

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

Université Mentouri Constantine
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences de la Nature et de la Vie

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme
de Magistère en Ecologie et Environnement
Option : Ecologie végétale

N° d'ordre :.....
N° de série :.....

*Utilisation des eaux d'une station d'épuration
pour l'irrigation des essences forestières urbaines*

Présenté par :

DJEDDI Hamsa



Devant le jury :

Président : D. ALATOU, Pr. Université Mentouri, Constantine.
Promoteur : C. RAHMOUNE, Pr. Université Mentouri, Constantine.
Examineurs : A. TAHAR, Pr. Université Badji Mokhtar, Annaba.
M.H. BENDERRADJI, Pr. Université Mentouri, Constantine.

Année : 2006/2007

DEDICACES

Je dédie ce travail à :

Ma très chère mère qui m'a toujours apportée
son amour et son affection

Mon cher père, qui m'a toujours encouragée, conseillée et
soutenue dans mon travail

Ma très chère sœur

Mes très chers frères

Mon mari, qui m'a vraiment encouragée

Toute ma famille et belle famille

Mes camarades de la promo de post-graduation 2004/2006

Mes très chers amis

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé au laboratoire d'Ecotoxicologie et stress abiotique du Département des Sciences de la Nature et de la Vie de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie de l'Université Mentouri – Constantine.

Ma gratitude s'adresse à **Mr. Le professeur C. RAHMOUNE** pour son encadrement, son orientation, ses conseils et la disponibilité qu'il m'a témoignée pour me permettre de mener à bien ce travail.

Je tiens à exprimer mes vifs remerciements à

Mr Alatou D. Professeur à l'Université Mentouri - Constantine qui a accepté de présider le jury de soutenance, pour tout ce qu'il a pu m'apprendre ; qu'il trouve ici l'expression de ma profonde et sincère reconnaissance.

Mr le Professeur A. TAHAR pour m'avoir fait l'honneur d'accepter de juger ce travail, pour son aide et ses précieux conseils ; qu'il trouve ici ma plus profonde gratitude.

Mr le Professeur M.E BENDERRADJI pour avoir accepté d'examiner et de juger ce travail, pour tout ce qu'il a pu m'apprendre, sans son honorable présence il m'aurait été difficile de mener à bien ce travail ; qu'il trouve ici l'expression de ma grande reconnaissance.

Je tiens aussi à remercier : Le directeur de la station d'épuration Ibn Ziad, pour m'avoir accordée l'accès à la station d'épuration, ainsi que toute l'équipe de la station.

Enfin, je remercie tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin dans l'élaboration de ce travail.

Sommaire

Première partie : Synthèse bibliographique.

Introduction	1
Chapitre 1 : Généralités sur les eaux usées	
1.1. Définition des eaux usées.....	3
1.1.1. Les eaux usées domestiques.....	3
1.1.2. Les eaux usées urbaines	3
1.1.3. Les eaux usées industrielles.....	4
1.2. Origine des eaux usées.....	4
1.3. Les déversements d'eaux usées dans le milieu naturel.....	5
1.3.1. La nécessité de l'épuration.....	5
1.4. Composition des eaux usées.....	6
1.4.1. Les matières en suspension.....	7
1.4.2. Les micropolluants organiques et non organiques.....	7
1.4.3. Les substances nutritives.....	8
1.4.4. Qualité microbiologique.....	8
1.5. Traitements des eaux usées.....	10
1.5.1. Le traitement préliminaire.....	14
1.5.2. Le traitement primaire.....	15
1.5.3. Le traitement secondaire.....	15
1.6. Analyse de la qualité des eaux après traitement.....	21
1.6.1. Les paramètres physico-chimiques.....	21
1.6.2. Les paramètres microbiologiques	23
1.7. Les principales voies de réutilisation des eaux usées.....	24
1.7.1. La réutilisation industrielle.....	25
1.7.2. La réutilisation en zone urbaine.....	26
1.7.3. La production d'eau potable.....	26
1.7.4. La recharge de nappe.....	27
1.7.5. La réutilisation agricole.....	28
Chapitre2 : Evaluation de la qualité de l'eau usée traitée pour l'irrigation	
2.1. Critères de qualité des eaux usées pour l'irrigation.....	36
2.1.1. Salinité.....	38
2.1.2. Salinisation.....	38
2.1.3. Alcalinité	39
2.1.4. Sodisation.....	39
2.1.5. Les fertilisants dans les eaux usées traitées	40
2.2. Les risques liés à la réutilisation agricole des eaux épurées.....	45
2.2.1. Le risque microbiologique.....	45
2.2.2. Le risque chimique.....	47
2.3. Les différentes réglementations dans le monde.....	56
2.3.1. Les références : les recommandations de l'OMS et de l'USEPA.....	56
2.3.1.1. Le point de vue de l'OMS.....	56
2.3.1.2. Le point de vue de l'USEPA.....	56
2.3.3. La législation Algérienne.....	57

Chapitre 3 : La foresterie urbaine

3.1. Définition	59
3.2. L'importance des forêts urbaines.....	59
3.2.1. Bienfaits tangibles.....	59
3.2.2. Services environnementaux.....	60
3.2.3. Bienfaits sociaux.....	63
3.3. Les conditions de l'arbre dans la ville	65
3.3.1. Principaux facteurs.....	66
3.3.2. Besoin de la gestion future.....	67
3.4. Menaces aux forêts urbaines.....	69
3.5. Paramètres biochimiques.....	69
3.5.1. Chlorophylle.....	69
3.5.2. La proline.....	73
3.5.3. Accumulation des sucres solubles sous stress.....	75

Deuxième partie : zone d'étude et matériels et méthodes

Chapitre 4 : présentation de la station d'épuration d'Ibn Ziad

4.1. Localisation de la station d'épuration de IBN ZIAD.....	76
4.2. Capacité du traitement des eaux usées.....	77
4.3. Qualité des eaux usées brutes.....	77
4.4. La qualité de l'effluent traité.....	78
4.5. Traitement.....	78
4.5.1. Prétraitement.....	79
4.5.2. Traitement secondaire (biologique)	81
4.5.3. Traitement tertiaire	84

Chapitre 5 : Matériels et méthodes

5.1. Site expérimental.....	85
5.2. Matériel végétal.....	85
5.2.1. Faux poivrier (<i>Schinus molle</i>)	85
5.2.2. <i>Acacia cyanophylla</i>	87
5.2.3. <i>L'Eucalyptus gomphocephala</i>	88
5.3. L'eau.....	90
5.4. Méthodes et mesures.....	91
5.4.1. Méthodes d'analyse d'eau.....	91
5.5. Méthodes d'analyses physico-chimiques du sol.....	91
5.6. Paramètres étudiés.....	94
5.6.1. Paramètres morphologiques.....	94
5.6.2. Paramètres biochimiques.....	95
5.7. Analyse statistique	96

Troisième partie : Résultats et discussion

Chapitre 6 : Résultats et discussion

6.1. Paramètres physico -chimiques des eaux.....	97
6.1.1. Température	97
6.1.2. pH.....	98
6.1.3. Conductivité électrique	98
6.1.4. Turbidité	100
6.1.5. Matières en suspensions	101
6.1.6. Demande biochimique en oxygène	102

6.1.7. Azote.....	102
6.1.8. Phosphate	105
6.2. Les paramètres physico-chimiques des sols	107
6.2.1. Le sol brute.....	107
6.2.2. Incidence sur la composition chimique du sol.....	107
6.3. Action des eaux usées sur les caractéristiques morphologiques des plants	111
6.3.1. Longueur moyenne des plants avant traitements.....	112
6.3.2. Longueur moyenne des plants après les traitements.....	112
6.3.3. Longueurs moyenne des racines.....	116
6.3.4. Nombre des feuilles.....	117
6.3.5. Surface foliaire.....	119
6.4. Action des eaux usées sur les caractéristiques pondérales des plants.....	121
6.4.1. Poids frais de la partie aérienne	121
6.4.2. Poids frais de la partie racinaire.....	122
6.4.3. Poids sec de la partie aérienne.....	123
6.4.4. Poids sec de la partie racinaire	123
6.5. Action des eaux usées sur les paramètres biochimiques.....	124
6.5.1. Accumulation des sucres solubles.....	124
6.5.2. Accumulation de la proline.....	126
6.5.3. Teneur en chlorophylles.....	129
 Chapitre 7 : Conclusions et perspectives.....	 133
 Chapitre 8 : Références bibliographiques.....	 136

Liste des tableaux

- Tableau 1 :** Composants majeurs typique d'eau usée domestique.
- Tableau 2 :** Les virus dans les eaux usées.
- Tableau 3 :** Les bactéries pathogènes dans les eaux usées.
- Tableau 4 :** Les parasites pathogènes dans les eaux usées.
- Tableau 5 :** Élimination des pathogènes par les différents traitements.
- Tableau 6 :** Normes de rejet d'une station d'épuration : concentrations maximales autorisées en DBO₅, DCO et MES.
- Tableau 7 :** Normes de rejet d'une station d'épuration : concentrations maximale autorisées en azote et phosphore.
- Tableau 8 :** Eaux usées urbaines, quelques valeurs numériques.
- Tableau 9 :** Synthèse des normes actuellement en application.
- Tableau 10 :** Évaluation du risque (acceptable ou non) en fonction des traitements et des usages.
- Tableau 11 :** Pays ayant des ressources en eau inférieures à 500 m³/habitant par an.
- Tableau 12 :** Volumes d'eaux usées rejetées en Algérie.
- Tableau 13 :** Nombre de station d'épuration.
- Tableau 14 :** Pays du Proche Orient utilisant les plus grandes quantités d'eau usée traitée.
- Tableau 15 :** Directives pour l'interprétation de la qualité de l'eau pour l'irrigation.
- Tableau 16 :** Les paramètres utilisés pour l'évaluation des eaux usées en agriculture.
- Tableau 17 :** Apport de nutriments pour diverses quantités d'eau d'irrigation appliquées.
- Tableau 18 :** Potentiel de fertilisation par l'eau usée.
- Tableau 19 :** Charge maximum en éléments traces permise sur les terres agricoles en kg/ha.an.
- Tableau 20 :** La réglementation algérienne.
- Tableau 21 :** Conditions de site communes aux environnements urbains et qualités correspondantes des arbres à y planter.
- Tableau 22 :** Plantations d'arbres à objectifs multiples: caractéristiques principales à considérer.
- Tableau 23 :** Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées
- Tableau 24 :** Classe de qualité de salure de l'eau d'irrigation.
- Tableau 25 :** Evaluation des eaux d'irrigation.
- Tableau 26 :** Caractéristiques chimiques et granulométriques du sol.
- Tableau 27 :** granulométrie du sol.
- Tableau 28 :** Répartition des différents types de texture en fonction des classes de textures.
- Tableau 29 :** Résultats des analyses chimiques des sols.
- Tableau 30 :** Classe de salinité en fonction de la conductivité électrique de l'extrait de patte saturée et de la somme des anions.
- Tableau 31 :** classes d'appréciation de la matière organique du sol- p. mille de terre sèche.
- Tableau 32 :** Classement des sols selon leur teneur en anhydride phosphorique (P₂O₅ p.mille).
- Tableau 33 :** Longueur initiale.
- Tableau 34 :** Longueur finale.
- Tableau 35 :** longueur des racines.
- Tableau 36 :** Nombre des feuilles.
- Tableau 37 :** Surface foliaire.
- Tableau 38 :** Poids frais de la partie aérienne.
- Tableau 39 :** Poids sec de la partie aérienne.

- Tableau 40** : Poids frais de la partie racinaire.
Tableau 41 : Poids sec de la partie racinaire.
Tableau 42 : Teneurs en sucres solubles ($\mu\text{g/g}$ MF).
Tableau 43 : Teneurs en proline
Tableau 44 : Teneurs moyennes en chlorophylle (a+b) en $\mu\text{g/g}$ MF.

Listes des photos

- Photo 1** : Conduite principale des eaux usées qui alimentes la station d'épuration d'IBN ZIAD.
Photo 2 : Vue des trois entrés de l'eau usée au criblage grossier, avec des ouverture manuelle (1, 2,3).
Photo 3 : vue d'ensemble sur la séparation du sable et de la graisse.
Photo 4 : Bassins d'aération.
Photo 5 : Décanteurs secondaires.
Photo 6 : Vue des trois pompes à vis.
Photo 7 : Bassins d'assainissement des boues activées.
Photo 8 : Lits de séchage.
Photos 9 : Faux poivrier (*Schinus molle*).
Photos 10 : *Acacia cyanophylla*.
Photos 11 : *Eucalyptus gomphocephala*.
Photos 12: Les plants d'*Acacia cyanophylla* après les traitements.
Photos 13 : Les plants de *Schinus molle* après les traitements.
Photos 14 : Les plants d'*Eucalyptus gomphocephala* après les traitements.

Liste des figures

- Figure 1 :** Nature de la pollution des eaux.
- Figure 2 :** La réutilisation des eaux usées épurées.
- Figure 3:** Répartition par secteur et localisation des expériences mondiales les plus importantes en réutilisation des eaux résiduaires urbaines.
- Figure 4:** Principales filières de traitement pour la réutilisation agricole des eaux résiduaires urbaines.
- Figure 5 :** Classification des métaux en fonction de leur dangerosité et de leur intérêt agronomique.
- Figure 6 :** Comparaison schématique de la croissance de l'arbre dans deux milieux.
- Figure 7 :** Structure classique de la chlorophylle a, b et d.
- Figure 8 :** Structure classique de la chlorophylle c1 et c2.
- Figure 9 :** Spectre d'absorption.
- Figure 10 :** Interconnexion des voies de biosynthèse de la chlorophylle et de la proline.
- Figure 11 :** Localisation de la station d'épuration.
- Figure 12 :** Variation des longueurs moyennes des plants d'*Acacia cyanophylla* en fonction des différents traitements.
- Figure 13 :** Variation des longueurs moyennes des plants de *Schinus molle* en fonction des différents traitements.
- Figure 14 :** Variation des longueurs moyennes des plants d'*Eucalyptus gomphocephala* en fonction des différents traitements.
- Figure 15:** Variation de la longueur des racines en fonction des traitements.
- Figure 16 :** Variation de nombre des feuilles en fonction des traitements.
- Figure 17 :** Variation de la surface foliaire en fonction des traitements.
- Figure 18:** Variation du poids frais de la partie aérienne en fonction des traitements.
- Figure 19:** Variation du poids sec de la partie aérienne en fonction des traitements.
- Figure 20:** Variation du poids frais racinaire en fonction des traitements.
- Figure 21:** variation du poids sec racinaire en fonction des traitements.
- Figure 22:** Variation des teneurs en sucres solubles selon les traitements.
- Figure 23:** Variation des teneurs en proline selon les traitements.
- Figure 24:** Teneurs en chlorophylle chez l'*Acacia cyanophylla*.
- Figure 25:** Teneurs en chlorophylle chez *Schinus molle*.
- Figure 26:** Teneurs en chlorophylle chez l'*Eucalyptus gomphocephala*.

