

Tableau I.5 : Limites recommandées en éléments traces (mgL⁻¹) dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (FAO, 2003)

Eléments	Utilisation à long terme	Utilisation à court terme
Aluminium	0,5	20
Arsenic	0,1	2
Béryllium	0,1	0,5
Bore	0,75	2
Cadmium	0,01	0,05
Chrome	0,1	1
Cobalt	0,05	5
Cuivre	0,2	5
Fluor	1	15
Fer	5	20
plomb	5	10
Lithium	2,5	2,5
manganèse	0,2	10
Molybdène	0,01	0,05
Nickel	0,2	2
Sélénium	0,02	0,02
Vanadium	0,1	1
Zinc	2	10

3.3.4. Aspects réglementaires et juridiques de l'Algérie.

L'utilisation des eaux usées traitées a été prévue et règlementée depuis 1975, dès la parution du Code des Eaux (loi n° 75-16 du 31 mars 1975). Ce dernier, notamment dans son article 106, interdit d'une part l'utilisation des eaux usées brutes et d'autre part l'irrigation des cultures consommables crues par les eaux usées traitées (DGGR, 1997). En 1985, les rejets des eaux usées dans le milieu récepteur ont été règlementés par le décret n° 85-56 du 2 janvier 1985.

Les normes de rejet et de réutilisation des eaux usées traitées, respectivement (NA 106-002) et (NA 106-03) parus en 1989, ont été élaborées sur la base des recommandations de la FAO et de l'OMS de telle sorte que les effluents rejetés puissent être réutilisés sans risque majeur.

Les eaux usées subissent un traitement primaire et secondaire et la restriction fixée en 1975 est toujours maintenue. Plusieurs décrets sont parus à partir de 1989, pour règlementer dans ce sens l'utilisation des eaux usées traitées dans le secteur agricole qui regroupe l'essentiel des usages.

a- Le décret n° 89-1047 du 28 juillet 1989, fixe les conditions d'utilisation des eaux usées traitées à des fins agricoles; ce texte stipule que l'utilisation des eaux usées doit faire l'objet d'une autorisation du Ministère de l'Agriculture, prise après accord du Ministère de la Santé Publique et du Ministère de l'Environnement détermine les précautions nécessaires à la protection de la santé des manipulateurs,

des consommateurs et de l'environnement. Un contrôle de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau usée traitée d'une part et des cultures irriguées d'autre part est prévu. La fréquence des analyses y est de même spécifiée. Les ministres de l'intérieur, de l'économie nationale, de l'équipement et de l'habitat, de l'agriculture, de l'environnement et de la santé publique sont chargés de l'application de ce décret.

b- le décret n° 93 - 2447 du 13 décembre 1993, modifie le décret ci-dessus, et apporte quelques éléments nouveaux. L'article 4 indique que les analyses citées à l'article 3 du décret sont à la charge des organismes distributeurs, sous le contrôle des ministres de l'environnement et de l'aménagement du territoire et de la santé publique. L'article 5 interdit l'irrigation des cultures maraîchères qui peuvent être contaminées par les eaux usées traitées, alors que l'article 7 limite l'utilisation des eaux usées traitées à une liste des cultures à condition qu'aucune autre culture ne soit contaminée. Enfin, l'article 12 mentionne la décision de réglementer la réutilisation par un cahier des charges. Il fixe d'autre part les modalités de prélèvement et la fréquence des analyses pour les différents paramètres globaux de la pollution, ainsi que la recherche des œufs d'helminthes et des métaux lourds.

c- L'arrêté du ministre de l'agriculture du 21 Juin 1994 fixe la liste des cultures qui peuvent être irriguées par les eaux usées traitées, soit les fourrages, les céréales, les arbres fruitiers et fourragers, les cultures florales (à sécher).

d- Le cahier des charges approuvé par arrêté des ministres de l'agriculture, de l'environnement et de l'aménagement du territoire et de la santé publique du 28 Septembre 1995 fixe les modalités et les conditions particulières de l'utilisation des eaux usées traitées à des fins agricoles. Le cahier des charges prévoit, entre autres, une série de mesures de prévention et de contrôle des agriculteurs exposés aux risques de contamination directe par les EUT. On peut notamment citer l'analyse des paramètres physico-chimiques et parasitologies des EUT à effectuer par des laboratoires publics ou privés.

