiarrhéique	Antalgique	Antivomitif	Antipyrétique	Collyre + pommade	Antihistaminique + corticoïde	
	Coût	15,700	14,530	14,360	15,170	15,570	22,240	
	Complicquée	Hospitalisation+ antidiarrhéique + perfusion.	Radiographie + antalgique	Réhydratation + traitement adéquat	Antipyrétique + antibiotique			-
	Coût	150,000 Coût repos 30,000	24,530	25,000 Coût repos 20,000	29,710 Coût repos 20,000			-
Enfants	Simple	Antiseptique + réhydratation	Antalgique et éventuellement radiographie	Idem	Antibiotique + antipyrétique	Collyre + pommade	Antihistaminique + corticoïde	
	Coût	16,000	25,500	14,550	18,930	15,570	14,840	
	Complicquée	Hospitalisation						
	Coût	150,000						

Source: Belher, K. (1995). et Selman, M. Communications personnelles

La liste des abonnés au service de distribution des E.U.T porte le nom de 336 agriculteurs. Les résultats de l'enquête ont donné une composition moyenne de six personnes par famille comprenant quatre adultes et deux enfants. La population totale agricole est donc estimée à 2016 individus. Si on retient le taux de 21,41% de personnes malades, donné par Attalah et al. (1986), la population directement affectée par les E.U.T serait de 432 personnes. En appliquant toujours les mêmes taux de maladies, comme mentionnés dans le tableau 1, et en ne considérant que 20% de cas graves, le coût médical serait de 10135 D/an. Si on suppose que chaque individu, atteint durant les mois de juillet à septembre, a une probabilité de 50% d'être attaqué de nouveau par la même maladie durant la même année, alors le coût médical serait de 15200 D/an. Par conséquent, les coûts relatifs aux effets directs sur la santé humaine due à l'utilisation des E.U.T en agriculture peuvent varier entre 10135 D et 15200 D/an dinars de 1994. Comme ça été mentionné dès le départ, cette technique ne permet pas d'évaluer les souffrances des individus et les malaises causés par les maladies.

4-1-3. Effets sur la santé humaine liés aux métaux lourds.

L'impact de la qualité de l'eau d'irrigation sur la santé humaine est un thème qui a attiré l'attention des centres de décision depuis plusieurs décennies. Ce sujet continue à être débattu de nos jours dans les pays développés comme dans ceux en voie de développement avec une différence assez importante. Les pays développés, riches et prospères, s'intéressent de plus en plus à l'aspect de la présence de certains éléments chimiques et les effets d'expositions prolongées se manifestant sous formes d'intoxications chroniques ou retardées. Par contre, les pays en voie de développement n'ont pas encore maîtrisé les agents pathogènes et les infections qui en résultent. Ces derniers doivent, aussi, faire face aux problèmes de risques sanitaires liés aux contaminants chimiques.

Les approches utilisées pour étudier ces problèmes sont complètement différentes. Dans le cas des agents pathogènes, il suffit de surveiller deux populations, l'une exposée au risque et l'autre non exposée et de comparer les niveaux épidémiologiques, étant donné que les effets des agents infectieux se manifestent aussitôt que la population s'y expose. Cependant, dans le cas de l'exposition aux eaux contenant des produits chimiques, l'effet peut durer plusieurs

décades pour qu'il soit cliniquement détectable (Spear, 1991). L'une des approches utilisées pour quantifier un tel risque sur la santé humaine c'est le recours à des estimations à travers l'analyse des teneurs chimiques et la fonction dose-réponse.

En effet, suivre les chemins d'un élément chimique contenu dans les E.U.T. jusqu'à l'Homme est une tâche complexe et pleine d'incertitudes. Pour ce faire, on nécessite des informations spécifiques de différentes disciplines et divers spécialistes: hydrauliciens, chimistes, nutritionnistes, toxicologues, pharmaciens, experts en faune et flore...etc. L'analyse du risque est généralement basée sur la littérature traitant ces différents aspects et les résultats sont souvent controversés.

Klassing (1991) souligne le fait qu'il faut chercher les populations hautement exposées aux risques. Dans le cas des E.U.T. les agriculteurs et les ouvriers sont assez exposés aux polluants chimiques par la voie de contact dermique, ou à travers l'inhalation des particules volatiles (Hg). Cependant, si on considère l'accumulation des contaminants chimiques au niveau des produits comestibles, les individus exposés au risque pourraient être, essentiellement, les consommateurs de lait. Cette population est formée par l'agriculteur et sa famille lorsqu'il y a auto-consommation du produit. Dans le cas de la vente du lait par un colporteur, ce sont les mêmes consommateurs qui consomment la même qualité de lait pendant une longue période qui peuvent être exposés à des risques importants. Pour les autres denrées vendues sur le marché de gros, la probabilité qu'un consommateur tombe sur le même produit est très faible. Par conséquent, le risque ne concerne dans ce cas que les petits agriculteurs qui produisent pour leur propre consommation et les clients assidus qui achètent le même produit chez le même producteur.

Afin, donc, de se prononcer sur les risques liés aux problèmes chimiques des E.U.T., il est indispensable d'avoir des analyses concernant la qualité des denrées alimentaires (lait, oranges...) produites dans la région de la SOUKRA. Dans l'état actuel, on ne trouve même pas des informations suffisantes concernant la qualité microbiologique. Dans le futur, des analyses approfondies devront toucher les teneurs en métaux lourds si on veut arriver à une bonne image concernant la santé humaine à long terme. De même, les interactions au niveau du sol doivent être étudiées avec détail si on veut connaître le parage de ces ML potentiellement polluants.