Liste des abréviations

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène pendant 5 jours.
DCO : Demande chimique en oxygène.
EB: Plants irrigués avec l'eau usée brute.
ET : Plants irrigués avec l'eau usée traitée.
FAO: Food and Agriculture Organisation.
FTU: Formazine Turbidity Unit.
JTU: Jackson Turbidity Unit.
K: Potassium.
Métaux:
-**Cd**: Cadmium.
-**Cu**: Cuivre.
-**Cr**: Chrome.
-**Pb**: Plomb.
-**Hg**: Mercure.
-**Ni**: Nickel.
-**Zn**: Zinc.
MES: Matières en Suspensions.
MO: Matière organique.
N: Azote.
NGL: Azote total.
NTK: Azote kjeldhal.
NH₄⁺: Azote ammoniacal.
NO₂⁻: Nitrite.
NO₃⁻: Nitrate.
NTU: Nephelometric Turbidity Unit.
OMS : Organisation Mondiale de Santé.
P: Phosphore.
PT: Phosphore total.
REUE: Réutilisation des eaux usées épurées.
SAR: Taux d'adsorption de Sodium (Sodium Adsorption Ratio).
USEPA: United States Environmental Protection Agency.
Lg t: Longueur des tiges.
Lg r: Longueur des racines.
Nbr F: Nombre de feuilles.
Surf f : Surface foliaire.
PF pa : Poids frais des la partie aérienne.
PS pa : Poids sec des la partie aérienne.
PF r: Poids frais de la partie racinaire.
PS r: Poids sec de la partie racinaire.
Scr: Sucres solubles.
Prl: Proline.
Chl: Chlorophylle (a+b).

Introduction

L'eau est une denrée de plus en plus rare en Algérie et de moins en moins renouvelable. Elle fait actuellement l'objet d'une exploitation concurrentielle entre les besoins de la population, ceux de l'agriculture et de l'industrie qui se disputent une disponibilité limitée.

La pollution des eaux de surface et souterraines est possible par les rejets d'eaux usées tant domestiques qu'industrielles ainsi que par l'utilisation d'engrais et de pesticides en agriculture. La pollution risque de constituer, à court terme, un risque de pénurie d'eau accentué imposant la nécessité de protéger cette ressource contre toute altération et utilisation irrationnelle.

L'intérêt porté par les pouvoirs publics algériens au traitement des eaux usées s'est manifesté par l'allocation de crédits importants à la réalisation de stations d'épurations qui sont en nombre d'une centaine déjà réalisées ou en voie de réalisation.

Seulement, ces réalisations n'ont pas été suffisantes pour atteindre l'objectif de protéger l'environnement d'une manière générale et les ressources hydriques en particulier : (Niveau de pollution alarmant des cours d'eau, tels que Hamiz, Rhumel, Seybouse, eutrophisation de Hammam Grouz et pollution des réserves souterraines par les nitrates et les métaux lourds). La politique de valorisation des eaux usées est nécessaire d'autant plus que celles ci une fois traitées, pourraient constituer une source non négligeable pouvant participer à la réduction du déficit du bilan hydrique par sa valorisation en irrigation.

On reconnaît de plus en plus l'intérêt des espaces verts en milieu urbain et périurbain pour la protection de l'environnement, le cadre de vie, les activités de loisir et la production. Les villes qui souhaitent accroître leurs plantations de forêts, d'espaces verts ou d'arbres d'agrément en zone urbaine ou en périphérie mais qui ne veulent pas gaspiller leurs maigres ressources d'eau douce pour l'irrigation pourraient recycler les eaux usées à cette fin.

Cette réutilisation n'est pas banale. En effet, ces eaux véhiculent des pollutions qui posent des problèmes de santé publique, de conservation des sols et de protection de l'environnement, qui ne doivent être ni exagérés ni sous-estimés.

Ces problèmes doivent être traités avec précaution par :

- Le contrôle de la qualité de l'eau traitée ;
- L'évolution de l'impact sur l'environnement;
- La prévision des conséquences de l'utilisation des eaux usées sur la santé de l'homme.

Dans ce contexte, notre étude s'intéressera particulièrement à l'effet de l'utilisation des eaux usées de la station d'épuration d'Ibn Ziad, brute et traitée sur le comportement éco-physiologique d'essences forestières urbaines. L'évaluation de cet impact nécessite entre autre, la connaissance de la qualité de l'eau usée brute et traitée par des analyses physico-chimiques.

Cette contribution a pour objectif :

- d'améliorer l'état des arbres en ville ;
- d'apprécier la qualité des eaux épurées réutilisées pour l'irrigation ;
- de mettre en évidence l'impact des eaux usées sur les différentes composantes de l'environnement : sol et végétaux, en particulier les essences forestières urbaines.

Généralités sur les eaux usées

1.1. Définition des eaux usées

Ramade (2000) définit les eaux usées comme étant des eaux ayant été utilisées pour des usages domestiques, industriels ou même agricole, constituant donc un effluent pollué et qui sont rejetées dans un émissaire d'égout.

Les eaux usées regroupent les eaux usées domestiques (les eaux vannes et les eaux ménagères), les eaux de ruissellement et les effluents industriels (eaux usées des usines). (Baumont *et al.*, 2004).

1.1.1. Les eaux usées domestiques

Les eaux usées domestiques comprennent les eaux ménagères (eaux de toilette, de lessive, de cuisine) et les eaux vannes (urines et matières fécales), dans le système dit « tout-à-l'égout » (Baumont *et al.*, 2004).

Les eaux usées domestiques contiennent des matières minérales et des matières organiques. Les matières minérales (chlorures, phosphates, sulfates, etc.) et les matières organiques constituées de composés ternaires, tels que les sucres et les graisses (formés de carbone, oxygène et hydrogène, mais aussi d'azote et, dans certains cas, d'autres corps tels que soufre, phosphore, fer, etc.) (Vaillant, 1974).

1.1.2. Les eaux usées urbaines

Les eaux usées urbaines comprennent les eaux usées domestiques et les eaux de ruissellement (eaux pluviales, eaux d'arrosage des voies publiques, eaux de lavage des caniveaux, des marchés et des cours)

Les eaux qui ruissellent sur les toitures, les cours, les jardins, les espaces verts, les voies publiques et les marchés entraînent toutes sortes de déchets minéraux et organiques : de la terre, des limons, des boues, des silts, des sables, des déchets végétaux (herbes, pailles, feuilles, graines, etc.) et toutes sortes de micropolluants (hydrocarbures, pesticides venant des jardins, détergents utilisés pour le lavage des cours, des voies publiques, des automobiles, débris microscopique de caoutchouc venant de l'usure des pneumatiques des véhicules .

Plomb venant du plomb tétra éthyle contenu dans l'essence, retombées diverses de l'atmosphère, provenant notamment des cheminées domestiques et des cheminées d'usines (Desjardins, 1997).

1.1.3. Les eaux usées industrielles

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels. Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activités artisanales ou commerciales : blanchisserie, restaurant, laboratoire d'analyses médicales, etc.

La variété des eaux usées industrielles est très grande. Certains de ces eaux sont toxiques pour la flore et la faune aquatiques, ou pour l'homme. Il faut bien distinguer les eaux résiduaires et les liquides résiduaires de certaines industries.

Les eaux résiduaires sont celles qui ont été utilisées dans des circuits de réfrigération, qui ont servi à nettoyer ou laver des appareils, des machines, des installations, des matières premières ou des produits d'une usine, ou qui ont servi à retenir des poussières de fumées ; elles peuvent contenir des substances chimiques utilisées au cours des fabrications. Les liquides résiduaires sont des liquides résultant des fabrications ; c'est le cas des solutions de produits chimiques, des solutions de sous-produits, c'est le cas des liquides acides provenant de la vidange des cuves de décapage des métaux (Edline, 1979).

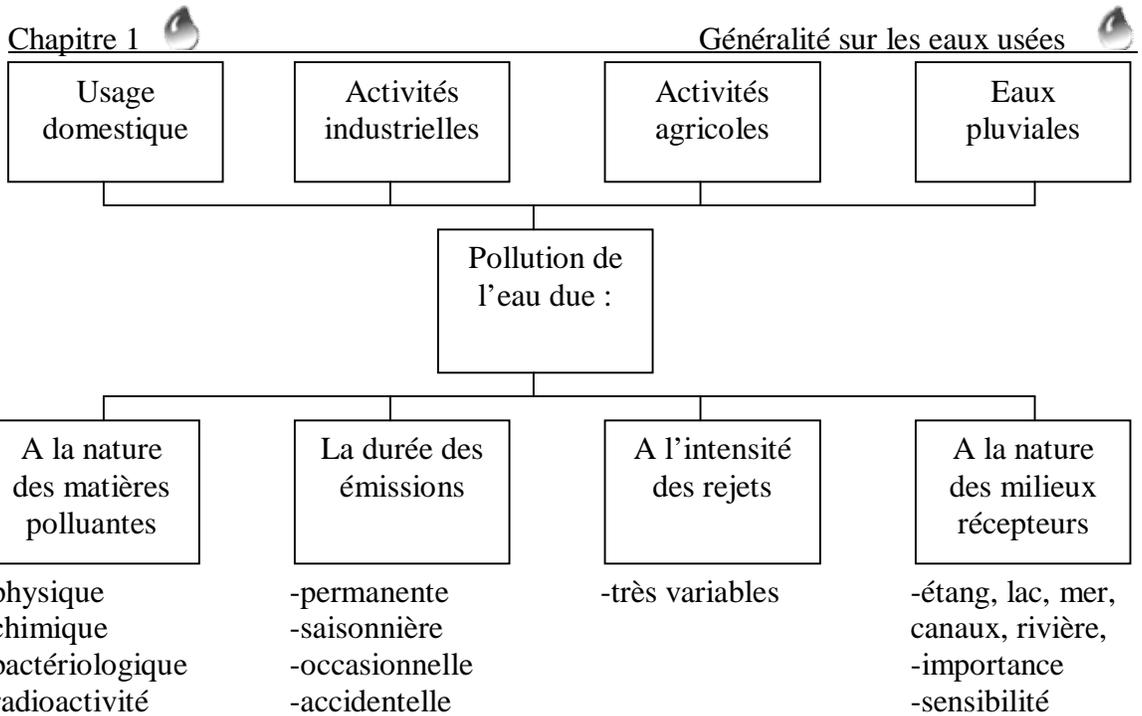
Selon Baumont *et al.*, (2004), les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement :

- ils sont directement rejetés dans le réseau domestique ;
- ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique ;
- ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel.

1.2. Origine des eaux usées

Selon Eckenfelder, (1982), les eaux usées proviennent de quatre sources principales :

- 1- Les eaux usées domestiques ;
- 2- Les eaux usées industrielles ;
- 3- Les eaux de pluie et de ruissellement dans les villes ;
- 4- Le ruissellement dans les zones agricoles.



(Source : Direction de l'environnement, 1990).

Figure 1 : Nature de la pollution des eaux.

1.3. Les déversements d'eaux usées dans le milieu naturel

Le rejet direct des eaux usées domestiques dans le milieu naturel perturbe l'équilibre aquatique en transformant les rivières en égouts à ciel ouvert. Cette pollution peut aller jusqu'à la disparition de toute vie. Il faut retirer des eaux usées un maximum de déchets, avant de les rejeter dans l'environnement, pour que leur incidence sur la qualité de l'eau, en tant que milieu naturel aquatique, soit la plus faible possible (Chellé et *al.*, 2005).

Quant les eaux usées ou les eaux résiduaires industrielles ne sont pas épurées avant rejet dans le milieu naturel, l'altération de ce dernier et les déséquilibres qui s'y produisent ont non seulement des effets immédiats sur les utilisations de l'eau, mais aussi des effets à long terme, parfois irréversibles dans le domaine de la vie humaine (Vaillant, 1974).

1.3.1. La nécessité de l'épuration

Ce qui précède démontre la nécessité de l'épuration des eaux usées et des eaux résiduaires industrielles. Les caractéristiques d'une station d'épuration et le degré de traitement doivent être tels que l'effluent n'altère pas l'état du milieu récepteur dans une mesure incompatible avec les exigences de l'hygiène et de la salubrité publique et, d'une façon générale, avec les exigences des diverses utilisations ou activités (alimentation en eau des hommes et des animaux, utilisation agricole ou industrielles, production piscicole ou production de coquillages, navigation, baignades et autres activités sportives) (Xanthoulis, 1993).

1.4. Composition des eaux usées

La composition des eaux usées (Tableau 1), est extrêmement variable en fonction de leur origine (industrielle, domestique, etc.).

Tableau 1: Composants majeurs typique d'eau usée domestique

Constituants	Concentration (mg/l)		
	Fort	Moyen	Faible
Solides totaux	1200	700	350
Solides dissous (TDS) ¹	850	500	250
Solides suspendus	350	200	100
Azote (en N)	85	40	20
Phosphore (en P)	20	10	6
Chlore ¹	100	50	30
Alcalinité (en CaCO ₃)	200	100	50
Graisses	150	100	50
DBO ₅ ²	300	200	100

¹ que les montants de TDS et les chlorures devraient être augmentés par les concentrations de ces composants dans l'eau issue des voitures.

² DBO₅ est la demande biochimique en oxygène à 20°C pendant 5 jours, c'est une mesure de la matière organique biodégradable dans les eaux usées. (Source: Faby, 1997).

Selon Faby, (1997), elle dépend :

- de l'activité humaine (eaux ménagères et eaux vannes),
- de la composition des eaux d'alimentation en eau potable et, accessoirement, de la nature des matériaux entrant dans la constitution des canalisations d'eau, pour les composés chimiques,
- de la nature et de la quantité des effluents industriels éventuellement rejetés dans le réseau urbain.

Elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les micro-organismes, les matières en suspension, les éléments traces minéraux ou organiques, et les substances nutritives (Baumont et *al.*, 2004).

1.4.1. Les matières en suspension (MES)

Les matières en suspension sont en majeure partie de nature biodégradable. La plus grande part des microorganismes pathogènes contenus dans les eaux usées est transportée par les MES. Elles donnent également à l'eau une apparence trouble, un mauvais goût et une mauvaise odeur. Cependant, elles peuvent avoir un intérêt pour l'irrigation des cultures (Faby, 1997).

1.4.2. Les micropolluants organiques et non organiques

Les micropolluants sont des éléments présents en quantité infinitésimale dans les eaux usées.

La voie de contamination principale, dans le cas d'une réutilisation des eaux usées épurées, est l'ingestion. C'est la contamination par voie indirecte qui est généralement préoccupante.

Ainsi, certains micropolluants, comme les métaux lourds ou les pesticides, peuvent s'accumuler dans les tissus des êtres vivants, et notamment dans les plantes cultivées. Il peut donc y avoir une contamination de la chaîne alimentaire et une concentration de ces polluants dans les organismes. (Baumont *et al.*, 2004).

1.4.2.1. Eléments traces

Les métaux lourds que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux ; les plus abondants (de l'ordre de quelques $\mu\text{g/l}$) sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb.

Les autres métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.) sont présents à l'état de traces.

Leur origine est multiple : ils proviennent « des produits consommés au sens large par la population, de la corrosion des matériaux des réseaux de distribution d'eau et d'assainissement, des eaux pluviales dans le cas de réseau unitaire, des activités de service (santé, automobile) et éventuellement de rejets industriels » (Cauchi, 1996).

Certains éléments traces, peu nombreux, sont reconnus nécessaires, en très faibles quantités, au développement des végétaux : le bore, le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre et le molybdène. L'irrigation, à partir d'eaux usées, va apporter ces éléments (Faby, 1997).

1.4.2.2. Les micropolluants organiques

Les micropolluants d'origine organique sont extrêmement nombreux et variés, ce qui rend difficile l'appréciation de leur dangerosité. Ils proviennent de l'utilisation domestique de détergents, pesticides, solvants, et également des eaux pluviales : eaux de ruissellement sur les terres agricoles, sur le réseau routier, etc.

Ils peuvent aussi provenir de rejets industriels quand ceux-ci sont déversés dans les égouts ou même des traitements de désinfections des effluents par le chlore (haloformes) (Xanthoulis, 1993).

Les principales familles de la chimie organique de synthèse sont représentées : hydrocarbures polycycliques aromatiques, chlorophénols, phtalates... avec une concentration de l'ordre de 1 à 10µg/l dans les effluents.