Au niveau environnemental, les projets d'irrigation à partir des eaux usées traitées doivent se conformer au décret n°91-362 du 10 mars 2010 réglementant les procédures d'élaboration d'une étude d'impact qui doit être approuvée par ministère de l'environnement.

Il faut rappeler également que la réglementation en vigueur interdit l'usage des eaux usées brutes ainsi que l'irrigation des cultures maraîchères par les EUT. Toute infraction, constatée par un agent de l'un des ministères concernés par la réutilisation, subit les pénalisations prévues par le code des eaux. Les cultures irriguées en question sont détruites sur le champ sous la responsabilité du Gouverneur de la région. Une commission de contrôle et de suivi de l'utilisation des eaux usées est instaurée dans chaque région depuis 1995 sous l'autorité du Gouverneur concerné suite à des directives présidentielles.

3.4. Modes de réutilisation des eaux usées traitées

3.4.1. Généralités

La réutilisation des eaux usées est répandue dans le monde entier avec plusieurs types de valorisation. Il existe des milliers de projets utilisant des eaux usées (Boxio et al. 2008), mais dans la plupart des cas, les eaux usées sont utilisées à l'état brut ou après un traitement minimal, et pratiquement aucune mesure n'est prise pour protéger la santé (OMS, 1989).

Boxio et al. (2005) ont classés les différents types de réutilisation selon 4 catégories : 1- usage agricole, 2- usage urbain et périurbain et recharge des nappes, 3- usage industriel, 4- usages mixte. Sur le plan mondial, la réutilisation des EUT pour l'agriculture, l'industrie et les usages domestiques couvrent respectivement 70 %, 20 %, 10 % de leur demande en eau (Ecosse, 2001). Cependant, ces proportions varient selon les régions dans le monde (figure I.4).