4.2. EFFETS SALINISANTS DES E.U.T.

L'ensemble des travaux effectués sur les périmètres irrigués avec les E.U.T. montrent que celle-ci présentent un risque de salinisation (PNUD/CRGR). Dans le périmètre de la SOUKRA, on note une augmentation de l'EC et une évolution de la solution du sol où le faciès bicarbonaté-calcique l'emporte sur le faciès chloruré-sodique.

L'analyse des mesures effectuées sur le sol sablo-argileux de la SOUKRA irrigué avec les E.U.T. pendant deux années consécutives, montre que l'EC de la solution du sol passe de 0,92 ds/m à 1,91 ds/m sur les 40 premiers centimètres du sol (PNUD/CRGR, 1987).

Les apports en eau d'irrigation pour le sorgho fourrager étaient de 1350 mm sous une pluie annuelle de 531mm en 1984 et de 630 mm et une pluie de 336mm en 1985. Les apports pour les orangers étaient de 700 mm. L'évapotranspiration potentielle moyenne de la région s'élève à 1300 mm/an.

Le calcul des apports en sels, pour les deux années, donne 35,8 t/ha. En calculant les teneurs en sels dans le sol avant et après 2 années d'épandage d'E.U.T., on trouve 6,2 t/ha sur les 40 premiers centimètres du sol.

Pour remédier au problème d'accumulation de sels, on applique des doses de lessivage de sorte que la quantité de sels emportée par les eaux de drainage soit égale ou supérieure à la quantité apportée par les eaux d'irrigation. La 'Condition de Lessivage' (CL) découle donc de l'égalité suivante:

$$E_i * EC_i = E_d * EC_d \quad (2)$$

où E_d = quantité d'eau de drainage
 E_i = quantité d'eau d'irrigation
 EC_d = conductivité électrique de l'eau de drainage
 EC_i = conductivité électrique de l'eau d'irrigation

CL peut être formulée de la manière suivante et être fixée selon les besoins:

$$CL = E_d / E_i = EC_i / EC_d \quad (3)$$

D'après Bohn et al. (1979), le passage d'un mètre d'eau de lessivage par mètre de profondeur de sol en régime de saturation, dans des conditions normales, permet de lessiver approximativement 80% des sels solubles du sol.

Même dans des sols légers, l'accumulation des sels peut être notable. En effet, la plupart des systèmes d'irrigation sont loin d'être uniformes quant à l'application des besoins en eau. De ce fait, l'excès d'eau draine à travers les parties les plus perméables du champ, alors que les sels sont retenus dans les parties les moins perméables. En appliquant la 'Condition de Lessivage', pour une conductivité électrique limite du sol égale à 5ds/m, correspondant à une chute de rendement du sorgho de 10%, on obtient $CL = 0,4$: ce qui correspond à un apport en eau d'irrigation de 1400 mm au lieu des 1000 mm réellement apportés. Pratiquement la dose de lessivage est calculée différemment et est en général plus faible que la valeur ci-dessus calculée (FAO n°29, 1985).

Pour ce qui est du périmètre de la SOUKRA, l'irrigation avec une eau à une EC ne dépassant pas 4 ds/m d'un sol léger bien filtrant moyennant des doses de lessivages, ne risque, généralement, pas d'engendrer des processus de salinisation. Toutefois, la proximité de la nappe peut poser des problèmes.

L'étude de la dynamique des sels dans le sol doit se faire parallèlement avec celle du vecteur eau. En effet, les flux hydriques ascendant (évaporation) et descendant (percolation), vont conditionner le mouvement de ces sels dans le sol. Ne disposant pas de toutes les composantes du bilan d'eau à l'échelle du périmètre de la SOUKRA, l'étude suivante, approximative et assez théorique, est proposée en alternative.

En se basant sur la répartition des pluies et évapotranspirations potentielles mensuelles dans la zone de la SOUKRA et en connaissant les caractéristiques physiques du sol (capacité de rétention), une approche d'étude de la dynamique du front d'humectation et par conséquent du mouvement des sels est présentée.

La profondeur prospectée par l'essentiel des racines de la plupart des espèces cultivées est d'une trentaine de centimètres environ. On suppose que l'irrigation est faite quand les 2/3 de la réserve utile (RU) sont épuisées. Pour les sols légers de la SOUKRA (capacité de rétention = 15%), pour humecter les 30

centimètres de la rhizosphère et une vingtaine de centimètres supplémentaires de sécurité, le calcul de la dose d'irrigation (D) donne 50mm d'eau. Ainsi, le calendrier des irrigations devrait, en principe, suivre le schéma donné dans les tableaux 3 et 4, ligne (6) pour les deux années agricoles 84/85 et 85/86. C'est à dire que quand les besoins dépassent 50 mm au cours d'un mois donné, on applique des doses d'irrigations entières et des fractions de doses. Pour les mois où les besoins sont inférieurs à 50mm, on applique des irrigations partielles (demi-cuvettes, rigole sur deux etc. ...). Les lignes (7) et (8) des tableaux 3 et 4, représentent les fronts d'humectation résultants de l'irrigation ou des irrigations mensuelles et des pluies supposées survenir à la fin du mois.

Ces résultats montrent que le front cumulatif est dans la plupart des cas au delà de 30 cm, souvent même plus profond que 50 cm et que pour des mois pluvieux, il peut dépasser le mètre (décembre 1984). Ceci veut dire que les sels apportés par les E.U.T., s'accumulent en dehors de la rhizosphère et n'arrivent souvent pas à atteindre la nappe dont le niveau se situe entre 1 et 1,5 mètre.

Dans le cas où l'utilisation des E.U.T. s'impose, cette technique semble être satisfaisante; car elle épargne la couche arable du sol des accumulations de sels et semble véhiculer ces sels vers la nappe d'une manière économique (lessivage naturel lors de fortes pluies).