Dans le sol, ces micropolluants restent liés à la matière organique ou adsorbés sur les particules du sol. Cependant, quelques composés ioniques (pesticides organochlorés, solvants chlorés) peuvent être entraînés en profondeur.

Il semble que les plantes soient susceptibles d'absorber certains composés organiques, mais il existe peu de données disponibles à ce sujet. Les PCB, quant à eux, restent fixés à 97 % dans les racines.

En raison de la faible solubilité de ces éléments organiques, on les retrouvera concentrés dans les boues et c'est surtout lors de l'épandage de ces dernières que leurs teneurs devront être contrôlées (Faby, 1997).

Les pesticides sont les éléments traces les plus surveillés, et une étude d'impact et de métabolisme est obligatoire avant leur mise sur le marché. Par contre, le danger représenté par tous les autres polluants organiques est encore mal apprécié actuellement. Les contrôles de routine ne permettent pas de repérer toutes les toxines.

Par ailleurs, on ne connaît rien de la toxicité des mélanges complexes qui peuvent se former par réaction entre les différents contaminants (Baumont et *al.*, 2004).

1.4.3. Les substances nutritives

L'azote, le phosphore, le potassium, et les oligo-éléments, le zinc, le bore et le soufre, indispensables à la vie des végétaux, se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables par rapport aux besoins de la végétation, dans les eaux usées épurées ou non. D'une façon générale, une lame d'eau résiduaire de 100 mm peut apporter à l'hectare :

- de 16 à 62 kg d'azote,
- de 2 à 69 kg de potassium,
- de 4 à 24 kg de phosphore,
- de 18 à 208 kg de calcium,
- de 9 à 100 kg de magnésium,
- de 27 à 182 kg de sodium (Faby, 1997).

1.4.3.1. L'azote

L'azote se trouve dans l'eau usée sous forme organique ou ammoniacale dissoute. Il est souvent oxydé pour éviter une consommation d'oxygène (O_2) dans la nature et un risque de toxicité par l'ammoniaque gazeux dissous (NH_3), en équilibre avec l'ion ammoniac (NH_4^+) (Martin, 1979).

La nitrification est une transformation chimique de l'azote organique par l'intermédiaire de bactéries et passe par les étapes :

- N organique à NH_4^+ : ammonification
- NH_4^+ à NO_2^- : nitritation par *Nitrosomonas*
- NO_2^- à NO_3^- : nitratisation par *Nitrobacter* (Chellé et al., 2005).

1.4.3.2. Le phosphore

La concentration en phosphore dans les effluents secondaires varie de 6 à 15 mg/l (soit 15 à 35 mg/l en P_2O_5). Cette quantité est en général trop faible pour modifier le rendement (FAO, 2003). Mais s'il y a excès, il est pour l'essentiel retenu dans le sol par des réactions d'adsorption et de précipitation; cette rétention est d'autant plus effective que le sol contient des oxydes de fer, d'aluminium ou du calcium en quantités importantes. On ne rencontre pas en général de problèmes liés à un excès de phosphore (Asano, 1998).

1.4.3.3. Le potassium (K^+)

Le potassium est présent dans les effluents secondaires à hauteur de 10 à 30 mg/l (12 à 36 mg/l de K_2O) et permet donc de répondre partiellement aux besoins (Faby, 1997). Il faut noter cependant que, s'il existe, un excès de fertilisation potassique conduit à une fixation éventuelle du potassium à un état très difficilement échangeable, à une augmentation des pertes par drainage en sols légers, à une consommation de luxe pour les récoltes (FAO, 2002).

1.4.3.4. Chlore et sodium

Leur origine est :

- Naturelle (mer : 27g/l NaCl, et terrains salés)
- humaine (10à 15g/l NaCl dans les urines/j).
- industrielle (potasse, industrie pétrolière, galvanoplastie, agroalimentaire) (Gaujous, 1995).

Les chlorures et le sodium peuvent également poser problème, notamment en bord de mer, quand les réseaux d'égout drainent des eaux phréatiques saumâtres (Faby, 1997).

1.4.4. Qualité microbiologique

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes (Baumont *et al.*, 2004).

1.4.4.1. Les virus

Ce sont des organismes infectieux de très petite taille (10 à 350 nm) qui se reproduisent en infectant un organisme hôte.

Les virus ne sont pas naturellement présents dans l'intestin, contrairement aux bactéries (tableau 2). Ils sont présents soit intentionnellement (après une vaccination contre la poliomyélite, par exemple), soit chez un individu infecté accidentellement. L'infection se produit par l'ingestion dans la majorité des cas, sauf pour le Coronavirus où elle peut aussi avoir lieu par inhalation (CSHPF, 1995).

On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10^3 et 10^4 particules par litre. Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées sont difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous estimation de leur nombre réel.

Les virus entériques sont ceux qui se multiplient dans le trajet intestinal ; parmi les virus entériques humains les plus importants, il faut citer les entérovirus (exemple : polio), les rotavirus, les retrovirus, les adénovirus et le virus de l'Hépatite A (Asano, 1998).

Tableau 2 : Les virus dans les eaux usées

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principales
Virus de l'hépatite A	Hépatite A		Ingestion
Virus de l'hépatite E	Hépatite E		Ingestion
Rotavirus	Vomissement, diarrhée	400 à 85 000	Ingestion
Virus de Norwalk	Vomissement, diarrhée		Ingestion
Adénovirus	Maladie respiratoire, conjonctivite, vomissement, diarrhée		Ingestion
Astrovirus	Vomissement, diarrhée		Ingestion
Calicivirus	Vomissement, diarrhée		Ingestion
Coronavirus	Vomissement, diarrhée		Ingestion / inhalation
Réovirus	Affection respiratoire bénigne et diarrhée		Ingestion
Entérovirus :			
Poliovirus	Paralyse, méningite, fièvre	182 à 492 000	Ingestion
Coxsackie A	Méningite, fièvre, pharyngite, maladie respiratoire		Ingestion
Coxsackie B	Myocardite, anomalie congénitale du cœur (si contamination pendant la grossesse), éruption cutanée, fièvre, méningite, maladie respiratoire		Ingestion
Echovirus	Méningite, encéphalite, maladie respiratoire, rash, diarrhée, fièvre		Ingestion
Entérovirus 68-71	Méningite, encéphalite, maladie respiratoire, conjonctivite hémorragique aiguë, fièvre.		Ingestion

Source : adapté d'Asano (1998) et du site Internet du ministère de la Santé du Canada (www.hc-sc.gc.ca)

1.4.4.2. Les bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau (tableau 3). Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 μm . La quantité moyenne de bactéries dans les fèces est d'environ 10^{12} bactéries/g (Asano, 1998).

Les eaux usées urbaines contiennent environ 10^6 à 10^7 bactéries/100 ml dont 10^5 proteus et entérobactéries, 10^3 à 10^4 streptocoques et 10^2 à 10^3 clostridium.

Parmi les plus communément rencontrées, on trouve les salmonellas dont on connaît plusieurs centaines de sérotypes différents, dont ceux responsables de la typhoïde, des paratyphoïdes et des troubles intestinaux. Des germes témoins de contamination fécale sont communément utilisés pour contrôler la qualité relative d'une eau ce sont les coliformes thermotolérants (Faby, 1997).

Tableau 3 : Les bactéries pathogènes dans les eaux usées

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principales
<i>Salmonella</i>	Typhoïde, paratyphoïde, salmonellose	23 à 80 000	Ingestion
<i>Shigella</i>	Dysenterie bacillaire	10 à 10 000	Ingestion
<i>E. coli</i>	Gastro-entérite		Ingestion
<i>Yersinia</i>	Gastro-entérite		Ingestion
<i>Campylobacter</i>	Gastro-entérite	37 000	Ingestion
<i>Vibrio</i>	Choléra	100 à 100 000	Ingestion
<i>Leptospira</i>	Leptospirose		Cutanée/Inhalation/Ingestion
<i>Legionella</i>	Légionellose		Inhalation
<i>Mycobacterium</i>	Tuberculose		Inhalation

Source : adapté d'Asano (1998) et du site Internet du ministère de la Santé du Canada (www.hc-sc.gc.ca).

1.4.4.3. Les protozoaires

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites, c'est-à-dire qu'ils se développent aux dépens de leur hôte.

Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistance, appelée kyste. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées (Baumont *et al*, 2004). Parmi les protozoaires les plus importants du point de vue sanitaire, il faut citer *Entamoeba histolytica*, responsable de la dysenterie amibienne et *Giardia lamblia* (Asano, 1998).

1.4.4.4. Les helminthes

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites. La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 10 à 10³œufs/l. Il faut citer, notamment, *Ascaris lumbricades*, *Oxyuris vermicularis*, *Trichuris trichuria*, *Taenia saginata* (CSHPF, 1995).

Beaucoup de ces helminthes ont des cycles de vie complexes comprenant un passage obligé par un hôte intermédiaire. Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, ce sont les œufs. (Faby, 1997). Les œufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées (Baumont *et al.*, 2004).

Tableau 4 : Les parasites pathogènes dans les eaux usées

Organisme	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre	Voies de contamination principales
Protozoaires			
<i>Entamoeba histolytica</i>	Dysenterie amibienne	4	Ingestion
<i>Giardia lamblia</i>	Diarrhée, malabsorption	125 à 100 000	Ingestion
<i>Balantidium coli</i>	Diarrhée bénigne, ulcère du colon	28-52	Ingestion
<i>Cryptosporidium</i>	Diarrhée	0,3 à 122	Ingestion
<i>Toxoplasma gondii</i>	Toxoplasmose : ganglions, faible fièvre		Inhalation / Ingestion
<i>Cyclospora</i>	Diarrhée, légère fièvre, perte de poids		Ingestion
<i>Microsporidium</i>	Diarrhée		Ingestion
Helminthes			
<i>Ascaris</i>	Ascariase : diarrhée, troubles nerveux	5 à 111	Ingestion
<i>Ancylostoma</i>	Anémie	6 à 188	Ingestion / Cutanée
<i>Necator</i>	Anémie		Cutanée
<i>Taenia</i>	Diarrhée, douleurs musculaires		Ingestion de viande mal cuite
<i>Trichuris</i>	Diarrhée, douleur abdominale	10 à 41	Ingestion
<i>Toxocora</i>	Fièvre, douleur abdominale		Ingestion
<i>Strongyloïdes</i>	Diarrhée, douleur abdominale, nausée		Cutanée
<i>Hymenolepis</i>	Nervosité, troubles digestifs, anorexie		Ingestion

Source : adapté d'Asano (1998) et du site Internet du ministère de la Santé du Canada (www.hc-sc.gc.ca)

1.5. Traitements des eaux usées

L'objectif principal du traitement est de produire des effluents traités à un niveau approprié et acceptable du point de vue du risque pour la santé humaine et l'environnement. À cet égard, le traitement des eaux résiduaires le plus approprié est celui qui fournit, avec certitude, des effluents de qualité chimique et microbiologique exigée pour un certain usage spécifique, à bas prix et des besoins d'opération et d'entretien minimaux.

Les stations d'épuration des eaux résiduaires, indépendamment du type de traitement, réduisent la charge organique et les solides en suspension et enlèvent les constituants chimiques des eaux usées qui peuvent être toxiques aux récoltes ainsi que les constituants biologiques (microbes pathogènes) qui concernent la santé publique en général.

Les différents degrés de traitements conventionnels sont :

- **Le traitement préliminaire.** Enlèvement des solides grossiers et d'autres grands fragments de l'eau usée brute (FAO, 2003).

- **Le traitement primaire.** Enlèvement des solides organiques et inorganiques sédimentables ainsi que les matériaux flottants (FAO, 2003). Les procédés de traitement primaire sont physiques (par exemple, décantation plus au moins poussée) ou éventuellement physico-chimiques, et produisent des boues primaires. (Vaillant, 1974).

- **Le traitement secondaire.** Enlèvement des matières organiques solubles et des matières en suspension des eaux usées traitées primaires (FAO, 2003). Les procédés d'épuration secondaire (ou biologique) comprennent des procédés biologiques, naturels ou artificiels, faisant intervenir des microorganismes aérobies pour décomposer les matières organiques dissoutes ou finement dispersées. Dans certains cas, un traitement faisant intervenir des microorganismes anaérobies (digestion anaérobie des boues résiduaires) est annexé au traitement secondaire (Desjardins, 1997).

- **Le traitement tertiaire et/ou avancé.** Enlèvement de constituants spécifiques de l'eau usée tels que les nutriments et les métaux lourds, qui ne sont pas enlevés par le traitement secondaire.

Ce sont des traitements complémentaires, dénommés parfois traitements avancés (coagulation physico-chimique, filtration sur sable, chloration, ozonation, traitement par le charbon actif, etc.) (Edline, 1996).

La désinfection, habituellement avec du chlore, est employée pour réduire les constituants microbiologiques (FAO, 2002).

1.5.1. Le traitement préliminaire. En tête d'une station d'épuration, ces procédés permettent de retenir les matières volumineuses grâce à des grilles (dégrillage), les sables (dessablage), les matières flottantes grossières (écumage) et les liquides moins denses que l'eau (désuilage). Les déchets solides peuvent être déchiquetés (dilacération) par des « pompes dilacératrices », cette opération facilitant leur dispersion (Desjardins, 1997).

1.5.2. Le traitement primaire. La décantation primaire permet d'alléger les traitements biologiques ou chimiques ultérieurs, en éliminant une partie des solides en suspension. L'efficacité du traitement dépend du temps de séjour et de la vitesse ascensionnelle (qui s'oppose à la décantation). La décantation primaire permet d'éliminer, pour une vitesse ascensionnelle de 1,2 m/h, 40 à 60 % des MES, soit 10 à 30 % des virus, 50 à 90 % des helminthes et moins de 50 % des kystes de protozoaires (Faby, 1997).

Selon FAO, (1992) approximativement 25 à 50% de la demande biologique en oxygène (DBO₅), 50 à 70% du total des solides en suspension (SS) et 65% des graisses et huiles sont éliminés par décantation primaires.

1.5.2.1. Les traitements physico-chimiques

Ils sont généralement utilisés dans les stations d'épuration de grande capacité, ou dans celles ayant à faire face à de grandes variations de charge dans l'année (zone touristique). Ils comportent classiquement deux phases : une phase de coagulation par des sels de fer ou d'aluminium, puis une floculation des colloïdes formés. La séparation du floc a lieu pendant la phase de clarification (décantation secondaire). Les traitements physico-chimiques permettent un bon abattement des virus. Cependant, leur utilisation, et notamment le dosage de sels de fer et d'aluminium, n'est pas toujours bien optimisée, sinon maîtrisée. Il y a donc un risque de surcoût lié à une mauvaise utilisation, voire un risque environnemental (Asano, 1998).

1.5.3. Le traitement secondaire. Le traitement par boues activées est très largement utilisé. Il s'agit d'un réacteur qui contient les eaux à traiter, dans lequel est injectée une boue chargée de bactéries. Les bactéries consomment la matière organique et contribuent à l'élimination de l'azote et du phosphate. A la sortie du réacteur, l'effluent passe dans un clarificateur. La boue décantée est séparée en deux flux : l'un rejoint le réacteur (ensemencement) et l'autre est évacué vers la filière des boues. L'action des bactéries dans le réacteur nécessite de l'oxygène.

Selon Faby (1997), une épuration biologique (boues activées puis bassin de clarification) permet d'éliminer 90 % des virus, 60 à 90 % des bactéries, mais par contre a peu d'effet sur les kystes de protozoaires et les œufs d'helminthes.

Selon Asano (1998), un traitement par boues activées élimine 90 % des bactéries entériques, 80 à 99 % des entérovirus et des rotavirus, 90 % de *Giardia* et de *Cryptosporidium*.