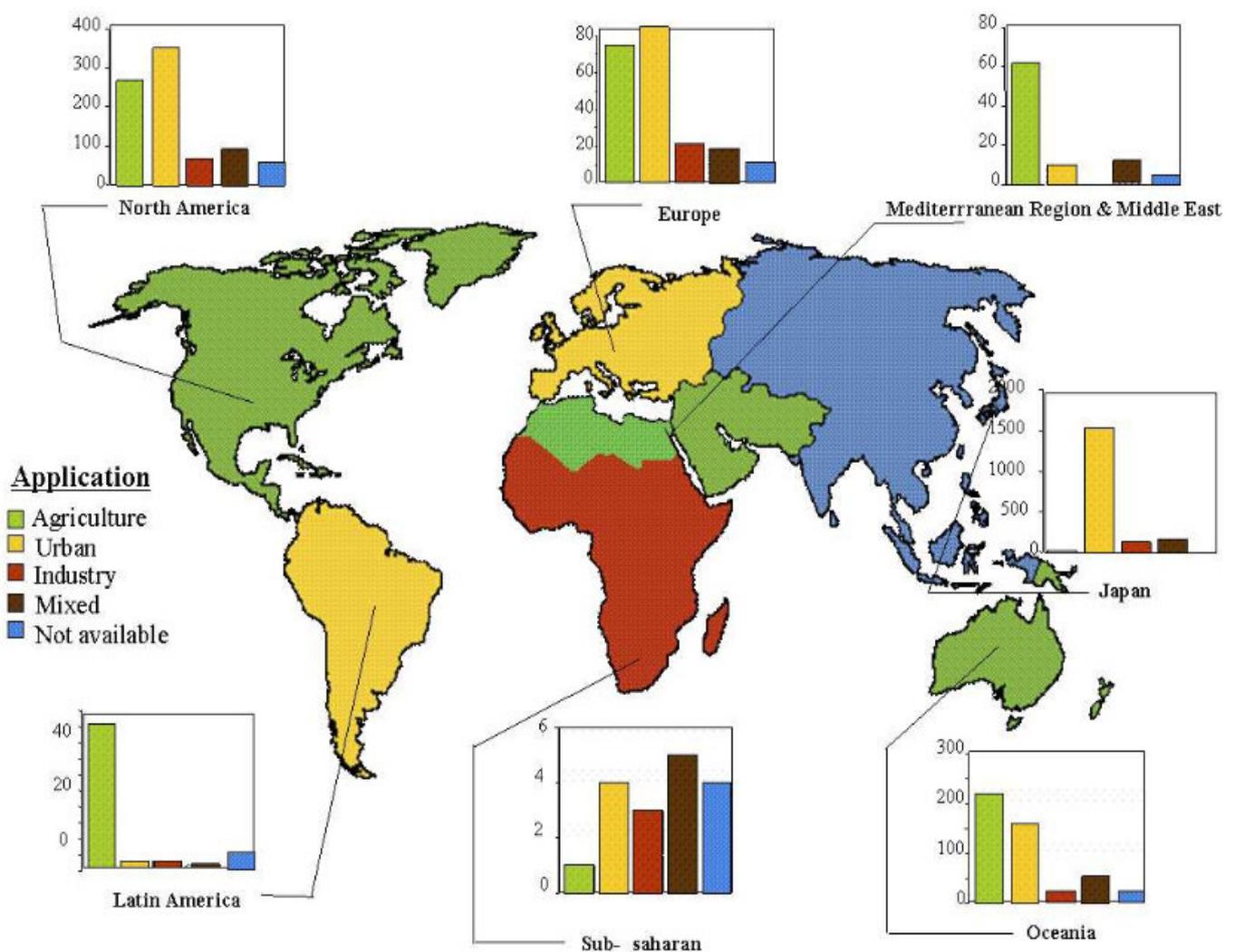


Figure I.4: Aspects de réutilisation des EU dans les différentes régions du monde (Boxio et al. 2005)

3.4.2. Conditionnements et usages

a. Agriculture et Aquaculture

La majorité des projets de réutilisation des eaux usées concerne des utilisations agricoles. La réutilisation pour l'irrigation est essentiellement présente dans les pays réputés agricoles mais dont les ressources hydriques sont faibles, comme le bassin méditerranéen, le Sud des Etats-Unis. Les plus grands projets de réutilisation ont été développés dans les régions de l'Ouest et de l'Est des Etats-Unis, l'espace méditerranéen, l'Australie, l'Afrique du Sud et dans les zones semi-arides de l'Amérique du Sud et de l'Asie du Sud (Lazarova, 1998).

La production commerciale du poisson dans des étangs avec les EUT est une pratique courante en Asie du sud et en Chine. Il existe en Inde, plus de 130 réseaux de viviers fertilisés par des eaux usées, couvrant une superficie d'environ 12 000 ha. La plupart sont situées dans l'Ouest du Bengale. Le plus vaste système d'aquaculture alimenté par des eaux usées se trouve à Calcutta (OMS, 1989). Une production de poissons à grande échelle avec des EUT est également réalisée aux Etats Unis. La plupart des étangs de loisirs qui utilisent les EUT aux Etats Unis permettent généralement la pêche. Quand des poissons sont pêchés dans ces étangs et sont destinés à la consommation humaine, la qualité du traitement des eaux doit être minutieusement évaluée (qualité chimique et microbiologique) afin d'éviter la bioaccumulation de contaminants toxiques à travers la chaîne alimentaire. Ainsi, les recommandations de l'OMS, 1989, exigent un nombre de coliformes totaux de 103 germes/100mL et l'absence d'œufs de nématode.

b. Secteur industriel

La réutilisation industrielle des eaux usées et le recyclage interne sont désormais une réalité technique et économique. Pour certains pays, l'eau recyclée fournit 85 % des besoins globaux en eau pour l'industrie (OMS, 1989). Les plus grands secteurs consommateurs de l'eau sont les centrales thermiques et nucléaires (eau de refroidissement) et les papeteries. La qualité de l'eau réutilisée est réglementée et dépend du type d'application ou de production industrielle.

Aux Etats-Unis, par exemple, le volume des eaux résiduaires réutilisées en industrie est d'environ 790 000 m³/j, dont 68 % pour le refroidissement (Lazarova, 1998). En Arabie Saoudite, 15000 m³/j des EUT issue de la ville de Riyadh sont réutilisés dans les circuits de refroidissement de la raffinerie pétrolière de la région (USEPA, 2004).

c. Milieu urbain et périurbain

Les usages urbains et périurbains des eaux usées ayant subi un traitement se développent rapidement et deviennent un élément fondamental de la politique de gestion intégrée de l'eau dans les grandes agglomérations. Les bénéfices obtenus sont importants. Il faut noter en premier, la réduction

de la demande en eau potable qui peut atteindre 10-15 %, voire 40 % dans les zones résidentielles avec beaucoup d'espaces verts (Miller, 1990). Les usages les plus courants sont l'irrigation d'espaces verts (parcs, golfs, terrains sportifs), l'aménagement paysager (cascades, fontaines, plans d'eau), le lavage des rues ou des véhicules et la protection contre l'incendie. Les normes qui régissent la qualité des eaux usées destinées à de tels usages sont très sévères et voisines de celles en vigueur pour l'eau potable. Dans ce cas, les filières de traitement se rapprochent de celles de la production d'une eau potable.