La quantité d'E.U.T. appliquée durant la seconde année de l'étude est très proche des besoins de la culture. En supposant que cette même quantité soit appliquée annuellement, on peut estimer les accumulations salines au cours du temps dans la partie du sol située entre la rhizosphère et la nappe; ou plutôt les transferts salins vers la nappe en négligeant les autres flux qui l'alimentent ou l'épuisent.

L'épaisseur de la nappe de la zone de la SOUKRA est de 20 mètres environ (D/GR, 1985). Sachant que dans la plupart des matériaux sédimentaires, la porosité occupe environ 50%. Un hectare de nappe correspondrait ainsi à 10^5 m³ d'eau.

Pour ce qui est des arrivées salines au niveau de la nappe, le maximum serait atteint quand toute la quantité de sels apportée annuellement par les E.U.T. arrive au niveau de la nappe. En supposant que l'essentiel de ces sels soit sous forme ionique et en supposant une diffusion ionique aisée dans l'eau, on devrait s'attendre à ce que la quantité de sels apportée serait de $6000 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an} \times 1.81 \cdot 10^3 \text{ g}/\text{m}^3$, soit $10,86 \cdot 10^6 \text{ g}/\text{ha}/\text{an}$ autrement dit $10,86 \text{ t}/\text{ha}/\text{an}$.

Le nombre d'années pour que l'accroissement salin, au niveau de la nappe, apporté par les E.U.T., atteigne 4 ds/m est estimé de la manière suivante:

La quantité de sels apportée annuellement est de $10,86 \cdot 10^6 \text{ g}/\text{ha}/\text{an}$. Diluée dans les 10^5 m^3 de nappe, cette quantité de sels donne une concentration de $0,11 \text{ g}/\text{l}/\text{an}$.

Le nombre d'années N pour que l'accroissement en EC de l'eau de nappe atteigne le seuil critique de 4 ds.m⁻¹ ou 2,5 g/l est donné par la relation suivante:

$$0,11 \text{ g}/\text{l}/\text{an} \times N = 2,5 \text{ g}/\text{l} \quad (4)$$

$$\text{d'où} \quad N = 23 \text{ ans}$$

Selon cette approche, les E.U.T. apparaissent très néfastes pour la nappe. Ainsi, si leur utilisation s'avère nécessaire, l'installation d'un système de drainage efficace s'imposerait. La question qui se pose alors est quel système de drainage serait suffisamment efficace pour véhiculer les sels d'une tranche de sol perméable située entre la rhizosphère et une nappe à 1,5 m de profondeur? Avant de s'aventurer davantage dans la recherche de solutions et étant données les imperfections de l'approche, une quantification rigoureuse du processus de salinisation de la nappe s'impose. Si, les résultats d'une telle quantification confirment les conclusions de l'approche proposée, l'utilisation des E.U.T. pour l'irrigation dans le périmètre de la SOUKRA devrait être interdite rien que pour le problème de salinisation. La pollution aux ML et NO₃⁻ et la contamination avec les agents pathogènes seraient des raisons supplémentaires non moins importantes qui iraient dans la même direction.

Table 3 - Evolution des besoins en eau de la culture d'oranger et des fronts d'humectation dans le sol pour l'année 1984

Mois	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Total
ETP(mm)	39,1	52,5	75,3	103,5	152,2	180,9	196,9	173,0	129,9	83,3	59,7	34,4	1255,7
Kc oranger	0,75	0,75	0,70	0,70	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,70	0,70	0,70	
P(mm)	41,3	36,3	69,3	42,6	38,9	0	0	2,2	26,1	64,1	34,7	212,6	568,1
Kc * ETP	29,32	39,37	52,7	72,4	98,9	117,6	127,98	112,45	84,43	58,31	41,79	24,08	
0,8 * P	33,04	29,04	48,51	34,08	31,12	0	0	1,76	20,88	51,28	27,76	170,08	
Bn=Kc * ETP		10,33	4,19	38,32	67,78	117,6	127,98	110,69	63,55	7,03	14,03	557,3	
FEUT(mm)		69	28	255	1) 500 2) 500	1) 500 2) 500 3) 500	1) 500 2) 500 3) 500	1) 500 2) 500	1) 500	47	94		
Epu+ttumm	220	263	351	482	707	500	500	512	639	389	279		

Table 4 - Evolution des besoins en eau de la culture d'oranger et des fronts d'humectation dans le sol pour l'année 1985

Mois	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Septembre	Octobre	Novembre	Decembre	Total
ETP(mm)	39,1	52,5	75,3	103,5	152,2	180,9	196,9	173,0	129,9	83,3	59,7	34,4	1255,7
Kc oranger	0,75	0,75	0,70	0,70	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,70	0,70	0,70	
P(mm)	40,3	28,3	87,8	62,6	35,3	16,2	11,2	0	5,3	11,2	31,7	8,5	338,4
Kc * ETP	29,32	39,37	52,7	72,4	98,9	117,6	127,98	112,45	84,43	58,31	41,79	30,38	
0,8 * P	32,24	22,64	70,24	50,08	28,24	12,96	8,96	0	4,24	8,96	25,36	6,8	
Bn=Kc * ETP		16,7		22,3	70,7	104,6	119,0	80,2	49,4	16,4	23,6	615,3	
FEUT(mm)		111		149	1) 500 2) 500	1) 500 2) 500 3) 500	1) 500 2) 500 3) 500	1) 500 2) 500	1) 500 2) 500	500	109	157	
Epu+ttumm	215	262	468	483	688	586	560	500	528	560	278	202	

4.2.1 Impact économique de la salinisation de la nappe.

Le projet d'irrigation avec les E.U.T entamé en 1960 à SOUKRA visait essentiellement la préservation de la qualité des eaux de la nappe. En effet, l'objectif était d'éviter le prélèvement excessif des eaux de nappe et l'intrusion marine conséquente pouvant augmenter considérablement la salinité.