L'élimination a lieu grâce à la sédimentation des MES, la compétition avec les micro-organismes non pathogènes et la température ; la part la plus importante est due à la sédimentation.

L'épuration sur lit bactérien est le plus ancien procédé biologique. Des bactéries sont cultivées sur un substrat neutre, comme de la pierre concassée, de la pouzzolane (sable volcanique), du mâchefer ou du plastique. On fait passer l'effluent sur le substrat.

La difficulté consiste à trouver la bonne vitesse du flux d'eau, qui ne doit pas être trop rapide (pour permettre la dégradation bactérienne) ni trop lente (pour une bonne évacuation des MES en excès).

Une épuration sur lit bactérien est plus efficace qu'un traitement à boues activées car elle élimine non seulement virus et bactéries (respectivement 30 à 40 % et 50 à 95 %) mais aussi les œufs d'helminthes (20 à 90 %) et les kystes de protozoaires (83 à 99 % des kystes d'*Entamoeba histolytica*) (Faby, 1997).

Le dernier traitement biologique mis au point est le bio filtre, qui combine les actions épuratrices de la filtration et de l'activité microbienne. C'est un traitement intensif qui est rapide à mettre en place, qui prend peu de place, et qui ne nécessite pas de bassin de clarification. Il est donc beaucoup utilisé dans les unités de traitement individuelles. Par contre, il nécessite un nettoyage fréquent du filtre. Son efficacité serait similaire à celle des boues activées (Baumont *et al.*, 2004).

On admet généralement que les principaux inconvénients de l'épuration biologique sont les suivants : elle ne réduit la teneur en azote que de 20 à 40% ; elle ne transforme que dans certains cas l'ammoniaque en nitrate ; la réduction de la teneur en phosphore n'est que de 20 à 30 % ; l'épuration biologique peut être entravée par les substances toxiques ; elle est souvent moins efficace en saison froide qu'en saison chaude (Vaillant, 1974).

1.5.3.1. Les traitements extensifs : le lagunage secondaire

Le lagunage secondaire utilise des mécanismes naturels pour traiter les eaux usées : bactéries, photosynthèse et pouvoir germicide de la lumière et de certaines algues.

Un traitement par lagunage comprend en général trois types de bassins : un bassin anaérobie, un bassin facultatif et un bassin de maturation.

Le bassin anaérobie permet de diminuer la charge en matière organique. L'anaérobiose est obtenue en apportant un effluent très chargé en matière organique. Ce type de bassin pose parfois des problèmes d'odeur, notamment à cause de la formation de composés soufrés. Le bassin facultatif permet le développement d'algues photosynthétiques qui vont produire de l'oxygène, tout en diminuant la charge en matière organique. Enfin, le bassin de maturation va permettre l'élimination des pathogènes, sous l'action conjuguée des UV et du pouvoir germicide de certaines algues (Cauchi, 1996).

Les bactéries pathogènes sont éliminées de 90 à 99 %. L'élimination des virus est un peu moins efficace (Asano, 1998). Faby (1997), écrit que pour un lagunage secondaire à plusieurs bassins, dont les profondeurs sont comprises entre 0,7 et 1,2 m et pour une durée de rétention supérieure à 60 jours, la concentration finale en bactéries dans l'effluent est inférieure à $10^4/l$. Si la durée de rétention est suffisante, les œufs d'helminthes peuvent être éliminés à 100 % par décantation. Le lagunage secondaire est donc un moyen peu coûteux et efficace de traiter les eaux usées.

Il nécessite peu de moyens financiers, techniques et humains. Cependant, il requiert une surface importante. On retiendra que l'efficacité du traitement dépend surtout de la durée de rétention et des conditions climatiques.

1.5.4. Le traitement tertiaire. A l'issue des procédés décrits précédemment, les eaux sont normalement rejetées dans le milieu naturel. Dans le cadre d'une réutilisation es eaux usées épurées (REUE), les eaux usées nécessitent des traitements supplémentaires, essentiellement pour éliminer les micro-organismes qui pourraient poser des problèmes sanitaires. Ce ne sont pas des traitements d'épuration « classiques » (mis à part le lagunage) ; par contre ils sont fréquemment utilisés dans les usines de production d'eau potable (Edline, 1996).

1.5.4.1. Les traitements chimiques et les ultraviolets

Le chlore est un oxydant puissant qui réagit à la fois avec des molécules réduites et organiques, et avec les micro-organismes. Les traitements de purification et de clarification en amont ont une très grande importance pour permettre une bonne efficacité du traitement, et éviter d'avoir à utiliser trop de chlore.

D'autant plus que le coût de la déchloration, qui permet de limiter considérablement l'effet toxique de certains produits dérivés formés lors du traitement, est élevé.

L'ozone est un procédé de désinfection utilisé aux États-Unis, en Afrique du Sud et au Moyen-Orient essentiellement. Il permet l'élimination des bactéries, des virus et des protozoaires. C'est le seul procédé vraiment efficace contre les virus (Lazarova, 2003). Les tests de toxicité effectués sur des poissons, des crustacés et des algues n'ont pas permis de mettre en évidence une quelconque toxicité (Cauchi, 1996).

On peut également utiliser l'acide peracétique, le dioxyde de chlore et les ferrates. Le traitement par rayons ultraviolets utilise des lampes à mercure disposées parallèlement ou perpendiculairement au flux d'eau. Leur rayonnement s'attaque directement aux microorganismes. Ce traitement est très simple à mettre en œuvre, car il n'y a ni stockage, ni manipulation de substances chimiques et les caractéristiques chimiques de l'effluent ne sont pas modifiées. La durée d'exposition nécessaire est très courte (20 à 30 s).

Les désinfections utilisant des produits chimiques (chlore, ozone, etc.) sont efficaces, sauf contre *Cryptosporidium*. Il a été montré que des kystes de *Cryptosporidium* pouvaient résister à des traitements à pH = 11,2, à la chloration et à d'autres traitements chimiques (Rose et al., 1999). Cependant, la plus grande partie des kystes de *Cryptosporidium* sont éliminés pendant les phases primaires de décantation et coagulation/floculation. Par ailleurs, il faut trouver l'équilibre entre le risque posé par les désinfectants en eux-mêmes, et le risque lié aux microorganismes pathogènes (Asano, 1998).

C'est essentiellement le cas pour le chlore dont l'utilisation crée des dérivés halogénés potentiellement cancérogènes. Pour les ultraviolets, ce problème ne se pose pas. Leur action sur les virus et les coliformes fécaux est bonne. Seules les formes de résistances, comme les œufs d'helminthes, ne sont pas trop affectées (Cauchi, 1996).

1.5.4.2. Les membranes

Les membranes permettent de filtrer et d'éliminer toutes les MES, tous les micro-organismes et toutes les substances qui s'y adsorbent. Seules subsistent les matières dissoutes. L'efficacité épuratrice d'une membrane dépend de son « seuil de coupure ». Selon Lazarova et al (2003), un seuil de coupure de 0,035 μm permet de désinfecter de manière quasi-totale.

Les autres avantages d'un traitement par membranes sont une réduction considérable de la surface nécessaire pour le site de traitement (moins 50 % de surface totale au sol et moins 40 % du volume d'un bassin biologique, toujours selon Lazarova et une automatisation poussée de l'usine.

Par contre, les membranes nécessitent d'être nettoyées régulièrement pour continuer à être efficaces. De plus, le traitement par membranes est un procédé dont le coût est élevé. La filtration est très efficace pour l'élimination des micro-organismes, d'autant plus que ceux-ci sont gros. L'osmose inverse, qui est une technique de filtration encore plus fine, et qui permet de séparer également les substances dissoutes, est tout aussi efficace (Baumont *et al.*, 2004)

1.5.4.3. Le lagunage tertiaire

Le lagunage tertiaire est un procédé extensif de désinfection similaire au lagunage secondaire, si ce n'est qu'il est précédé d'un traitement d'épuration comme par exemple un traitement par boues activées. Il permet d'éliminer les micro-organismes, d'affiner l'épuration, de faire face aux variations de flux et de protéger le milieu récepteur (Cauchi, 1996).

1.5.4.4. L'infiltration/percolation

L'infiltration ou percolation consiste à traiter l'eau par l'intermédiaire du sol ou d'un massif filtrant. On infiltre les effluents à raison de quelques centaines de litres d'effluent par mètre carré de massif filtrant et par jour. Trois mécanismes entrent en jeu :

la filtration des MES : plus le sable est grossier, plus la fixation des MES se fera en profondeur. Les MES finissent par colmater le filtre. Pour lutter contre le bouchage du massif filtrant, il faut donc alterner phase d'infiltration et phase de séchage.

L'élimination des MES permet également l'élimination des micro-organismes qui y sont fixés ; l'adsorption des bactéries libres par les grains de sable du filtre : il se forme alors un film biologique contaminé, surtout dans la partie supérieure ;

ce film va permettre une dégradation microbienne de la matière organique et des substances dissoutes dans l'effluent (phosphates, nitrates, etc.). Cette dégradation consomme de l'O₂ et produit du CO₂, il faut donc aérer régulièrement le film pour éviter l'asphyxie du milieu (Lazarova et *al.*, 2003).

Les techniques d'infiltration/percolation permettent l'élimination des « gros » micro-organismes (protozoaires et helminthes) par filtration/adsorption au début du massif filtrant. L'élimination des virus et des bactéries est fonction du milieu poreux, de la vitesse de percolation, de l'épaisseur du massif filtrant et du niveau d'oxydation de l'eau filtrée (Faby, 1997).

Tableau 5. Élimination des pathogènes par les différents traitements

	Virus entériques	Salmonella	Giardia	Cryptosporidium
Concentration dans les eaux brutes (unité/l)	100 000 à 1 000 000	5 000 à 80 000	9 000 à 200 000	1 à 3960
Élimination par...				
Traitement primaire a				
Taux d'élimination (%)	50 à 98,3	95,5 à 99,8	27 à 64	0,7
Nombre restant (unité/l)	1 700 à 500 000	160 à 3 360	72 000 à 146 000	
Traitement secondaire b				
Taux d'élimination (%)	53 à 99,92	98,65 à 99,996	45 à 96,7	
Nombre restant (unité/l)	80 à 470 000	3 à 1 075	6 480 à 109 500	
Traitement tertiaire c				
Taux d'élimination (%)	99,983 à 99,9999998	99,99 à 99,9999995	98,5 à 99,99995	2 à 7d
Nombre restant (unité/l)	0,007 à 170	0,000004 à 7	0,099 à 2 951	

(a) Sédimentation primaire et désinfection

(b) Sédimentation primaire, lit bactérien/boues activées et désinfection

(c) Sédimentation primaire, lit bactérien/boues activées, désinfection, coagulation, filtration et désinfection

(d) Filtration uniquement.

Source : Asano (1998).

1.6. Analyse de la qualité des eaux après traitement

De telles études sont souvent réalisées en préalable à une opération de REUE, afin d'apporter les assurances sanitaires nécessaires. Les contaminants les plus étudiés sont les microorganismes. Les formes de résistance des protozoaires et des helminthes (les kystes et les œufs) sont les plus problématiques (Lazarova et *al.*, 2003).

1.6.1. Les paramètres physico-chimiques

Les stations d'épuration ont des normes de rejet à respecter pour les matières carbonées, les matières azotées et les matières phosphorées.

La réglementation distingue les stations qui rejettent en zone non sensible et celle qui rejettent en zone sensible à l'eutrophisation ; en zone non sensible, seules les normes concernant les matières carbonées sont à respecter, et en zone sensible s'y ajoutent les normes concernant les nitrates et/ou les phosphates (tableaux 6, 7).

Les rejets en matières carbonées sont mesurés par les trois paramètres suivants :

La DCO (demande chimique en oxygène) : c'est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder toutes les matières organiques et les matières minérales contenues dans l'eau ;

La DBO₅ (demande biologique en oxygène au bout de 5 jours) : c'est la quantité d'oxygène utilisée en 5 jours par les micro-organismes pour oxyder la matière organique. On ensemeence l'effluent et on le sature en oxygène, puis au bout de 5 jours on mesure la quantité d'oxygène consommée. La DBO₅ est en fait une mesure de la fraction organique de la DCO ;

Les MES (matières en suspensions) : leur taux est mesuré par filtration puis pesée, ou par centrifugation puis pesée.

Les rejets en matières azotées sont mesurés par 2 paramètres :

Le NTK (azote Kjeldahl) : c'est la mesure des matières azotées sous forme réduite, principalement l'urée, d'origine humaine. Le rejet direct de l'azote réduit dans le milieu consomme de l'oxygène et défavorise la vie piscicole ;

Le NGL (azote total) : c'est la mesure de l'azote total, réduit ou oxydé. L'élimination du NGL signifie que les nitrates formés ont été éliminés (dénitrification). L'élimination des nitrates permet d'éviter les phénomènes d'eutrophisation. Le taux de phosphate (PT) est également réglementé ; les phosphates rejetés dans le milieu sont en partie responsables de l'eutrophisation des cours d'eau.

Les stations d'épuration versent une taxe aux agences de l'eau en fonction de leurs rejets dans le milieu naturel. La DBO₅, la DCO, le taux de MES et le NTK rentrent dans l'assiette de cette redevance.

Les concentrations moyennes des eaux usées urbaines avant traitement pour ces différents paramètres sont données dans le tableau 8. Pour être conforme à la réglementation, une station d'épuration doit respecter des normes de rejet.

Les échantillons moyens journaliers doivent respecter soit les valeurs fixées en concentration, soit les valeurs fixées en rendement. De plus, les eaux rejetées doivent avoir un pH compris entre 6 et 8,5, et leur température ne doit pas dépasser 25°C (Edline, 1996).

Tableau 6 : Normes de rejet d'une station d'épuration : concentrations maximales autorisées en DBO₅, DCO et MES

Paramètre	Concentration maximale autorisée
DBO ₅	25 mg/l
DCO	125 mg/l
MES	35 mg/l*

* Pour les rejets dans le milieu naturel de bassins de lagunage, cette valeur est fixée à 150 mg/l (Source : www.cieau.com).

Tableau 7 : Normes de rejet d'une station d'épuration : concentrations maximale autorisées en azote et phosphore

	Paramètre	Charge brute de pollution organique reçue en kg par jour	Concentration maximale autorisée
Zone sensible à l'azote	NGL*	600 à 6000	15 mg/l
		> 6000	10 mg/l
Zone sensible au phosphore	PT	600 à 6000	2 mg/l
		> 6000	1 mg/l

* Ces exigences se réfèrent à une température de l'eau du réacteur biologique aérobie de la station d'épuration d'au moins 12° C. Cette condition de température peut être remplacée par la fixation de périodes d'exigibilité déterminées en fonction des conditions climatiques régionales (Source : www.cieau.com).

Tableau 8 : Eaux usées urbaines, quelques valeurs numériques

MES	DBO	DCO	NTK	P
de 150 à 500 mg.l ⁻¹	de 100 à 400 mg.l ⁻¹ d'O ₂	de 300 à 1000 mg.l ⁻¹ d'O ₂	de 30 à 100 mg.l ⁻¹	de 10 à 25 mg.l ⁻¹

Source : http://perso.wanadoo.fr/bernard.pironin/aquatech/index_1.htm

1.6.2. Les paramètres microbiologiques :

On constate que les normes ci-dessus ne prennent pas en considération les rejets microbiologiques des eaux usées, principal facteur du risque sanitaire. Les recommandations nationales et internationales sur la REUE fixent donc, en sus des normes chimiques précédentes, des normes microbiologiques, contrôlées grâce à la mesure de la concentration en germes témoins.