La principale motivation concernant la recharge de nappe est la dégradation de sa qualité physico-chimique et/ou la diminution de sa capacité. Ce mode de réutilisation a lieu essentiellement dans des zones arides qui doivent faire face à des problèmes d'assèchement de nappes, ou dans des zones côtières où les nappes sont envahies par l'eau de mer.

4. Risques associés à la réutilisation des eaux usées

4.1. Risque sanitaire

Dans le cas de l'agriculture, il est prouvé depuis longtemps que les micro-organismes pathogènes des animaux ne peuvent ni pénétrer ni survivre à l'intérieur des plantes (Sheikh et al., 1999). Les micro-organismes se retrouvent donc à la surface des plantes et sur le sol. Les feuilles et la plante créent un environnement frais, humide et à l'abri du soleil. Il peut donc y avoir une contamination pendant la croissance des plantes ou la récolte. Les pathogènes survivent plus longtemps sur le sol que sur les plantes (Asano, 1998). Le mode d'irrigation a une influence directe sur le risque : ainsi, l'irrigation souterraine ou gravitaire peut nuire à la qualité des eaux souterraines et de surface. Des contaminations directes peuvent avoir lieu lors de la maintenance du système d'irrigation. L'irrigation par aspersion crée des aérosols contaminants qui peuvent être transportés sur de longues distances. Alors que l'irrigation gravitaire à la raie et par inondation exposent les travailleurs à des hauts risques sanitaires, notamment lorsque le travail de la terre se fait sans protection (Peasey et al., 2000). Les nouvelles recommandations de l'OMS ont prévu des niveaux de risque selon la technique d'irrigation et les types des cultures (OMS, 2006).

4.2. Risques environnementaux

4.2.1. La salinisation du sol

La salinisation du sol par une eau d'irrigation résulte des effets combinés de plusieurs facteurs (climat, caractéristiques du sol, topographie du terrain, techniques culturales, conduite des irrigations...etc.). En effet, chaque facteur va contribuer, selon son état, à l'accentuation ou à l'atténuation de la salinisation du sol.

a. L'eau d'irrigation

La qualité de l'eau utilisée en irrigation est un facteur de premier ordre dans la salinisation du sol. En effet, le risque de salinisation du sol est exclu si l'eau d'irrigation est de bonne qualité même si les autres facteurs influençant ce processus sont favorables. La qualité d'une eau d'irrigation est estimée en prévoyant son influence sur les propriétés du sol et en considérant la tolérance des cultures pratiquées à la salure. Une eau est dite "de bonne qualité" lorsqu'elle n'entraîne ni la salinisation du sol irrigué (CE du sol > 4 mS/cm), ni sa désagrégation (taux de sodium échangeable ESP du sol $> 15\%$) (Brady and Weil, 2002). Les effets d'une eau d'irrigation sur le sol sont jugés à travers la concentration totale de cette eau en sels solubles et par son rapport de sodium absorbable (SAR) (Leone et al., 2007). Une grande quantité d'ions sodium dans l'eau affecte la perméabilité des sols et pose des problèmes d'infiltration (Suarez et al., 2006). Ceci est dû au fait que lorsque le sodium apporté par les eaux d'irrigation au sol est sous une forme échangeable, il remplace le calcium et le magnésium adsorbé sur les agrégats du sol et cause ainsi la dispersion de ces particules argileuses. Cette dispersion a comme conséquence la désagrégation des sols. Le sol devient alors dur et compact (lorsqu'il est sec). Sa porosité se colmate, réduisant ainsi les vitesses d'infiltration de l'eau et de l'air, affectant ainsi sa structure (Halliwell et al., 2001; Leone et al., 2007).

Le choix du domaine de la réutilisation des eaux usées dépend essentiellement, de la qualité de l'effluent, des types de cultures, du système d'irrigation et des conditions édaphiques du sol (Pereira et al. 2002). Ainsi, la connaissance de la qualité physico-chimique de ces eaux usées est fondamentale afin de prévoir les éventuels impacts sur le milieu récepteur. En effet, lors de la réutilisation pour l'irrigation agricole, leur qualité est déterminée essentiellement par la salinité et surtout le contenu en ion sodium (Toze, 2006). Herpin et al. (2007) ont constaté que l'irrigation avec des EUT chargées en Na^+ , entraîne une élévation des teneurs en cet élément dans tout le profil d'un sol de type « Typic Haplustox ».