Les quantités de sels apportés à la nappe sont estimés à 10,86 t/ha/an. Ceci implique une conductivité électrique (CE) de 4 ds/m après 23 ans d'irrigation avec les E.U.T de la totalité de la superficie du périmètre. Une telle salinité de l'eau de la nappe ne permet plus de cultiver les cultures maraîchères ni les agrumes (Ayers et Westcot, 1987) qui représentaient l'essentiel de la production de la SOUKRA. Dans ces conditions, la nappe ne pourrait être utile que pour la production des céréales et cultures fourragères. Par conséquent le dommage environnemental sur la nappe peut être estimé comme la différence des revenus nets agricoles avant et après salinisation.

Le tableau 5 reflète l'occupation du sol, les charges opérationnelles, de structures et supplétives ainsi que le revenu net à l'hectare dans le cas de l'utilisation de l'eau de la nappe pour l'irrigation avant et après détérioration de sa qualité chimique.

La différence entre le revenu net, après avoir rémunéré tous les facteurs de production, est de 2460 D/ha/an exprimé à dinars de 1994. Le coût environnemental lié à la salinisation de la nappe est donc comme suit:

$$\text{Coût environnemental salinisation nappe} = \frac{2460}{(1+i)^n} \text{ avec } n \rightarrow +\infty$$

$$\text{Coût environnemental salinisation nappe} = \frac{2460}{i} = 24600 \text{ D/ha}$$

avec i : taux d'actualisation = 10 %

n : nombre d'année

Etant donné que la superficie irriguée est de 620 ha le coût environnemental est de 24600 x 620 = 15.252,000 D résultant de l'actualisation du dommage annuel lié à la salinisation de l'eau de la nappe.

Tableau 5 - Comparaison des charges et revenus avec et sans problème de salinisation de la nappe pour un hectare de terre

	SANS SALINISATION		AVEC SALINISATION	
Occupation du sol	Agrumes pomme de terre (en intercalaire avec agrumes) carotte total	0.75ha 0.25ha 0.25ha 1.25ha	blé cultures fourragères élevage bovin laitier total	0.5ha 0.5ha 1ha
marge brute	3775 Dinars/ha		625 Dinars/ha	
charge de structure	200 Dinars/ha		80 Dinars/ha	
intérêt sur capital circulant	10% . 4900 = 490		10% . 1200 = 120	
intérêt sur capital d'exploitation	10% . 4000 = 400		10% . 2000 = 200	
valeur locative de la terre	700 Dinars/ha		700 Dinars/ha	
rémunération du travail familial	750 Dinars/ha		750 Dinars/ha	
revenu net agricole	1235 Dinars/ha		-1225 Dinars/ha	

4.3. Effets polluants des E.U.T. en métaux lourds

4.3.1. Effets sur le sol et la plante

En supposant une densité de 10 millions de plants de sorgho fourrager par ha, le rendement en matière sèche est estimé à 33t/ha, correspondant à 3 coupes. On assume que toute la quantité d'E.U.T. (10 000 m³) reçue par le sol transite par la plante, et que toute la quantité de ML, contenue dans cette eau, s'accumule dans la partie aérienne de la plante. Pour travailler dans des conditions extrêmes, on suppose encore que ces ML s'accumulent dans 20 t/ha/an au lieu des 33 t/ha/an. Les concentrations en ML des E.U.T. données dans la colonne (2) du tableau 5, engendrent les estimations extrêmes portées, à gauche, dans la colonne (3) du même tableau. Le récepteur sol en question est à pH élevé et souvent non saturé, donc oxydant. Ceci favorise la précipitation de l'essentiel de l'élément véhiculé par E.U.T. En supposant que l'élément passe d'un pH donné dans les E.U.T. au même pH majoré d'une demie unité dans le sol, la relation /1/ montre que la concentration résultante de cette élément serait dix fois inférieure à ce qu'elle était dans les E.U.T. Ces dernières ne transitent pas entièrement par la plante comme ça était supposé dans le cas extrême, puisque approximativement 30% sont perdues par évaporation et percolation. Donc l'eau qui transiterait par la plante serait de 7000m³/ha/an et aurait une concentration 10 fois inférieure. En outre, la plupart des références bibliographiques montrent que l'essentiel des ML s'accumule au niveau des racines: on suppose que 50% seulement restent au niveau des racines. Ceci entraîne une réduction des quantités de ML qui passent dans la plante de 30 fois environ. Ces résultats sont portés à droite de la colonne (3) du tableau 6.

En comparant ces derniers résultats avec ceux figurant dans la littérature (Bowen,1979) et portés en première ligne (végétaux terrestres) et deuxième ligne (légumes) de la quatrième colonne du tableau, on remarque qu'il n'y a généralement pas d'empoisonnement des plantes, sauf un risque minime dans le cas de l'As vis à vis des légumes et du Cr vis à vis des végétaux terrestres et potentiellement des risques plus sérieux des végétaux de toutes natures par Hg et Se.

En supposant que les E.U.T. transitent telles quelles par la plante, ce qui revient à comparer les concentrations de ML de ces E.U.T. portées en seconde colonne avec celles qui sont toxiques à la plante

portées en cinquième colonne première ligne et prises de la littérature (exprimées les unes et les autres en mg/l), on s'aperçoit qu'aucun risque n'est visible.

Les valeurs portées en cinquième colonne deuxième et 3ème lignes sont des seuils de toxicité et de mortalité de l'Homme exprimés en mg/j. Le risque lié à l'utilisation des E.U.T. pourrait donc être estimé à travers ce que l'Homme consomme en produits végétaux ayant reçus les ML selon les cas extrême ou pondéré introduits précédemment. Ce raisonnement reste valable pour l'animal également.