A partir d'eaux usées et grâce aux traitements précédents, il est possible d'obtenir toute une « Gamme » d'eaux de qualités différentes. A chacune de ces qualités peut correspondre un usage particulier. Dans la partie suivante sont exposés les différents usages possibles.

La protection de la santé publique est un point très important à considérer, compte tenu des risques de contamination inhérents à l'usage des eaux usées spécialement dans le secteur agricole. La protection de la santé publique est assurée par une série de normes et de réglementations adaptées à la spécificité des différents usages (Massena, 2001).

Tableau 9: Synthèse des normes actuellement en application. (Lazarova, 1999, OMS, 1989 cité par Massena, 2001)

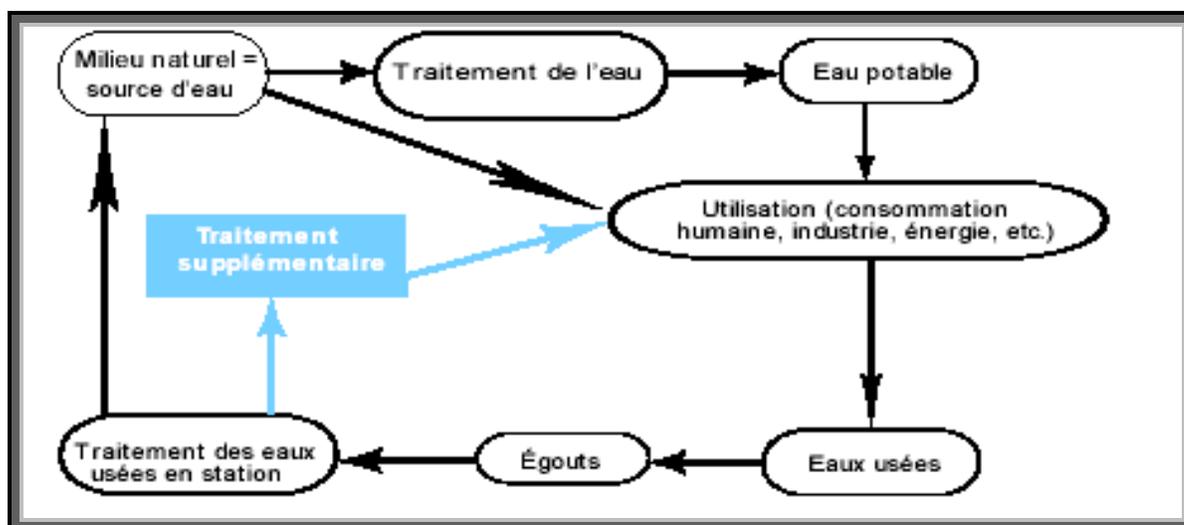
Directives de l'OMS					Title 22
Catégorie	Conditions de réutilisation	Groupe exposé	Nématodes intestinaux	Coliformes fécaux	Coliformes totaux
A	Irrigation de cultures destinées à être consommées crues, terrains de sport et jardins publics	Ouvriers agricoles Consommateurs publics	$\leq 1/l$	$\leq 1000/100ml$	$\leq 2,2/100ml$
B	Irrigation des cultures céréalières, industrielles et fourragères	Ouvriers agricoles	$\leq 1/l$	Aucune norme n'est recommandée	
C	Irrigation localisée des cultures B, si les ouvriers ne sont pas exposés	Néant	Sans objet	Sans objet	

1.7. Les principales voies de réutilisation des eaux usées

L'objectif principal de la réutilisation des eaux usées est non seulement de fournir des quantités supplémentaires d'eau de bonne qualité en accélérant le cycle d'épuration naturelle de l'eau, mais également d'assurer l'équilibre de ce cycle et la protection du milieu environnant. Par définition, cette réutilisation est une action volontaire et planifiée qui vise la production des quantités complémentaires en eau pour différents usages afin de combler des déficits hydriques. En fonction des exigences de qualité des consommateurs, deux grandes classes de réutilisation peuvent être définies :

-Les usages potables qui peuvent être directs, après un traitement poussé, ou indirects, après passage dans le milieu naturel,

- Les usages non potables dans les secteurs agricoles (irrigation), industriels et urbains.



(Source : Baumont *et al.*, 2004)

Figure 2 : La réutilisation des eaux usées épurées

Au plan mondial, l'utilisation de cette technique par l'agriculture, l'industrie et les usages domestiques couvrent respectivement 70 %, 20 %, 10 % de leur demande en eau. La Figure 3 résume les principales voies de réutilisation dans les pays ayant une expérience significative dans ce domaine. Il apparaît que 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 (Ecosse, 2001).

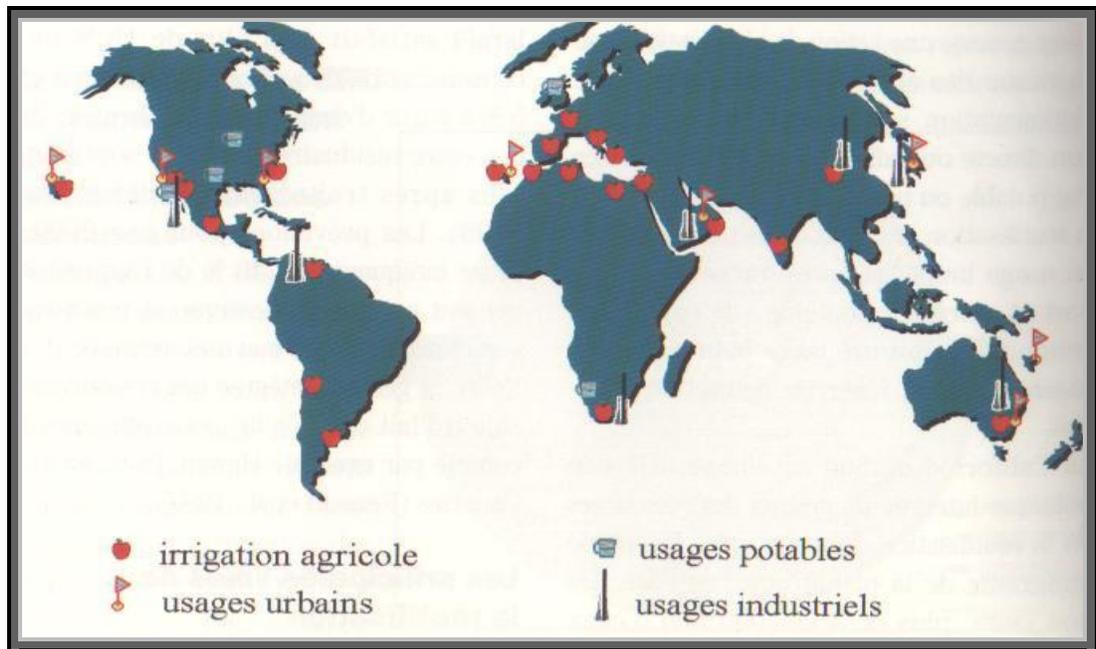


Figure 3: Répartition des expériences mondiales les plus importantes en réutilisation des eaux résiduaires urbaines (Lazarova, 1998).

L'évolution de la réutilisation des eaux usées a connu et connaît encore à l'heure actuelle différentes phases en fonction des intérêts mis en jeu, qu'ils soient économiques, sanitaires, socioculturels ou environnementaux. Elle est liée aux développements de l'ingénierie des eaux usées, couplés aux pressions croissantes exercées sur les ressources en eau. Actuellement, les possibilités de réutilisation des eaux usées sont très larges, quand la qualité est en adéquation avec l'usage (Bahri, 1998).

1.7.1. La réutilisation industrielle.

La réutilisation industrielle des eaux usées et le recyclage interne sont désormais une réalité technique et économique. Pour certains pays et types d'industries, l'eau recyclée fournit 85 % des besoins globaux en eau. La réutilisation industrielle des eaux usées et le recyclage interne sont désormais une réalité technique et économique. Pour certains pays et types d'industries, l'eau recyclée fournit 85 % des besoins globaux en eau (Ecosse, 2001).

Parmi les activités industrielles, la production d'énergie est de très loin le secteur qui prélève le plus d'eau dans le milieu. La REUE industrielle peut donc être intéressante dans le secteur de l'énergie, dans les circuits de refroidissement fermés ou ouverts. Les autres applications possibles concernent les laveries industrielles, les stations de lavage de voiture, l'industrie du papier, la production d'acier, de textiles, les industries d'électroniques et de semi-conducteurs, etc.

L'un des premiers cas dans le monde est une papeterie du Japon qui est fournie en eaux épurées depuis 1951 (Asano, 1998).

1.7.2. La réutilisation en zone urbaine

Les utilisations possibles d'eaux épurées en zone urbaine sont extrêmement nombreuses, et il en existe de multiples exemples à travers le monde. Ces projets concernent :

- l'arrosage de parcs, de terrains de sport, de terrains de golf, d'aires de jeux ;
- les bassins d'agrément, piscines, bassins pour la pêche et la navigation de plaisance ;
- les eaux des sanitaires d'un immeuble ou d'un groupe d'immeubles ;
- le lavage de voirie, réservoirs anti-incendies, etc.

La qualité requise dans les projets de réutilisation des eaux usées épurées (REUE) en zone urbaine a des exigences similaires aux autres réutilisations, avec quelques variantes :

La qualité esthétique est importante : la présence de mousse, d'algues, etc. est à éviter (mauvaise perception de la part du public). Il faut également réduire le développement d'insectes (moustiques...) ; la présence d'une faune concentrant des polluants (mercure, DDT, etc.) peut poser problème pour les activités de pêche.

Les pays à la pointe de la REUE en milieu urbain sont en majorité des pays développés et fortement urbanisés : États-Unis, Japon, Corée du Sud, Allemagne (Ramade, 2000).

1.7.3. La production d'eau potable

La réutilisation est directe quand l'eau ne revient jamais dans le milieu naturel ; les eaux épurées sont directement acheminées de la station d'épuration à l'usine de traitement pour l'eau potable (système « *pipe to pipe* »). L'unique exemple dans le monde de réutilisation directe se trouve en Afrique, à Windhoek, capitale de la Namibie (Asano, 1998).

La réutilisation est indirecte et non planifiée quand les eaux épurées sont rejetées dans un cours d'eau ou une réserve souterraine qui sert à l'alimentation d'une usine de traitement, sans que ce lien soit volontaire. Cette notion est à la limite de la définition d'une REUE.

La réutilisation est indirecte et planifiée quand elle consiste à rejeter des effluents de station volontairement en amont d'une usine de traitement, au niveau du plan d'eau ou de la nappe qui sert d'ultime réservoir naturel avant le pompage et le traitement. C'est le cas du comté d'Essex en Angleterre, où une ville de 140 000 habitants, Chelmsford, est alimentée en eau potable pendant l'été par des eaux épurées, après un passage dans la rivière Chelmer. D'un point de vue sanitaire, il faut noter qu'aucune incidence sur la santé n'a été relevé, aussi bien à Windhoek, où la REUE existe depuis plus de 25 ans, qu'à Chelmsford (début du projet en 1996) (Lunn, 2001).

1.7.4. La recharge de nappe

La principale motivation concernant la recharge de nappe est la dégradation de sa qualité environnementale et/ou la diminution de sa réserve en eau. 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.

Il existe deux moyens de recharger une nappe phréatique :

- par percolation : c'est le cas à Los Angeles, où 160 000 m³ par jour d'effluents traités sont déversés dans des bassins gravitaires. Le principal problème rencontré est celui des algues, qui pullulent dans les bassins. Les solutions préconisées sont variées : introduction de poissons, d'algicides, teindre l'eau pour empêcher la photosynthèse, faire circuler l'eau pour empêcher la stagnation, éviter le stockage dans des lacs peu profonds, éviter de laisser l'eau stagner trop longtemps et couvrir les réservoirs. Un autre problème est la formation d'un microfilm de vase, d'argile et de micro-organismes au fond du bassin qui bloque la percolation;

- par recharge directe : c'est le cas dans le comté d'Orange, en Californie. L'eau est injectée dans la nappe par plusieurs puits, disposés en ligne face à la nappe d'eau salée, et formant une véritable barrière. L'eau injectée est un mélange de deux tiers d'eaux épurées et d'un tiers d'eau de la nappe. Chaque jour, 57 000 m³ sont déversés dans la nappe (Asano, 1998).

Tableau 10: Évaluation du risque (acceptable ou non) en fonction des traitements et des usages (Lunn, 2001).

	Désinfection tertiaire I a	Désinfection tertiaire II b	Désinfection secondaire c
Arrosage de golf	Acceptable	Acceptable	Non acceptable
Irrigation de culture	Acceptable	Acceptable	Non acceptable
Bassin d'agrément sans restriction	Non acceptable	Non acceptable	Non acceptable
Recharge de nappe	Acceptable	Acceptable	Acceptable

(a) Filtration puis chloration directe

(b) Chloration directe

(c) Pas de chloration

1.7.5. La réutilisation agricole.

L'irrigation de cultures ou d'espaces verts est, de très loin, le mode le plus répandu de réutilisation des eaux usées urbaines (figure 4). C'est aussi, si on le compare aux autres modes de réutilisation, qu'il s'agisse du double réseau urbain, des usages industriels, ou des recharges d'aquifère, celui qui a le plus d'avenir à court et à moyen terme (Faby, 1997).

Dans le cas spécifique de l'irrigation, les bénéfices ne résident pas seulement dans la préservation du milieu et de la ressource, mais aussi dans la nature des eaux usées. En effet, elles contiennent des éléments fertilisants (azote, phosphore et potassium) ainsi que des oligoéléments (fer, cuivre, manganèse, zinc, etc.) qui sont bénéfiques pour les cultures, et qui peuvent augmenter significativement le rendement. Les MES contribuent également à la fertilisation des sols car elles sont riches en matière organique. L'utilisation d'eaux usées à la place d'engrais de synthèse coûteux est économiquement intéressante pour les agriculteurs. De plus, l'arrosage avec des eaux usées constitue une sorte de fertigation, c'est-à-dire l'application combinée d'eau et de fertilisants via le système d'irrigation.

La fertigation permet un apport fractionné et à faible dose des engrais ; en cela elle est bénéfique pour l'environnement car elle évite la pollution des sols et les dépendances aux fertilisants, qui sont des phénomènes qui apparaissent avec une fertilisation classique (Asano, 1998).

Le bénéfice d'une REUE peut donc être double :

-au niveau économique, car en plus d'une préservation quantitative de la ressource, les agriculteurs font des économies d'engrais ;

-au niveau écologique, car en plus de la diminution des rejets d'eaux usées dans le milieu, la pollution agricole diminue (Baumont *et al.*, 2004).