De plus, ils ont signalé que le Calcium apporté par les EUT, entraîne la libération des ions sodium du complexe absorbant du sol sous forme échangeable, ce qui facilite sa migration en profondeur ainsi que sa biodisponibilité.

L'étude d'un autre cas d'irrigation avec des EUT, dont la charge en sel est de 1,8 g/l, a montré, après deux années de suivi, une augmentation de la conductivité électrique du sol de 0,92 dS/m à 1,93 dS/m sur les 40 premiers centimètres du sol, ce qui correspond à un apport en sel de l'ordre de 6,2 T/ha (Zekri et al., 1997).

Cette augmentation de la salinité du sol suite à l'irrigation par des eaux usées est également signalée par d'autres auteurs (Yadav et al., 2002; Al-Nakshabandi et al., 1997) b. Les modes d'irrigation Lorsque l'eau est de mauvaise qualité, le mode, la dose et la fréquence d'irrigation ont une influence directe sur le processus de salinisation du sol. Dans ces conditions, une dose supérieure

aux besoins du sol est favorable à une lixiviation (lessivage) des sels. Ce qui permet de maintenir la salinité du sol à un niveau raisonnable surtout si le drainage interne et externe est convenable. Heidarpour et al. (2007) ont étudié l'effet de l'irrigation par les EUT sur les propriétés chimiques du sol en testant deux systèmes d'irrigations différents. Le premier système est de surface, alors que le second est de subsurface. Ils ont constaté que système d'irrigation en subsurface augmentait la conductivité électrique du sol dans les horizons de surface. Par contre, le résultat inverse est observé avec le système d'irrigation de surface où la conductivité électrique est plus importante dans les niveaux inférieurs. D'après les auteurs, l'augmentation de la CE dans le premier cas est due à une remontée capillaire des sels en surface suite à l'évapotranspiration. Dans le second cas, c'est plutôt le lessivage des sels par les eaux d'irrigation qui est à l'origine de l'augmentation de la CE en profondeur. Il en résulte donc, que l'irrigation de surface permet mieux le lessivage des sels vers la profondeur.

Des périodes d'irrigation rapprochées conduisent au même résultat. Une irrigation fréquente entraîne le lessivage du sodium apporté par les EUT vers la profondeur du sol ce qui se manifeste par une augmentation du taux du sodium échangeable (Herpin et al., 2007). Le mode classique d'irrigation par submersion convient mieux à la désalinisation du profil de sol à chaque irrigation que tout autre mode d'irrigation localisée.

c. Les facteurs socio-économiques

Les facteurs socio-économiques englobent le savoir-faire des agriculteurs (maîtrise des pratiques agricoles adéquates) et le capital dont ils disposent pour couvrir le coût des aménagements indispensables et celui des techniques culturales courantes (labour, semis et autres traitements). En effet, au sein d'un même périmètre irrigué, la gestion de l'irrigation, les soins apportés dans la préparation du sol et les pratiques culturales influencent largement l'accentuation ou l'atténuation du processus de salinisation selon le niveau de technicité des agriculteurs.

4.2.2. Accumulation de métaux dans le sol

Bien que la concentration en métaux dans les eaux usées surtout traitées soit faible, l'irrigation peut, à terme, entraîner l'accumulation de ces éléments dans le sol (Rattan et al., 2005). En effet, la rétention, par le sol, des éléments métalliques est gouvernée par divers phénomènes d'ordre mécanique, physico-chimique et même biologique (Mantinelli, 1999).

Bien entendu, les métaux acheminés vers le sol par les eaux usées, ne sont pas tous sous une forme assimilable ou bio disponible. En effet la forme chimique des métaux va dépendre des conditions intrinsèques du sol tels que le pH, le Eh, la matière organique, le taux d'argile, la CEC... (Mapanda et al., 2005).