Pour ce qui est du sol, les effets des E.U.T. peuvent être considérés comme négligeables étant donné le caractère léger de ce sol (sableux à sablo-argileux). Le caractère filtrant et purifiant de ces sols est donc négligeable. Mais, étant donnée la proximité de la nappe, ce sol va jouer un rôle plutôt passif vis à vis du transit des ML dans les deux sens ascendant et descendant. Dans ce cas, il y a plus de risque à ce que les ML apportés par l'eau restent dissous et donc transitoires entre la nappe et l'omnirécepteur (plante). D'autant plus que l'état réducteur prévalant dans la nappe favorise le maintien de ces éléments en solution. Les pH basiques au niveau du sol et à un degré moindre au niveau de la nappe, ainsi que la fraction percolante limitée, sont en faveur de la précipitation des ML et donc de leur maintien à des concentrations sans grand danger.

Quant aux exportations par la plante, les ML s'accumulent essentiellement au niveau des racines. Lesquelles racines restent sur place et subissent les processus de dégradation. Ceci revient à dire qu'il y a concentration des ML dans les 30 cm supérieurs du sol qui sont les plus prospectés par les racines. Le caractère filtrant du sol, bien que limité, s'ajoute aux effets de la décomposition racinaire en surface. Ceci est corroboré par ce qui apparaît dans la littérature pour ce qui est de la concentration des ML dans les horizons de surface. Un certain risque existe, cependant, pour ce qui est de la migration d'une fraction de ces ML avec les molécules organiques issues de la décomposition racinaire. Néanmoins, ceci ne doit pas avoir d'effet notable, étant donné l'inhibition de tels transferts dans les milieux à pH élevé. Toutefois, le caractère généralement acide de la MO pourrait être la cause de la solubilisation localisée des ML dans ces horizons de surface: ce qui facilite leur transit dans le milieu. Un autre risque d'empoisonnement aux ML reste possible pour les animaux pâturant directement dans de telles zones.

Les exportations externes par les légumes surtout à racines, si les précautions nécessaires ne sont pas prises, restent une source éventuelle d'empoisonnement surtout de l'Homme.

Les mesures faites pendant deux années par le CRGR, ont montré un léger accroissement des teneurs du sol en Cu, Pb et Zn. D'après le rapport PNUD/GRGR (1987), les effets des E.U.T., peu chargées en éléments traces, sur le sol sont peu sensibles. D'après Rejeb (1992 b), malgré leurs faibles concentrations, ces éléments peuvent s'accumuler dans le sol suite à un épandage répété des E.U.T. Le même auteur note une augmentation significative des teneurs en bore dans les différentes parties du sorgho-fourrager, en faveur des E.U.T. par rapport aux eaux de nappe.

Les teneurs en Zn des feuilles et des racines augmentent dans le cas du sorgho irrigué par les E.U.T., sans atteindre des valeurs excessives. Ce même auteur signale que l'irrigation avec les E.U.T. n'a pas entraîné de modifications importantes de la composition en micro-éléments de la plante, même après 4 années successives d'épandages.

4.3.2. Effets sur la nappe

La contamination de la nappe peut avoir différents impacts (Abdalla, 1994):

- Effets sur la santé humaine. La consommation d'eau avec des bas niveaux de contamination peut mener à des maladies chroniques telles que le cancer ou même la mort.
- Perte de la valeur de propriété et augmentation des dépenses municipales pour doter les populations d'une source d'eau potable propre.
- Dommages écologiques et perte d'usage récréatif.

En effet, les eaux de nappe déchargent dans les eaux de surface. Il existe, donc, un risque potentiel de dégâts des ressources écologiques tels que les poissons et la faune sauvage, ce qui, à son tour, peut affecter les loisirs.

- Réduction et/ou perte de la valeur de non usage. La contamination peut entraîner la réduction des

bénéfices de non-usage telle que la valeur d'option et d'existence ou la valeur de legs (héritage).

D'après le même auteur, la majorité des travaux de recherche, aux Etats Unis d'Amérique, concernant la valorisation de l'eau de nappe ont traité le problème d'un point de vue source d'eau potable et sa relation avec la santé humaine et l'augmentation des dépenses pour assurer une eau potable de bonne qualité. Les autres externalités négatives ci-dessus mentionnées ne sont pas traitées.

Dans le cas de la SOUKRA, l'irrigation avec les E.U.T. aurait trois effets sur la nappe.

- Augmentation de la salinité;
- Contamination microbiologique vu la proximité de la nappe de la surface du sol;
- Pollution par les métaux lourds;

Actuellement, la nappe n'est même plus utilisée pour l'abreuvement des animaux. Il n'existe pas de données concernant l'alimentation de la SOUKRA par le réseau d'eau potable ni de statistiques concernant les abonnements en vue de l'approvisionnement en eau potable en substitution de l'eau des puits. Nous ne disposons pas d'informations, non plus, quant à l'utilisation des eaux de la nappe pour l'irrigation des jardins ou pour les piscines au niveau des résidences de la SOUKRA.

D'après la composition moyenne en certains éléments traces des eaux de puits de la SOUKRA (PNUD/CRGR, 1987), la nappe semble avoir atteint des teneurs critiques en Cd et en Co. Ne disposant pas de données relatives à la composition chimique des eaux de nappe à l'état initial, l'étude de l'effet des E.U.T. reste limitée. Toutefois, Rejeb (1992 a) indique que comparées aux quantités de nutriments apportés par les E.U.T., les quantités exportées sont très faibles. Toutefois, des quantités résiduelles importantes, notamment de nitrate très mobile, constituent une source de pollution de la nappe. Le phosphore et le potassium sont facilement absorbés sur le complexe absorbant du sol et présentent, par conséquent, un risque minime, au moins à court et à moyen terme. Mais étant donné la texture légère des sols en question le rôle de l'absorption reste limité.