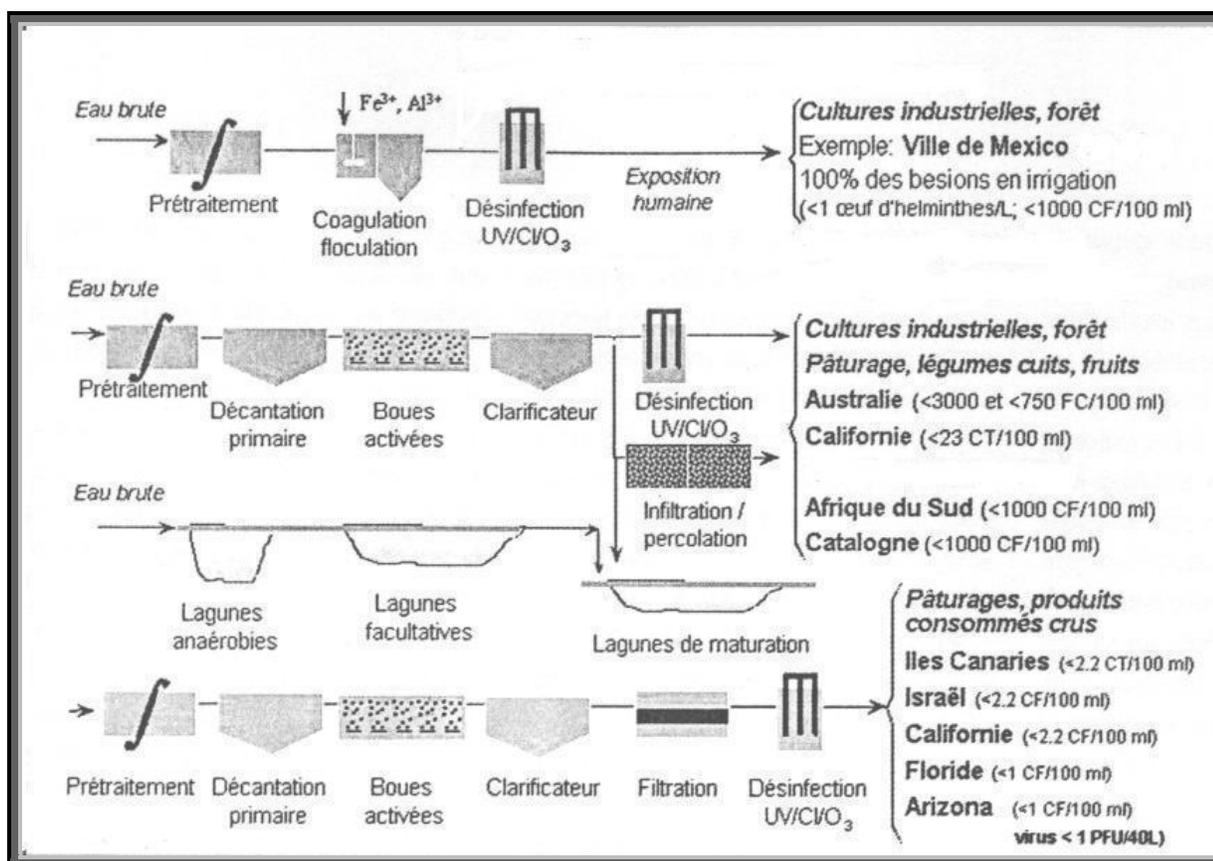


Figure 4: Principales filières de traitement pour la réutilisation agricole des eaux résiduaires urbaines (d'après Lazarova, 1999 cité par Ecosse, 2001).

1.7.5.2. Les exemples de la réutilisation agricole dans le monde

Les projets se concentrent autour du bassin méditerranéen et dans les pays industrialisés, en Europe, aux États-Unis ou encore en Australie (Baumont *et al.*, 2004).

1.7.5.2.1. Le bassin méditerranéen

La réutilisation agricole des eaux usées a toujours existé et est aujourd'hui une pratique largement répandue sur le pourtour sud de la Méditerranée, de l'Espagne à la Syrie. En effet, le bassin méditerranéen est une région où la pénurie en eau est particulièrement ressentie. C'est aussi l'une des régions où la réutilisation agricole des effluents urbains est la plus pratiquée (Puil, 1998).

Tableau 11 : Pays ayant des ressources en eau inférieures à 500 m³/habitant par an

Pays	Ressources en eau renouvelables internes par habitants et par an (m ³)		Ressources en eau renouvelables par habitants et par an (m ³)	
	1994	2004	1994	2004
Algérie	411	348	427	361
Djibouti	537	421	537	421
Egypte	30	25	964	749
Jamahiria arabe libienne	129	106	129	106
Mauritanie	178	134	5087	3836
Niger	401	282	3852	2710
Tunisie	476	422	521	462

Source : FAO. L'irrigation en Afrique en chiffres: Enquête AQUASTAT 2005

En Tunisie : Une approche graduelle et prudente en matière de développement de la réutilisation des eaux usées a été adoptée en Tunisie depuis le début des années 60. Une stratégie a été mise en œuvre à cet effet et a consisté en l'équipement des villes en stations de traitement (60 stations en 2002 traitant annuellement 160 millions de m³ d'eaux usées) ;(Bahri, 1998). La première utilisation d'eaux épurées a eu lieu aux alentours de Tunis, pour irriguer 600 ha de citronniers. La nappe qui alimentait autrefois les circuits d'irrigation avait été surexploitée et commençait à être envahie par l'eau de mer. Il a donc fallu trouver une solution alternative. Puis, à partir des années quatre-vingt, une politique ambitieuse de réutilisation a été mise en place. En 1993, 6 400 ha de terres agricoles étaient irriguées avec des eaux épurées, les différentes cultures irriguées à partir de ces eaux sont les fourrages, les arbres fruitiers, les céréales, le coton et le tabac (El beche, 1995), et ce chiffre devait atteindre 20 à 30 000 ha dans les années suivantes (Asano, 1998).

Le traitement préconisé est le bassin de maturation, le plus adapté aux conditions techniques et économiques locales. Les restrictions d'utilisation ne concernent que les légumes destinés à être consommés crus ou cuits, selon la réglementation tunisienne établie en 1989 (Puil, 1998).

Au Maroc : Les eaux usées appréciées en tant que ressources en eau et comme source de fertilisation sont réutilisées pour l'irrigation depuis longtemps à l'aval de certaines grandes agglomérations continentales, là où les terrains sont disponibles en aval des lieux de déversement des effluents. Ces eaux usées irriguent actuellement, par un volume dépassent 60 millions de m³ par an, une superficie de plus de 6000 ha comprenant l'arboriculture, les fourrages, les céréales et les maraîchages.

Cependant, cette réutilisation en irrigation est pratiquée avec des eaux usées à l'état brut ou mélangées avec les eaux des oueds dans lesquels elles sont déversées. Ainsi, par exemple, les superficies irriguées par ces eaux sont de 1400 ha à Meknes, 3000 ha à Marrakech et 800 ha à Fes.

Une grande partie des eaux de l'oued Fes et de ses affluents, dans lesquels se déversent les eaux usées de cette ville, sert à l'irrigation des vergers et cultures maraîchers avant de rejoindre l'oued Sebou. Pour sa part, la ville de Meknes réutilise un volume de 20 millions de m³ par an pour l'irrigation. Ce genre d'irrigation est utilisée aussi de plus en plus au alentours des villes moyennes ; à titre d'exemple cette eau de seconde main assure l'irrigation de 150 ha à Beni Mellal, 55 ha à Fquih ben salah et 300 ha à Taroudant (El-Bech, 1995).

En Algérie : L'eau est une ressource limitée, difficile à mobiliser et à exploiter tellement elle est conditionnée par des précipitations orageuses, variables et irrégulières dans le temps et dans l'espace. Les écoulements superficiels sont estimés à plus de 12 milliards de mètre cube annuellement où seulement près de 2 milliards sont mobilisés par an. Ce volume devrait atteindre les 3 milliards quand tous les barrages en construction seront opérationnels. Le volume mobilisable est de l'ordre de 6 milliards de mètre cube quelque soit les moyens utilisés.

Ces chiffres permettent de prévoir que d'ici l'an 2010 l'Algérie aura à vivre une situation de pénuries d'eau si rien n'est fait pour d'abord utiliser rationnellement cette ressource et la mobiliser par la suite. La qualité de cette ressource est très variable et reste soumise à certaines pollutions. Les eaux usées ne sont pratiquement point recyclées et constituent une perte appréciable et un polluant de l'agriculture par le biais de l'irrigation (Benabdeli, 2005).

Le volume global d'eaux usées rejetées annuellement est évalué à près de 600 millions de m³, dont 550 pour les seules agglomérations du nord. Ce chiffre passerait à près de 1.150 millions de m³ à l'horizon 2020.

La réponse, c'est l'épuration des eaux usées et leur réutilisation. On a recours à cette activité pour différents motifs: absence d'exutoire; déficit en eau; souci de protéger l'environnement.

Les usagers possibles sont théoriquement illimités: irrigation; recharge des aquifères; industrie; lavage de chaussées; etc ...

La réutilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation doit concerner en priorité les zones déficitaires en eau conventionnelle afin d'alléger le recours à cette dernière (Benabdallah, 2003).

Tableau 12 : Volumes d'eaux usées rejetée en Algérie.

Type d'agglomérations	Volume d'eaux usées rejeté (Hm ³)			
	1995	Taux (%)	2020	Taux (%)
Côtières	169	31	282	25
Amont des barrages	48	9	122	11
Proximité des périmètres	62	11	143	12
Autres	149	27	352	30
>20.000<50.000 hab.	122	22	251	22
Total	550	100%	1150	100%

Tableau 13 : Nombre de station d'épuration

Station	Nombre	Volume d'eau usée
Exploitation	14	160 000 m ³ /j soit 58 Millions m ³ /an
Travaux	7	115 000 m ³ /j soit 42 Millions m ³ /an
Réhabilitation	24	390 000 m ³ /j soit 142 Millions m ³ /an
Total	45	665 000 m³/j soit 242 Millions m³/an

Exemples :

L'irrigation par les eaux usées issues des rejets domestiques et industriels, est devenue une pratique courante à Tlemcen, malgré l'interdiction d'une telle pratique par la loi. En effet, les agriculteurs, pour la plupart d'entre eux, ignorent les dispositifs juridiques adoptés pour endiguer le problème (La Tribune, 2004).

Le recours aux eaux usées pour l'irrigation des cultures maraîchères est une pratique conçue de fil blanc dans de nombreuses localités de la daïra de Chelghoum Laïd et précisément le long de Oued Rhumel et la périphérie du barrage de Hammam Grouz (Boumelih, 2006).

En Grèce : La ville d'Athènes a développé en 1996 une stratégie de réutilisation des eaux usées traitées. La réutilisation est une solution particulièrement attractive vu les difficultés d'approvisionnement en eau rencontrées ces dernières années.

Les différentes alternatives étudiées sont celles les plus fréquemment appliquées dans les programmes de réutilisation des eaux usées urbaines à travers le monde. Les bassins Thriassio, Megarida et Salamis sont situés autour d'Athènes et font partie intégrante de l'étude de réutilisation (Puil, 1998).

1.5.6.2.2. Le proche orient.

Dans plusieurs pays du Proche Orient, le besoin d'eau est bien plus aigu et pressant (tableau 15). Pour cette raison, le traitement des eaux résiduaires et leur réutilisation deviennent une nécessité (FAO, 2003). Certaines communautés d'Egypte utilisent des eaux usées ou des eaux ayant subi un traitement primaire pour irriguer des parcelles boisées.

Les essences le plus couramment utilisées sont *Casuarina glauca*, *Eucalyptus camaldulensis* et *Tamarix aphylla*. Celles-ci permettent de couvrir les besoins locaux de bois de feu et de fabriquer des poteaux à vendre sur les marchés locaux (El-Lakany, 1995).

Tableau 14. Pays du Proche Orient utilisant les plus grandes quantités d'eau usée traitée (Aquastat, FAO, 1997)

Pays	Eau usée traitée 10 ⁶ m ³ /an	En % du total	En % de l'eau prélevé dans le pays
Egypte	200	16.7	0.36
Koweit	52	4.3	9.67
Arabie Saoudite	217	18.1	1.28
Syrie	370	30.8	2.57
Emirats Arabes Unis	108	9.0	5.12
Autres 24 pays	253	21.1	0.06
Total Proche Orient	1 200	100.0	0.23

Jordanie : L'eau usée produite en Jordanie est rapportée à 300 Mm³ et le volume des eaux usées traitées disponible était 50 Mm³ en 1993 et 69 Mm³ en 1995. Les principales plantations irriguées incluent des plantations d'*Eucalyptus* âgées moins de cinq ans, éparpillé et qui occupent généralement de petites régions; *Casuarina*, *Cupressus* et *Tamarix* (FAO, 2002).

Koweït : Les eaux usées non traitées ont servi à irriguer des plantations forestières au Koweït pendant de nombreuses années. Le contenu des fosses septiques était transporté par citerne et utilisé sur des plantations forestières contrôlées par l'Etat et interdites au public.

Par exemple, deux rideaux abris (constitués de *Tamarix aphylla*, *Eucalyptus camaldulensis* et *Acacia salicina*) ont été mis en place avec succès, l'un le long de la route Koweït-Jahara, l'autre autour de Jahara pour la protection de l'environnement de l'agglomération (Armitage, 1985)

Yémen : L'irrigation avec des eaux usées des plantations forestières est pratiquée au Yémen. Les principales espèces utilisées pour les brise-vent et les plantations de bord de la route sont *Acacia cyanophylla*, *Casuarina cunninghamiana* et *Eucalyptus camaldulensis*. La première plantation irriguée avec les eaux usées a été établie à Aden sur 7 ha comme une partie d'une ceinture verte autour de la ville.

A Al-Hodeyda aussi, un projet a commencé en avril 1995 pour établir une ceinture verte autour d'Al Hodeyda ville le long de 7 km d'Al-Hodeyda - route Jizan et le long de 7 kms d'Al-Hodeyda - route Sana'a à l'est. La longueur totale de la ceinture est approximativement 14 km et la largeur est 100 mètres et les espèces utilisées sont les mêmes cités précédemment avec l'addition distinguée de *Conocarpus lancifolia* (FAO, 2002).

Autres Pays

Les eaux usées traitées sont utilisées en plusieurs degrés pour l'irrigation des plantations forestières utilisées comme ceintures vertes pour la stabilisation des dunes de sable dans beaucoup d'autres pays de la région. Ceux-ci incluent Soudan, Royaume d'Arabie saoudite, les Émirats arabes unis (Dubai, Sharjah) et Qatar.

Evaluation de la qualité de l'eau usée traitée pour l'irrigation

2.1. Critères de qualité des eaux usées pour l'irrigation

Les caractéristiques de qualité chimique et physique sont identiques pour n'importe quelle eau d'irrigation. À cet égard, les directives générales présentées dans le tableau 15 peuvent être employées pour évaluer l'eau usée traitée, utilisée à des fins d'irrigation, en termes de constituants chimiques tels que les sels dissous, le contenu en sodium et les ions toxiques. La procédure demeure la même qu'avec les autres types d'eaux.

Tableau 15 : Directives pour l'interprétation de la qualité de l'eau pour l'irrigation (FAO, 1985)

Problèmes Potentiels	Unités	Degré de restriction à l'usage		
		Aucun	Léger a modéré	Sévère
en Irrigation				
Salinité				
EC _w ¹	dS/m	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
ou				
TDS	mg/l	< 450	450 – 2000	> 2000
Infiltration				
SAR ₂ =0 - 3 et EC _w =	dS/m	> 0,7	0,7 – 0,2	< 0,2
=3 – 6 =		> 1,2	1,2 – 0,3	< 0,3
=6 – 12 =		> 1,9	1,9 – 0,5	< 0,5
=12 – 20 =		> 2,9	2,9 – 1,3	< 1,3
=20 – 40 =		> 5,0	5,0 – 2,9	< 2,9
Toxicité Spécifique des ions				
Sodium (Na)				
Irrigation de surface	SAR	< 3	3 – 9	> 9
Irrigation par aspersion	méq/l	< 3	> 3	
Chlorure (Cl)				
Irrigation de surface	méq/l	< 4	4 – 10	> 10
Irrigation par aspersion	méq/l	< 3	> 3	
Bore (B)	mg/l	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
effets divers				
Azote (NO ₃ -N) ³	mg/l	< 5	5 – 30	> 30
Bicarbonate (HCO ₃)	méq/l	< 1,5	1,5 – 8,5	> 8,5
pH	Gamme normale 6,5 – 8,4			

¹ EC_w signifie la conductivité électrique en deci Siemens par mètre à 25°C.