L'accumulation d'éléments métalliques (EM) suite à l'irrigation avec des eaux usées brutes est souvent constatée. Ainsi, Mapanda et al. (2005) ont constaté une augmentation des teneurs en EM

dans les horizons de surface des sols irrigués par des eaux usées brutes durant des périodes de temps plus ou moins importantes. Les teneurs trouvées dans les horizons de surface sont largement supérieures à celles trouvées dans les horizons de subsurface et dans le sol témoin (tableau I.6). Les auteurs ont signalé qu'au bout de 5 à 60 ans, les teneurs des EM dans les sols de toutes les parcelles irriguées vont dépasser les limites exigées par les normes anglaises de teneur en métaux lourds dans les sols agricoles.

Tableau I.6: teneurs en métaux lourds (mg/kg) dans le sol irrigué par EU comparées à un témoin et aux normes anglaises pour les sols agricoles (Mapenda et al., 2005)

	Eléments Sol irrigué par EU (Horizon de surface)	Sol irrigué par EU (Horizon de subsurface)	Sol témoin	Normes anglaises (mg/kg)
Cu	7 – 145	3 – 40	10	50(pH< 5,5); 100
Zn	14 – 228	9 – 72	14	(5,5<pH<6,5)
Cd	0,5 - 3,4	0,5 - 2,9	0,5 - 2	200; pH< 5,5
Ni	<0,01 – 21	0 – 17	1 - 3,2	3
Cr	33- 225	8 – 47	54	50; pH< 5,5
Pb	4 – 59	3 – 38	1,2 - 18	400

Assadian et al. (1998) ont constaté qu'après 40 années de pratique, l'irrigation avec des eaux usées brutes mélangées avec des eaux de rivière a entraîné une augmentation des teneurs en métaux dans le sol. Les teneurs trouvées dépassent les 50 mg/kg pour le Zinc alors que pour les autres éléments (Cr, Ni, Pb, Co et Cd) elles sont au-dessous de 35 mg/Kg. Les fortes teneurs trouvées dans les horizons de surface montrent une corrélation positive avec les taux d'argiles et négative avec le taux de sable. D'une manière générale, les valeurs trouvées sont 29 fois plus supérieures aux teneurs trouvées dans des sols irrigués avec des eaux de rivières uniquement.

Flores et al. (1997) ont étudié l'effet de l'épandage d'eaux usées brutes sur des terres agricoles, pendant une longue période du temps allant de 60 à plus de 90 ans. Ils ont constaté une importante accumulation des métaux lourds dans le sol, essentiellement dans les horizons de surface, avec des teneurs variant entre 36 et 131 mg/kg pour le Pb, 1,28 et 5 mg/ kg pour le Cd, 10,5 et 86,5 mg/kg pour le Cu et entre 154 et 235 mg/kg pour le Zn. Une étude de la spéciation chimique indique une fraction organique dominante suivie par la fraction carbonatée. Par contre, les fractions mobiles et échangeables ne dépassent pas 4,5 % du stock total de métaux dans la plupart des cas. De plus, les teneurs en métaux diminuent en fonction de la profondeur dans le sol. Ce phénomène est attribué par les auteurs, au taux de MO et de carbonates plus important en surface, ainsi qu'au pH élevé du sol. L'ensemble de ces facteurs a réduit la mobilité des métaux, issus des EU, dans le sol (Hatira et al., 1990).

Lucho-Constantino et al., (2005) ont étudié l'effet du temps sur l'accumulation des EM dans des sols agricoles irrigués par des EU sur des périodes de temps allant de 6 à 41 ans. Ils ont constaté une corrélation positive entre les teneurs en métaux dans le sol et les périodes d'épandage des eaux usées. Les teneurs trouvées dans les horizons de surface (0-30) varient entre 0,51 et 1,89 mg/kg pour le Cd,

11,59 et 2742 mg/kg pour Cr, 3,99 et 47,08 mg/kg pour le Pb et entre 9,2 et 123,8 mg/kg pour le bore. Ils montrent également que les fractions de métaux trouvées dans le sol, après spéciation chimique, sont essentiellement échangeables, liées à la MO et résiduelles. Rattan et al., (2005) ont étudié l'effet du temps sur l'enrichissement du sol en forme échangeable des EM suite à l'irrigation par des EU brutes. L'équipe a constaté que les teneurs en métaux dans le sol sont d'autant plus importantes que la période d'irrigation par EU est plus importante. Les mêmes auteurs montrent que les teneurs en Mn dans le sol, contrairement à ce qui était observé pour les autres éléments (Zn, Cu, Fe, Pb, Ni), enregistrent une diminution au cours des années d'irrigation. Ils ont attribués cette diminution des teneurs en manganèse à un effet de lessivage de cet élément qui se trouvait sous forme échangeable dans le sol récepteur.