Tableau 6 - Teneurs en ML dans les EUT, teneurs hypothétiques en ML dans la plante et seuils de toxicité pour les végétaux, animaux, Homme et eau d'irrigation

Eléments	Concentration			Seuil de toxicité en mg / l ***	Seuils limites de réutilisation des EUT (Nomes tunisiennes)	
	(mg / l)	En ppm de MS				
	(a)	(b)	(c)	(d) (e) (f) (h)	(i) (j) (k) (l)	
As	0,25	125	4	0,02-7 0,10-1,5 0,0007-0,009 0,08-1,6	0,2-7,5 5-50 100-300 0,2	01
Cd	0,01	5	0,2	0,1-2,4 0,05-0,9 0,14-3,2 1,8	0,2-9 3-300 1,5-9000 0,05	0,01
Co	0,05 ± 0,04	25	0,8	0,005-1 0,01-4,6 0,005-1 0,01-0,04	0,1-3 500 1,0	0,1 /0,05/**
Cr	0,02 ± 0,04	10	0,3	0,03-10 0,016-14 0,0002-0,84 0,1-33	0,5-10 200 3000 1,0	0,1
Cu	0,03 ± 0,03	15	0,5	5-15 4-20 10 1-26	0,5-8 250 0,5	0,5 /0,2/
Fe	0,3 ± 0,3	150	5	70-700 2-250 180 3-380	10-200 200	5,0
Mn	0,05 ± 0,03	25	0,8	20-700 0,3-1000 0,2-2,3 0,2-14	1-100 10-20 rates 0,50	0,5 /0,2/
Ni	0,06 ± 0,04	30	1,0	1-5 0,02-4 1-2 < 0,7	0,5-2 50 rates	0,2
Pb	0,2 ± 0,1	100	3,3	1-13 0,2-20 0,23-3,3 3,6-30	3-20 1 10000 0,1	1 /2/
Zn	0,12 ± 0,04	60	2	20-400 1-60 240 75-170	60-400 150-600 24	5,0 /2,0/
B	0,46	230	7,7	11-140 8-200 0,33-1 1,1-33	1-5 4000 5	3,0
F	0,70	350	11,7	0,02-24 3-19 0,5 2000-12000	5 20 2000 2	3,0
Hg	0,03	15	0,5	0,005-0,02 0,013-0,17 0,02-0,7 0,45	0,4 150-300 0,01	0,001
Se	0,07	35	1,2	0,03 0,001-0,5 0,42-1,9 1-9	1-2 5 1-2 rates 0,05	0,05 /0,02/

Source : Bouzaidi(1991),Bowen(1979) et CRDA Ariana(1991)

- (a) : concentrations réelles dans les EUT(la Soukra)
- (b) : concentrations hypothétiques extrêmes dans les plantes de sorgho
- (c) : concentrations hypothétiques plausibles dans les plantes des sorgho
- (d) : concentration en ppm de MS dans les végétaux terrestres
- (e) : concentration en ppm de MS dans les légumes
- (f) : concentration en ppm de MS dans les muscles de mammifères
- (h) : concentration en ppm de MS dans les os de mammifères
- (i) : seuil de toxicité pour la plante en mg/l
- (j) : seuil de toxicité pour l'homme en mg/j
- (k) : seuil léthal pour l'homme en mg/j
- (l) : seuil de toxicité pour l'animal en mg/l

** : Normes FAO

*** : les données (d),(e),(f),(h),(i),(j),(k) et (l) sont reprises de Bowen (1979)

4.3.3. Effets sur l'Homme et l'animal

Le nombre de têtes de gros bétail consommant le sorgho fourrager étant différent d'un agriculteur à un autre, les quantités ingérées sont aussi variables. A titre indicatif et à partir de l'enquête réalisée à la SOUKRA, ces quantités varient entre 140 et 5300 kg MS / tête. Pour ces deux cas extrêmes, et en se

basant sur les valeurs présentées dans la colonne 3 (b), on obtient les quantités de ML ingérées par tête et par an (tableau 7). Toutefois, ne disposant pas d'informations sur le taux de digestibilité de la MS et sur le devenir des ML, qui nécessitent des travaux fins en nutrition animale, l'analyse se limite à ce qui a été présenté

Tableau 7 - Teneur en ML en kg/an pouvant être ingérés par tête de gros bétail pour des consommations de 140 kg de MS/an

Elément	ML (g/an/tête) consommant 140 kg MS	ML (g/an/tête) consommant 5300 kg MS
As	0,6	21,20
Cd	0,0	1,06
Co	0,1	4,24
Cr	0,0	1,59
Cu	0,1	2,65
Fe	0,7	26,50
Mn	0,1	4,24
Ni	0,1	5,30
Pb	0,5	17,49
Zn	0,3	10,60
B	0,1	40,80
F	1,6	62,00
Hg	0,1	2,65
Se	0,2	6,36

5. TRAITEMENT TERTIAIRE

L'une des solutions préconisée pour atténuer les externalités négatives de la réutilisation des EUT est le traitement plus poussé des eaux usées. En fait, plusieurs pays ont déjà adoptés cette mesure, en traitant l'eau jusqu'à un degré tertiaire, afin de réduire les impacts environnementaux suite à une réutilisation en agriculture. Le principal effet d'un traitement tertiaire c'est d'éliminer complètement les risques infectieux. En effet, dans les pays où les EUT à un degré tertiaire sont réutilisées en agriculture, il n'y a pas eu de manifestations d'épidémies. Ces eaux sont, d'autant plus, utilisées sans aucune contrainte quant aux types de cultures à irriguer. (ASANO, 1989).