² SAR signifie le taux d'adsorption de sodium (sodium adsorption ratio).

³ NO₃ -N signifie l'azote sous forme de nitrate rapporté en terme d'azote élémentaire. NH₄-N et N-organique devraient être également examinés dans les eaux usées.

Tableau 16: Les paramètres utilisés pour l'évaluation des eaux usées en agriculture

Paramètres	Symbol	Unité
Physique		
Total des solides dissous	TDS	mg/l
Conductivité électrique	Ec _w	dS/m ¹
Température	T	°C
Couleur/Turbidité		NTU/JTU ²
Dureté		mg equiv. CaCO ₃ /l
Sédiments		g/l
Chimique		
Acidité/Alcalinité	pH	
Type et concentration des anions et cations:		
Calcium	Ca ⁺⁺	me/l ³
Magnésium	Mg ⁺⁺	me/l
Sodium	Na ⁺	me/l
Carbonate	CO ₃ ⁻⁻	me/l
Bicarbonate	HCO ₃ ⁻	me/l
Chloride	Cl	me/l
Sulfate	SO ₄ ⁻⁻	me/l
Sodium adsorption ratio	SAR	
Bore	B	mg/l ⁴
Eléments traces		
Métaux lourds		mg/l
Nitrate-Nitrogen	NO ₃ -N	mg/l
Phosphate Phosphore	PO ₄ -P	mg/l
Potassium	K	mg/l

¹ dS/m = déci Siemens/mètre en SI Unités (équivalent à 1 mmhos/cm)

² NTU/JTU = Nephelometric Turbidity Units/Jackson Turbidity Units

³ me/l= milliéquivalent par litre.

⁴ mg/l == milligrammes par litre = partie par million (ppm); aussi, mg/l ~ 640 x EC en dS/m

Source: Kandiah (1990).

2.1.1. Salinité

Le principal critère d'évaluation de la qualité d'une eau naturelle dans la perspective d'un projet d'irrigation est sa concentration totale en sels solubles.

On estime que la concentration en sels de l'eau usée excède celle de l'eau du réseau d'alimentation en eau potable de quelques 200 mg/l, sauf dans le cas de pénétration d'eaux saumâtres dans les réseaux d'assainissement ou lors de collecte d'eaux industrielles. Cette augmentation n'est pas susceptible, à elle seule, de compromettre une irrigation.

On considère deux catégories de conséquences d'une salinité excessive de l'eau d'irrigation :

- les dommages vis-à-vis des sols et donc, indirectement, vis-à-vis des rendements culturaux,
- les dommages causés aux cultures (Faby, 1997).

Dans la plupart des pays, l'eau utilisée pour l'approvisionnement municipal est l'eau ayant la meilleure qualité disponible et elle est habituellement de faible salinité. Cependant, en conditions de pénurie en eau, la salinité peut être un problème. La quantité et le type de sels présents sont importants pour évaluer si l'eau usée traitée convient pour l'irrigation. Des problèmes potentiels sont liés à la teneur en sels totaux, au type de sel ou à la concentration excessive d'un ou plusieurs éléments (Ayers et Westcot, 1985 cité par FAO, 2003).

2.1.2. Salinisation

Les plantes et l'évaporation prélèvent l'eau du sol en y abandonnant une large part des sels apportés par l'eau d'arrosage; ce qui conduit à augmenter la salinité de l'eau du sol. La pression osmotique de l'eau du sol augmentant avec sa concentration en sels dissous, la plante consacre alors l'essentiel de son énergie non pas à se développer, mais à ajuster la concentration en sel de son tissu végétal de manière à pouvoir extraire du sol l'eau qui lui est nécessaire.

En dessous de 700S/cm, il n'y a pratiquement pas de culture dont le rendement soit affecté par la salinité; entre 700 et 3 000S/cm, le maintien des rendements est encore possible avec des façons culturales adéquates. Quand une tendance à l'enrichissement en sels de la solution du sol menace les rendements culturaux, elle doit être compensée par des irrigations supérieures aux besoins en eau de la culture pour entraîner la solution du sol excessivement enrichie en ions en dessous de la zone racinaire. Des abaques permettent de déterminer le taux de lessivage en fonction de la tolérance au sel de la culture et de la salinité de l'eau appliquée.

Bien entendu, le projet de réutilisation doit se soucier de l'évacuation de l'eau de lessivage. Si la perméabilité du sol n'est pas suffisante, un drainage doit être prévu (FAO, 2003).

2.1.3. Alcalinité

La dispersion de la phase colloïdale du sol, la stabilité des agrégats, la structure du sol et la perméabilité à l'eau sont toutes très sensibles aux types d'ions échangeables présents dans l'eau d'irrigation.

L'augmentation de l'alcalinité du sol, qui peut se produire avec l'eau usée traitée à cause de la concentration élevée en Na, réduit la perméabilité du sol, particulièrement en surface, même si le lessivage a lieu.

Ce phénomène est lié à la dispersion et au gonflement des argiles lorsque la concentration en Na échangeable augmente. Toutefois, pour une certaine valeur du Rapport d'Adsorption du Sodium (SAR : Sodium Adsorption Ratio), la vitesse d'infiltration augmente ou diminue avec le niveau de salinité. Par conséquent, le SAR et EC_w (salinité) devraient être employés en association pour évaluer les problèmes potentiels éventuels (Rhoades, 1977).

2.1.4. Sodisation

L'accumulation de sodium (sodisation) sur le complexe adsorbant des sols peut dégrader les propriétés physiques des sols.

Leur capacité de drainage, donc leur perméabilité, conditionne la productivité des terres irriguées. Un excès de sodium par rapport aux alcalino-terreux (calcium, magnésium, ...) dans le complexe adsorbant provoque une défloculation des argiles, une déstructuration du sol qui se traduit par une réduction de la perméabilité et de la porosité des couches superficielles du sol. L'eau d'irrigation stagne alors à la surface du sol et ne parvient plus jusqu'aux racines. D'autre part, à proportions égales de sodium et d'alcalino-terreux dans la solution, la tendance à la sodisation du sol est d'autant plus forte que la concentration en cations totaux dans la solution est plus élevée. Ainsi, les risques de sodisation relatifs à une eau d'irrigation sont caractérisés par deux paramètres : le SAR (Sodium Adsorption Ratio), qui rend compte du rapport entre les concentrations en sodium et en alcalino-terreux, et la conductivité de l'eau appliquée.

Le SAR défini comme égal à $Na^+ / \sqrt{(Ca^{++} + Mg^{++}) / 2}$, (Na^+ , Ca^{++} et Mg^{++} étant exprimés en meq/l) peut être ajusté pour mieux tenir compte du calcium susceptible de demeurer sur le sol après une irrigation (Faby, 1997).

2.1.5. Les fertilisants dans les eaux usées traitées

La concentration élevée en éléments fertilisants augmente la valeur agronomique des eaux usées. Toutefois, ces éléments nutritifs peuvent constituer un facteur limitant dans le cas d'un apport excessif lié à une concentration élevée ou à un apport d'eau usée important.

Les eaux usées urbaines contiennent beaucoup de nutriments (macronutriments N, P, K, Ca, Mg et micronutriments Fe, Zn, Cu, Mn...)(Massena, 2001), qui sont essentiels à la nutrition des plantes. Cependant, la teneur nutritive de l'eau usée peut excéder les besoins de la plante et constitue ainsi une source potentielle de pollution des eaux de nappe. Elle peut également poser des problèmes liés à un développement végétatif excessif, en retardant la maturité ou en réduisant la qualité des cultures irriguées. Il est donc nécessaire de considérer les nutriments présents dans l'effluent traité en tant qu'élément du programme global de fertilisation des cultures irriguées. À cet égard, l'analyse d'eau usée est requise au moins une fois au début de la saison culturale (FAO, 2003).

2.1.5.1. Charge nutritive en NPK

La concentration en N et P dans les eaux usées traitées secondaires peut varier sensiblement selon la source d'eau usée primaire et le procédé de traitement.

Les concentrations en N et P des installations de traitement conventionnelles, sont habituellement plus élevées qu'en lagunages aérés et en fossés d'oxydation. En général, N et P sont réduits par le traitement mais la concentration en K reste approximativement identique au niveau trouvé dans l'eau usée brute.

L'azote

Il joue un rôle primordial dans le métabolisme des plantes. En effet, c'est le constituant numéro un des protéines qui sont les composés fondamentaux de la matière vivante. L'excès de N, par temps couvert et froid, entraîne l'accumulation des nitrates dans la plante. L'excès des nitrates dans le tissu végétal est néfaste pour la santé du consommateur (cas des légumes foliacés: laitue, céleri, épinards...) (Skiredje, 2005).

La teneur en azote dans les eaux usées peut varier de 20 à plus de 100 mg/l, selon les usages et le traitement de l'effluent de ces eaux (FAO, 1992).

L'usage d'eaux usées en irrigation peut faire craindre un excès d'apports azotés. Cet excès se réfère d'une part aux tolérances de la végétation cultivée et, d'autre part, aux risques de pollution des nappes phréatiques sous-jacentes.

L'azote en quantité excessive peut, dans des mesures qu'il ne faut pas exagérer, perturber certaines productions, retarder la maturation de certaines cultures, abricots, agrumes, avocats, vigne par exemple, altérer leur qualité, comme par exemple réduire la teneur en sucre des fruits ou des betteraves, accentuer la sensibilité des cultures aux maladies, la tendance à la verse pour les céréales, limiter le développement des jeunes racines...etc (Faby, 1997).

Le phosphore

Cet élément joue les rôles suivants : transfert d'énergie (ATP), transmission des caractères héréditaires (acides nucléiques), photosynthèse et dégradation des glucides. C'est un élément essentiel pour la floraison, la nouaison, la précocité de la production, le grossissement des fruits et la maturation des graines (Skiredje, 2005).

Dans l'eau usée après traitement secondaire il varie de 6 à 15 mg/l (15-35 mg/l P_2O_5) à moins qu'un traitement tertiaire l'élimine. L'évaluation de P dans l'eau usée traitée devrait être réalisée en concomitance avec les analyses de sol pour les conseils de fumure (FAO, 2003).

Selon (FAO, 1992), l'effluent des eaux usées peut contenir 5 à 50 mg/l du phosphore, selon l'alimentation et l'usage de l'eau de la population locale. Pendant le prétraitement des eaux usées, et par infiltration à travers le sol, le phosphore organique est converti biologiquement en phosphate. Dans les sols calcaires à pH alcalin, le phosphate précipite avec le calcium pour former le phosphate du calcium. Dans les sols acides, le phosphate réagit avec le fer et les oxydes de l'aluminium dans le sol pour former des composés insolubles.

Quelquefois, le phosphate est immobilisé initialement par adsorption au sol et revient lentement en formes insolubles, en autorisant plus d'adsorption de phosphate mobile, etc. Dans les sables propres avec pH neutre, le phosphate peut être relativement mobile.

Le potassium

Cet élément est très mobile dans la plante et est rapidement distribué dans les différents organes du végétal. Le potassium joue un rôle fondamental dans l'absorption des cations, dans l'accumulation des hydrates des protéines, l'organisation de la cellule, le maintien de la turgescence de la cellule et la régulation de l'économie de l'eau des plantes (régulation des stomates). Le potassium est un élément de résistance des plantes au gel et à la sécheresse ; c'est un activateur du système enzymatique.

Il est essentiel pour le transfert des assimilés vers les organes de réserve (bulbes et tubercules). Dans toutes les conditions de stress, l'apport de K permet de corriger les perturbations éventuelles (Skiredje, 2005).

Le potassium contenu dans l'eau usée n'occasionne pas d'effet nuisible sur les plantes ou l'environnement. C'est un macronutriment essentiel qui affecte favorablement la fertilité du sol, le rendement des cultures et leur qualité. La concentration en K dans l'eau usée traitée secondaire varie de 10 à 30 mg/l (12-36 mg/l K₂O) (FAO, 1992).

Le bore

Cet élément joue un rôle très important pour les plantes puisqu'il intervient au niveau du métabolisme et du transport des glucides, il joue un rôle important au niveau de la formation et de la fertilité du pollen. Il participe à la synthèse des protéines, il a un rôle fondamental dans la résistance des parois cellulaires et favorise la fixation de N₂ atmosphérique chez les légumineuses (Skiredje, 2005).

Dans les eaux usées, le bore provient des lessives et des rejets industriels. A des concentrations très faibles, le bore est indispensable à la croissance des végétaux, ces besoins sont toujours largement couverts par les eaux usées ; mais lorsque sa concentration excède 1 mg/l, il peut être toxique pour les plantes les plus sensibles.

Pour certaines cultures, aucun engrais additionnel n'est nécessaire. Par contre, lorsque les engrais sont nécessaires, les eaux usées pourraient être la réponse pour obtenir un rendement élevé de bonne qualité (Tableau 17).

Cette quantité doit être prise en compte pour préparer le programme de fertilisation en fonction des besoins des cultures.

Les quantités en N, P et K appliquées par hectare avec une irrigation de 1000 mm d'eau usée ayant une concentration telle que montrée au tableau 18 sont données dans ce même tableau. Évidemment, l'apport en nutriments dépend de la quantité totale d'eau usée appliquée. Il est évident que pour avoir une efficacité nutritive élevée, l'irrigation devrait être basée sur les besoins en eau des cultures.

Tableau 17: Apport de nutriments pour diverses quantités d'eau d'irrigation appliquées

Eau d'irrigation m ³ /ha.an	Concentration d'un nutriment dans les eaux usées (mg/l)								
	5	10	15	20	25	30	35	40	50
Quantité de nutriments ajoutée (kg/ha.an)									
1000	5	10	15	20	25	30	35	40	50
2000	10	20	30	40	50	60	70	80	100
3000	15	30	45	60	75	90	105	120	150
4000	20	40	60	80	100	120	140	160	200
5000	25	50	75	100	125	150	175	200	250
6000	30	60	90	120	150	180	210	240	300
7000	35	70	105	140	175	210	245	280	350
8000	40	80	120	160	200	240	280	320	400
9000	45	90	135	180	225	270	315	360	450
10000	50	100	150	200	250	300	350	400	500

Tableau 18: Potentiel de fertilisation par l'eau usée (FAO/RNEA, 1992)

	N	P	K
Concentration en nutriments (mg/l)	40	10	30
Nutriments apportés annuellement par l'application de 10 000 m ³ d'eau/ha (1000 mm)	400	100	300

Dans l'hypothèse d'un taux d'application moyen annuel d'eaux usées de 8 000 m³/ha, l'apport total en azote (N) est de 160 kg/ha/an et en phosphore (P) de 56 kg/ha/an. Une jeune plantation qui se développe rapidement peut exporter jusqu'à 120 à 150 kg de N/ha/an et environ 12 kg de P/ha/an (Braatz et Kandiah, 1996).

En termes de gestion des éléments nutritifs, les irrigations avec des eaux usées peuvent apporter en moyenne par mois en éléments fertilisants :

- azote : 55 unités ou kg par hectare,
- phosphore : 12 unités ou kg par hectare,
- potasse : 45 unités ou kg par hectare,
- magnésium : 60 unités ou kg par hectare (Cadillon et Lancar, 1996).

De telles quantités d'engrais fournissent la totalité ou plus de N normalement requise pour certaines cultures ainsi qu'une grande partie du P et du K.

A cet égard, chaque culture doit être considérée séparément pour estimer les besoins en éléments fertilisants supplémentaires.

Dans certains cas, les nutriments dans l'eau usée peuvent être en quantité supérieure à celle nécessaire à la croissance équilibrée des cultures et peuvent potentiellement stimuler une croissance excessive des parties végétatives des cultures plutôt que les fleurs et les graines. Cela peut être un problème pour des cultures comme le tournesol, le coton et quelques fruits. En cas d'excès de nutriments, un système de culture et/ou un mélange appropriés d'eau usée traitée à de l'eau douce, pour réduire l'application de fertilisants, sont des méthodes conseillées (FAO, 2003).