Toutefois, il faut préciser que si l'augmentation des teneurs des métaux dans les sols irrigués par les EU, est une fonction de la durée de l'irrigation, l'effet du temps reste difficile à évaluer, car souvent les concentrations en métaux des effluents sont variables et méconnues. Dans ce cadre, Xiong et al., (2001) ont constaté une importante accumulation des métaux lourds dans les horizons A et B des sols agricoles suite à l'épandage des EU depuis plus d'un siècle.

D'après les auteurs, ces teneurs élevées sont dues à des accumulations au cours des années avec une augmentation des concentrations en métaux dans les effluents, notamment en Cr et en Zn. Solis et al., (2005) ont signalé également le rôle de certains paramètres physicochimiques du sol, tels que le pH et le carbone organique total (COT), sur la rétention ou la libération des métaux issus des EUT. En comparant les teneurs en métaux entre des sols irrigués par des eaux usées depuis 50 et 100 ans, les auteurs ont constaté une différence peu significative. En effet, dans la parcelle à 100 ans d'irrigation, les auteurs ont constaté une diminution du pH et du COT du sol. Suite à cet effet, les métaux adsorbés sur les agrégats du sol ont été libérés sous forme plus échangeable, ce qui a facilité, par conséquent, leur migration dans le sol ainsi que leur biodisponibilité.

4.2.3. Effet de l'irrigation par les EU sur les propriétés physicochimiques du sol

Bien évidemment, l'irrigation avec les eaux usées, affecte avec le temps certains paramètres du sol. Ainsi, une légèrement diminution du pH est observée dans certains sols basiques, (Yadav et al., 2002; Abbass et al., 2006; Rattan et al., 2005; Solis et al., 2005; Herpin et al., 2007).

Cette diminution est expliquée par un lessivage par les eaux d'irrigation des calcaires actifs qui sont responsables de l'alcalinité du sol (Solis et al., 2005). Les eaux usées, à travers leur pouvoir fertilisant, entraînent également une augmentation du taux de la MO et des éléments nutritifs du sol (Rattan et al., 2005; Yadav et al., 2002). Toutefois, ces éléments nutritifs stimulent l'activité microbologique du sol (Magesan et al., 2000, Ramirez-Fuentes et al., 2002), ce qui favorise la minéralisation de la MO entraînant du même coup la diminution de la CEC du sol (Solis et al., 2005; Herpin et al., 2007).

Magesan et al. (2000), signalent également que, suite à l'irrigation par les EU, cette intensification de l'activité microbiologique du sol diminue la conductivité hydraulique du sol du fait de la formation de biofilms bactériens qui colmatent la porosité du sol.

4.2.4. Effet de l'irrigation par les EU sur les plantes cultivées

Du fait de leur teneur en éléments nutritifs et de leur richesse en oligoéléments, les eaux usées lorsqu'elles sont réutilisées pour l'irrigation, entraînent une amélioration des rendements des plantes cultivées. Dans ce cadre, Fars et al. (2003) et Mohammad Rusan et al. (2007) ont constaté une augmentation de la biomasse d'une plante fourragère lorsqu'elle est irriguée par une eau usée soit brute soit traitée. Ainsi, Fars et al. (2003) indiquent que les rendements enregistrés par rapport à un témoin dépassent les 110 %, pour les plantes irriguées par les deux types d'eau.

De même, l'irrigation par les EU entraîne un enrichissement important du tissu des plantes cultivées en oligoéléments (Yadav et al., 2002, Fars et al., 2003; Charfi, 1995). Les éléments traces qui sont généralement immobilisés dans les couches supérieures du sol peuvent provoqués, à long terme, des risques pour le développement des plantes. En effet, certains éléments traces (le bore, le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre et le molybdène), peu nombreux, sont reconnus nécessaires au développement des végétaux en très faibles quantités, (Faby et Brissaud, 1997). L'irrigation, à partir d'eaux usées, va apporter ces éléments, mais aussi d'autres oligo-éléments, non indispensables à la plante tels que le plomb, le mercure, le cadmium, le brome, le fluor, l'aluminium, le nickel, le chrome, le sélénium et l'étain. La biodisponibilité des ces éléments dans le sol peut engendrer leur accumulation dans les tissus des plantes et dans certains cas, les teneurs en ces éléments peuvent atteindre des seuils de phytotoxicité (Faby et Brissaud, 1997).