Cependant, un traitement tertiaire est de loin plus coûteux qu'un traitement secondaire. Le coût de traitement d'un m³ à un degré secondaire est de 0.08 Dinars, alors que pour un traitement tertiaire il est de 0.140 Dinars. (ANIBA; ONAS 1995. Communication personnelle). Actuellement l'agriculteur ne paye pas le coût du traitement. L'épuration se fait pour des raisons strictement environnementales. Mais l'agriculteur paye les frais de refoulement de l'eau de la station de pompage jusqu'à l'exploitation qui s'élèvent à 0.06D/m³.

Si un traitement tertiaire doit être fait l'agriculteur serait appelé à payer la différence du coût entre le traitement secondaire et le traitement tertiaire. Cette différence est de 0.06 D/m³. Le coût du m³ d'eau d'irrigation serait de 0.120 D/m³. D'après l'enquête réalisée auprès des agriculteurs de la Soukra seul 13% seraient prêts à payer ce montant. Ce résultat n'est pas surprenant si on sait qu'actuellement les agriculteurs payent 0.06 D/m³ pour des eaux conventionnelles.

6. CONCLUSION

Les ressources en eau en Tunisie se font de plus en plus rares. Le recours aux eaux non conventionnelles et notamment aux E.U.T pour l'irrigation est devenu une pratique courante dans divers pays du monde. Actuellement, la Tunisie dispose de 7346 ha irrigables avec les E.U.T. Cette superficie atteindra les 28500 ha d'ici l'an 2010.

Cependant, le recours aux E.U.T dans l'agriculture présente certains problèmes. Malgré la législation Tunisienne, restrictive et préventive, plusieurs pro-

blèmes environnementaux semblent être liés à l'utilisation et la gestion des E.U.T dans l'agriculture.

La réutilisation des E.U.T en agriculture soulève des problèmes agronomiques et sanitaires. Ces problèmes sont liés aux qualités physico-chimiques et microbiologiques des E.U.T qui sont variables à cause de leur origine et mode d'épuration.

Les effets de la réutilisation des E.U.T se font sentir au niveau d'un récepteur primaire qui est le sol, un récepteur secondaire (la nappe) et un omnirécepteur (la plante). L'Homme et l'animal, représentent le récepteur le plus sensible qu'il faut préserver à tous prix.

S'intéressant aux effets salinisants des E.U.T., le présent travail a montré que sur un sol sablo-argileux et une pluviométrie moyenne de 450 mm, l'utilisation des E.U.T épargne la couche arable du sol des accumulations de sels et semble les véhiculer vers la nappe par un lessivage naturel lors de fortes pluies.

Dans les conditions spécifiques de la nappe de la SOUKRA, le nombre d'années pour que l'accroissement en EC de l'eau de nappe atteigne le seuil critique de 4 dsm⁻¹ ou 2,5 g/l, s'élève à 23 années.

Les plantes, dans ce cas particulier, semblent être épargnées de problème de salinisation du sol. Mais, des problèmes risquent de surgir si on recourt aux irrigations à partir des eaux de la nappe une fois celle-ci ait atteint le seuil limite de pollution.

En ce qui concerne les ML, leurs effets sur le sol sont négligeables étant donné le caractère léger de ce sol. Mais, vu la proximité de la nappe, ce sol va jouer un rôle de transit des ML dans les deux sens ascendant et descendant. Dans ce cas, il y a plus de risque à ce que les ML apportés par l'eau restent dissous et donc transitaires entre la nappe et l'omni-récepteur (plante). D'autant plus que l'état réducteur prévalant dans la nappe favorise le maintien en solution de ces éléments. Les pH basiques au niveau du sol et à un degré moindre dans la nappe, ainsi que la fraction percolante limitée sont en faveur de la précipitation des ML et donc de leur maintien à des concentrations sans grand danger.

Pour ce qui est des exportations par la plante, les ML s'accumulent essentiellement au niveau des racines qui se décomposent ultérieurement. Par conséquent, l'accumulation des ML va se faire dans les 30

premiers centimètres du sol qui sont les plus prospectés par les racines.

Toutefois, vu qu'ils ne sont pas appuyés par des mesures réelles, ces résultats restent à confirmer ou à rectifier. Des études pareilles sont recommandées dans d'autres sites dans des contextes climatiques et surtout édaphiques différents.

Sur le plan de la santé humaine deux principaux problèmes se posent. Le premier est relatif aux agents pathogènes causant des maladies infectieuses.

Le coût économique relatif à ces effets varie entre 10135 et 15200 D/an. Le deuxième provient de la contamination par les ML à travers les accumulations de ces derniers dans les produits végétaux et animaux consommés par l'Homme. Les risques de telles contaminations ne peuvent apparaître qu'après des expositions prolongées (2 à 3 décades). Les manifestations seraient essentiellement sous formes de maladies cancérogènes. Cependant les informations dont on dispose ne permettent pas d'évaluer ces risques et par conséquent les coûts économiques ne sont pas pris en considération.

BIBLIOGRAPHIE

- **Abdalla, C.W.**, (1994). Groundwater Values from Avoidance Cost Studies: Implications for Policy and Future Research. *American Journal of Agricultural Economics* Vol 76 Number 5.
- **Abdeljabar, M.**, (1993). Utilisation des Eaux Usées Traitées dans le Cadre du Plan Directeur des Eaux du Nord. 2ème Tranche Termes de Référence Techniques. Ministère de l'Agriculture. Direction Générale des Etudes des Travaux Hydrauliques. Tunis.
- **Alouini, Z.**, (1993) Flux de la charge Parasitaire des Eaux Usées Destinées à l'Irrigation dans la Région de CEBALA. Communication au séminaire sur l'eau et l'Agriculture Irriguée en Tunisie. Tunis 20 et 21 Mai 1993. Faculté des Lettres de la Manouba.
- **Alouini, Z.**, (1994). Flux de la Charge Parasitologique dans les Stations d'Épuration. *Revue de l'Eau*. Canada.
- **Asano, T.**, (1989). Irrigation with Reclaimed municipal waste water: California Experiences. *Options Méditerranéennes. Série A. Séminaire Méditerranéen N°1. Reuse of Low Quality Water for Irrigation in Mediterranean Countries.*
- **Atallah, S; Cheniti, S; Kooli; Manai, H.**, (1986). Enquête Epidémiologique sur la Réutilisation des Eaux usées Epurées en Agriculture. Séminaire Maghrébin sur la Réutilisation des Eaux Usées Après Traitement en Agriculture. Tunis 23-26 Avril 1986.
- **Ayers, R.S. Westcot, D.W.**, (1985): Water quality for agriculture, *FAO irrigation and drainage paper 29* Rev.1.
- **Biswas, A.K.**, (1993) Waste Water Reuse, Environnement and health. *Advanced short course on Sewage: Treatments, Practices,*
- **Management for Agriculture Use in the Mediterranean Countries. CIHEAM.** Cairo; Egypt 7-21 February 1993.
- **Bouzaidi, M.**, (1991). La Réutilisation des Eaux Usées Traitées en Agriculture. Journée d'Information sur la Réutilisation des Eaux Usées traitées en Agriculture. Ministère de l'Agriculture. Sidi Thabet 18 Juin 1991.
- **Bowen H.J.M.**, (1979): *Environmental Chemistry of the Elements* Academic Press.
- **Boyle, K.J; POE, G.L, Bergstron, J.C.**, (1994). What Do we Know About Groundwater Values? Preliminary Implications from a Meta Analysis of Contingent - Valuation Studies. *American Journal of Agricultural Economics.* Vol 76 Number 5.
- **CRDA Ariana**, (1991). Les Eaux Usées dans le Gouvernorat de l'Ariana. Aspects Institutionnels et organisationnels. Colloque: les Aspects Institutionnels et organisationnels de la réutilisation des Eaux Usées Traitées. République Tunisienne, Ministère de l'Agriculture; PNUD; Banque Mondiale. 1er et 2 novembre 1991
- **Cropper, M.L; Oates, W.E.**, (1992). Environmental Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature.* Vol. 30, June 1992. pp. 675-740. Vol 30, June 1992. pp. 675-740.

- **D/GR**, (1985). Assainissement de la Plaine de SOUKRA-Choutrana. Phase I. Diagnostic. République Tunisienne. Ministère de l'Agriculture.
- **Harmsen K.**, (1977): Behavior of heavy metals in soils-*Agricultural research reports*.
- **Hinrich B., Brian Mc Neal, B. O'Connor G.**, (1979) Soil Chemistry .John Willey and sons, Inc.
- **Horchani, A.**, (1995). Gestion des Ressources en Eau en Tunisie. *Agriculture de Tunisie*. Ministère de l'Agriculture. Tunis.
- **Klassing, S.A.**, (1991) Consideration of the Public Health Impacts of Agricultural Drainage Water Contamination. The Economics and Management of Water and Drainage in Agriculture by A. Dinar and D. Zilberman (Editors). Kluwer Academic Publishers. Boston.
- **Mengel.K., Kirkby E. A.**, (1978): Principles of Plant Nutrition. International Potash Institute. Berne.
- **Pearce, D. W; Turner K. R.**, (1991). Economics of Natural Resources and the Environment. Harvest Wheatseaf. New York.
- **Pescod, M.B.**, (1989). Health and Environmental Aspects of Waste water reuse. *Options Méditerranéennes: Reuse of low water quality for Irrigation in Mediterranean Countries*.
- **PNUD/CRGR**. (1987). Reutilisation des eaux usées après traitement en Agriculture, Rapport technique, vol.1, 3ème partie, projet RAB/80/011 Ressources en eau dans les pays de l'Afrique du Nord.
- **Rejeb S.**, (1992 a) Irrigation d'un sudangrass avec des eaux usées traitées. I. Effet fertilisant- *Fourrages* 130, pp 171-179.
- **Rejeb S.**, (1992 b) Irrigation d'un sudangrass avec des eaux usées traitées. II - Risque de contamination par les micro-éléments. *Fourrages* 130, pp 181-190.
- **Romero, C.**, (1994). Economía de los Recursos Ambientales y Naturales. Alianza Economía. Madrid.
- **Spear, R.C.**, (1991) Assessing Health Risks in the Presence of Variable Exposure and Uncertain Biological Effects. The Economics and Management of Water and Drainage in Agriculture by A. Dinar and D. Zilberman (Editors). Kluwer Academic Publishers. Boston.
- **Trad, M; Alouini, Z.**, (1988). Etude des variations du Niveau de Contamination fécale des Eaux Usées Traitées à la Station d'Épuration de la Charguia. *Archs. Inst. Pasteur Tunis*, vol 65 Numéro 3-4 pp. 293-305.
- **Trad-Rais, M.**, (1989). Surveillance Bactériologique et Parasitologique des Eaux Usées Brutes et Traitées de la Ville de Tunis. *Archs. Inst. Pasteur Tunis*. vol 66 Numéro 3-4 pp. 275-287.
- **Trad-Rais, M.**, (1992). Efficacité Bactériologique des Principaux Procédés de traitement des Eaux Usées Urbaines. *Archs. Inst. Pasteur Tunis*. Vol 69 Numéro 3-4 pp. 273-282.