Cependant, Yadav et al. (2002) ont constaté que les teneurs en métaux lourds au niveau des plantes irriguées par des eaux usées depuis 30 ans sont au dessous de seuil de toxicité pour les plantes. De même, Assadian et al. (1998) ont constaté que les teneurs en métaux dans des plantes de luzerne irriguées par EU, à l'exception du Zn, sont largement inférieures à celles trouvées dans le sol (tableau I.7). Les auteurs précisent également qu'il n'existe pas une corrélation évidente entre les teneurs en métaux dans les plantes cultivés et les sols. Ce résultat a été également rapporté par Solis et al. (2005.) et Rattan et al. (2005) qui précisent que le coefficient de transfert (TF) des métaux du sol vers les plantes, à l'exception du Zn également, ne varie pas de façon linéaire avec les teneurs dans le sol.

Tableau I.7 : Teneurs en métaux lourds (mg/kg) dans les plantes de luzerne comparées au teneurs conventionnelles trouvées dans les tissus des plante et corrélation (r) avec les teneurs dans le sol (Assadian et al., 1998)

Métaux lourds	Max.	moyenne	r	teneurs conventionnelles
Zn	44,4	26,7	0,6	21 – 120
Cr	12	1,7	0,01	10% du sol
Ni	5,1	1,7	0,01	0,1 - 5,0
Pb	16,6	0,6	0,2	0,5 - 5,3
Co	0,5	0,04	- 0,3	0,02- 0,5
Cd	0,2	0,01	0,3	0,1 - 7,6

Par ailleurs, il est possible dans certains cas que les teneurs en métaux lourds dans les plantes irriguées par les EU dépassent les teneurs trouvées dans des plantes témoins ou les limites de certaines valeurs guides telles que signalées par Xiong et al. (2001) et Muchuweti et al. (2006).

4.2.5. Impact de l'irrigation par les EU sur la nappe phréatique

L'irrigation ou l'épandage des eaux usées sur des surfaces agricoles est l'une des techniques de recharge artificielle des nappes phréatiques couramment utilisée en région aride ou semi-aride (Asano et Cotruvo, 2004). Dans ce contexte, Ben Marzouk (2006), a constaté une remontée continue du niveau de la nappe phréatique suite à la pratique de l'irrigation par des eaux usées traitées dans la région d'El Hajeb en Tunisie. Au bout d'une dizaine d'année, cette remontée a atteint plus de 10 m. L'apport de l'irrigation à la recharge de la nappe est estimé à 0,1 Mm³/an ce qui correspond à 5% du volume des EUT réutilisées pour l'irrigation. Dans la même zone d'étude, Kallel et Bouzid (2002) ont constaté une augmentation de la salinité et de la concentration en éléments fertilisants (N et P) des eaux de la nappe suite à l'irrigation par les EUT.

Dans les périmètres dans l'irrigation est intense, Zekri et al., (1995) ont constaté trois effets, de l'irrigation par les EUT sur la nappe phréatique :

- une augmentation de la salinité qui a passé de 2,3 à 4 mS/cm après 20 ans d'irrigation
- une contamination microbiologique liée à la proximité de la nappe de la surface du sol
- une pollution par les métaux lourds

5. Conclusion

A travers leur composition chimique et biologique, les eaux usées constituent un mélange très complexe. Ainsi, même après traitement, ces eaux peuvent garder une pollution chimique et biologique résiduelle. Par ailleurs, les normes établies pour la réutilisation en irrigation de ces eaux, dans la plupart des cas, prennent en compte exclusivement les risques sanitaires et les impacts directs de cette pratique sur les exploitants et les consommateurs. Cependant, les exemples cités précédemment, montrent que la qualité physicochimique de ces effluents peut entraîner, à terme, la dégradation des sols irrigués et une accumulation d'éléments métalliques dans les sols et les plantes. Dans la région de El-Tarf, le périmètre d'El-Kala qui sera irrigué par des eaux usées issues de la station d'épuration de El-Kala-Sud. Ces eaux ont subi pendant une longue période un traitement partiel (lagunage aérée et décantation). Ainsi, après plus de 15 ans d'exploitation et en absence de suivi, l'impact sur les sols irrigués est peu connu. La présente étude a donc pour objet l'évaluation des effets de l'irrigation sur les sols et plus particulièrement sur la salinisation du sol et l'accumulation de métaux dans les sols et les plantes.