2.1.5.2. Autres nutriments.

La plupart des eaux usées contiennent habituellement des concentrations adéquates en soufre, zinc, cuivre et autres micronutriments. Ces éléments jouent un rôle déterminant dans le métabolisme de la plante, essentiellement dans les réactions enzymatiques. Leurs rôles spécifiques se présentent comme suit :

Le cuivre : Stimulation de la germination et de la croissance, renforcement des parois cellulaires, catalyseur de la formation d'hormones de croissance, il joue un rôle essentiel dans la nitrification.

Le fer : Élément essentiel dans la formation de la chlorophylle, il a un rôle dans le transport d'oxygène (respiration), c'est un catalyseur de plusieurs enzymes.

Le manganèse : Synthèse de la chlorophylle, il joue un rôle dans la résistance au gel, c'est un activateur du nitrate réductase.

Le molybdène : Action essentielle dans l'assimilation de l'azote, indispensable à l'activité nitrate réductase, indispensable pour les bactéries fixatrices de N₂ pour les légumineuses.

Le Zinc : Rôle important dans la formation de plusieurs hormones de croissance et stimulation de la croissance précoce et du développement des fruits. (Coïc et Coppenet, 1989).

Il faut toutefois garder en mémoire que, sauf exception (établissements industriels très polluants raccordés directement au réseau d'assainissement), les concentrations en métaux lourds dans les eaux résiduaires sont faibles et ne constituent pas un facteur limitant la réutilisation des eaux usées en irrigation.

L'essentiel de ces métaux est retenu dans les boues des stations d'épuration. Il reste cependant prudent, afin d'éviter tout risque, de suivre la qualité des eaux recyclées et de tenir compte de leur composition dans le choix des cultures arrosées (Faby, 1997).

Les concentrations limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation sont présentées au (tableau 1, Annexe2).

Biswas (1987) a rapporté la charge en métaux lourds admise sur les terres agricoles dans quelques pays européens (tableau 19).

Tableau 19. Charge maximum en éléments traces permise sur les terres agricoles en kg/ha.an (adapté de Biswas, 1987).

Pays	Cd	Cu	Cr	Pb	Hg	Ni	Zn
France	5.4	210	360	210	2.7	60	750
Allemagne	8.4	210	210	210	5.7	60	750
Pays-Bas	2.0	120	100	100	2.0	20	400
Angleterre	5.0	280	1000	1000	2.0	70	560

2.2. Les risques liés à la réutilisation agricole des eaux épurées

Les risques liés à une REUE agricole sont :

- le risque microbiologique ;
- le risque chimique ;
- le risque environnemental.

2.2.1. Le risque microbiologique

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 (Murphy et Syverton, 1985, in 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 (évaporation) 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).

La contamination susceptible de se produire se situe à différents niveaux:

2.2.1.1. Le consommateur

La protection du consommateur passe par une réglementation de la qualité sanitaire des eaux utilisée pour l'irrigation. D'autre part, la qualité bactériologique dépend des cultures pratiquées. Pour certaines, un niveau de 10^4 à 10^5 bactéries coliformes sera acceptable. Pour d'autres, ce niveau pourra descendre à moins de 100 / 100 ml, nécessitant ainsi une désinfection de l'eau (Maait, 1997).

2.2.1.2. Cultures légumières

Presque tous les cas d'épidémies cités dans la littérature concernent la consommation de végétaux crus et l'utilisation d'eaux résiduaires brutes, de matière de vidange ou de boues brutes. Compte tenu de l'efficacité des traitements d'épuration et de la désinfection, l'utilisation des eaux résiduaires sur des végétaux à consommer crus est inacceptable, quel que soit le stade de traitement (Maait, 1997). Des cas de contaminations fécales par l'intermédiaire de produits végétaux arrosés par des eaux usées brutes ont déjà été mis en évidence, même si cet exercice est difficile. Par exemple, Froese (1998) rapporte une étude faite par Herwaldt en 1997 dans laquelle une épidémie de Cyclosporiose (*Cyclospora cayetanensis*) a été corrélée à une consommation de framboises importées.

2.2.1.3. Cultures fourragères

L'utilisation des eaux résiduaires urbaines sur prairies pâturées doit être possible sous réserve de respecter un délai entre épandage et pâturage. Les problèmes posés par les bactéries ne semblent pas majeurs, seuls les parasites risquent d'empêcher cette utilisation et de la réduire à des eaux traitées désinfectées. Par ailleurs il serait intéressant d'avoir des informations sur le devenir des agents pathogènes dans l'ensilage. L'utilisation des eaux résiduaires sur prairies de fauche ne semble pas poser de grands problèmes (Maait, 1997).

2.2.1.4. Le personnel d'exploitation

Quelques études menées sur le risque sanitaire pour le personnel font ressortir que ce risque n'est pas plus élevé que pour le personnel travaillant sur les stations d'épuration (Maait, 1997).

En cas des travailleurs agricoles, le risque est plus élevé pour les helminthes. En laboratoire, il a été mis en évidence que l'exposition aux entérovirus est plus élevée, même si sur le terrain il n'y a pas eu d'augmentation de cas cliniques ; 6 études listées par Devaux) montrent que les travailleurs agricoles sont légèrement plus exposés que la population normale ou que les personnels de station d'épuration et les égoutiers ; les nouveaux travailleurs sont plus sensibles que les anciens : il semble y avoir une adaptation immunitaire aux bactéries et aux virus (Clark et *al.*, 1981 in Baumont et *al.*, 2004).

2.2.1.5. Le voisinage immédiat

Il est à mentionné également qu'une épuration insuffisante peut aussi entraîner des nuisances pour le voisinage immédiat en ce qui concerne les odeurs et le développement de moustiques.

Il convint donc, dans la mesure du possible que les terrains agricoles utilisés soient suffisamment éloignés des habitations et en aval par rapport aux vents dominants, d'autant plus l'irrigation se fait asperseurs les risques de contamination humaine par les bactéries ou virus transportés par les aérosols sont toujours possibles (Maait, 1997). Le risque est légèrement plus élevé pour les helminthes et *Shigella*. Cauchi (1998) conclut que le « bilan est maigre au regard du nombre et de la fréquence des pathogènes potentiels [risque potentiel].

Il désigne nettement les helminthes intestinaux comme le risque principal : ascaris, trichocéphales, ankylostomes, à un moindre degré les affections bactériennes (choléra et shigellose), et enfin de façon très limitée, les virus. Pour remédier à cela , il a été mis en place sur certaines réalisation , une zone morte autour du périmètre irrigué ou un rideau d'arbres protecteurs.

2.2.2. Le risque chimique

Au delà de l'effet global de certains constituants de l'eau usée sur les cultures irriguées comme la salinité, l'eau usée peut potentiellement créer une toxicité due à une concentration élevée de certains éléments comme le bore et quelques métaux lourds (FAO, 2003).

2.2.2.1. Les métaux lourds

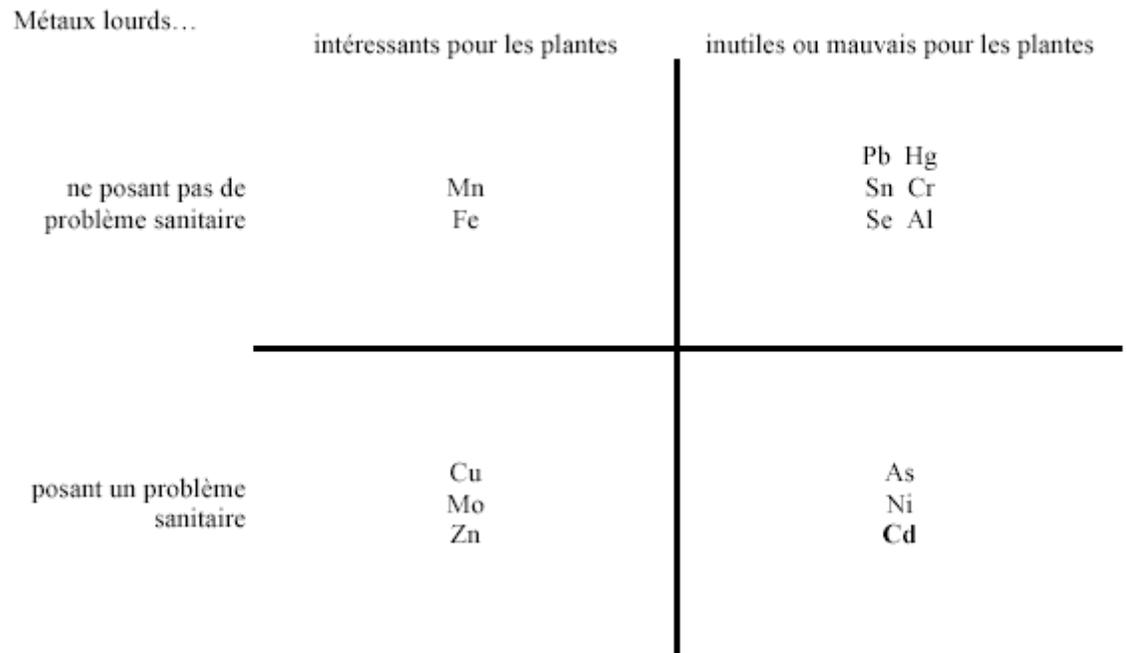
La seule voie de contamination vraiment préoccupante pour les éléments traces est la consommation de plantes cultivées, dans lesquelles ils s'accumulent. Les modes de réutilisation autre que l'agriculture ne semblent pas dangereux et ceci pour deux raisons : premièrement, les quantités d'eau potentiellement ingérables par les utilisateurs sont extrêmement faibles (« boire la tasse » en natation par exemple) et deuxièmement les concentrations en micropolluants sont infinitésimales dans les eaux épurées (Baumont et *al.*, 2004).

Les éléments en trace ne sont pas tous toxiques, beaucoup sont essentiels en petites quantités pour la croissance des plantes (Fe, Mn, Mo, Zn). Cependant, en quantités excessives ils peuvent causer des accumulations indésirables dans les tissus des plantes et une réduction de leur croissance. Il y a eu peu d'expériences dans lesquelles les limites toxiques pourraient être établies, surtout pour l'eau d'irrigation. Cependant, les recherches d'utilisation des eaux usées en irrigation ont gagnées l'expérience suffisante pour définir des limitations.

Il est maintenant reconnu que la plupart des éléments en trace sont fixés aisément et accumulés dans les sols, et parce que ce processus est largement irréversible, des applications répétées avec des taux élevés qui excèdent les besoins des plantes, peuvent contaminer le sol et le rendre improductif. Les études récentes d'usage des eaux usées ont montré que plus de 85 pour cent des oligo-éléments appliqués s'accumulent dans le sol (Ayers et Westcot, 1989).

Le prélèvement des éléments en trace est contrôlé par la demande des plantes, c'est-à-dire par leurs besoins (oligo-éléments) et leur aptitude à prélever ou à exclure les éléments toxiques de leurs tissus.

Quand la concentration d'un élément en traces quelconque dans les tissus atteint le seuil de toxicité, les fonctions physiologiques de la plante sont affectées et la croissance du végétal est ralentie.



(Source : Baumont et *al.*, 2004).

Figure 5. Classification des métaux en fonction de leur dangerosité et de leur intérêt agronomique.

La chlorose et la nécrose, dues le plus souvent à une carence en fer induite par l'excès de métal, accompagnées d'une chute de rendement, sont les symptômes majeurs d'une toxicité due aux métaux.

Toutefois, comme pour la carence, l'interprétation de ses symptômes est délicate et l'analyse foliaire et l'analyse de sol sont indispensables pour conclure et recommander des actions.

Des désordres du métabolismes peuvent se manifester avant l'apparition même de symptômes visuels (réduction de la photosynthèse, activation des enzymes de stress, altération des relations avec l'eau et modification des teneurs en acides aminés ; L'inhibition des enzymes relevait deux types de mécanismes, liaison du métal aux groupements sulphydryles impliquées dans les réactions catalytiques ou dans la structure de l'enzyme, et substitution des métaux essentiels dans les complexes métal-protéines (Bourrelrier et *al.*, 1998).

Le cadmium induit souvent une inhibition de la photosynthèse et le déséquilibre des autres éléments. Dans la cellule les ions Cd^{2+} libres peuvent se lier facilement aux groupements sulfhydryle et phosphate (Rahmoune, 1992).

Dans le cas du cuivre la chlorose est amplifiée par une faible fourniture en fer est observée surtout sur sols sableux. Des changements morphologiques apparaissent aussi, avec une réduction de l'allongement des racines et nombre de poils absorbants et l'inhibition du développement des racines latérales. Le cuivre affecte aussi la mitose et différents systèmes enzymatiques (peroxidase, catalase).

La toxicité du nickel est fréquente sur les sols de serpentine, avec l'apparition de symptômes de chlorose (Hamoudi, 2004).

La phytotoxicité du plomb et du mercure s'exprime rarement dans la mesure où ils sont peu mobiles dans les sols mais, présents sous formes solubles, ces éléments sont très toxiques pour les végétaux, entraînant la destruction des méristèmes racinaires et l'arrêt de la croissance de la plante. Les symptômes visuels sont aussi la chlorose et la nécrose (Rahmoune et *al.*, 2001).

Le cobalt peut causer des chloroses quand il est présent en excès. L'arsenic, très élément toxique pour les animaux, et aussi toxique pour les plantes comme par exemple dans les anciens vergers où des pesticides à base de As-Pb ont été largement employer par le passé.

La toxicité dépend du degré d'oxydation et la forme $As^{+ IV}$ est la plus toxique se qui a pour conséquences d'arrêter transfère vers la chaîne alimentaire.

Le sélénium est facilement absorbé par les plantes ou il peut être transformé en Se organique qui peut affecter le métabolisme du soufre et générer la chlorose (Bourrelier et *al.*, 1998).

En conclusion, remarquons que le risque posé par les métaux lourds dépend de leur toxicité potentielle et du niveau d'exposition (concentration, durée) ; par ailleurs, certains sont bons pour la croissance des végétaux. Ils s'éliminent facilement par des traitements physiques (décantation) et se retrouvent généralement dans les boues.

On notera donc qu'avec un bon traitement, et sauf exception (rejets industriels, accidents), les concentrations de la majorité des métaux lourds dans les eaux épurées domestiques sont trop faibles pour poser un réel problème sanitaire, quelle que soit la réutilisation envisagée, même agricole.

2.2.2.2. Toxicité spécifique des ions

Les ions les plus toxiques rencontrés généralement dans l'eau usée traitée sont le sodium (Na), le chlorure (Cl) et le bore (B) qui cause la plupart des cas courant de toxicité.

Le sodium

La plupart des cultures arboricoles et autre plantes pérennes de types ligneux sont particulièrement sensibles à de faibles concentrations de sodium. Les cultures annuelles sont relativement moins sensibles mais peuvent être affectées par des concentrations plus élevées. Les plantes absorbent le sodium en même temps que l'eau et celui ci se concentre dans les feuilles, pouvant entraîner des dégâts (toxicité) si son accumulation atteint une concentration dépassant la tolérance de la culture. Les symptômes caractéristiques en sont la brûlure ou le dessèchement des tissus situés sur les bords de la feuille qui, à mesure que le phénomène s'aggrave progressivement vers l'intérieur entre les nervures (Maait, 1997).

Les symptômes paraissent en premier lieu sur les plus vieilles feuilles, en commençant par les bords externes. Pour les arbres, la teneur en sodium dans les tissus de la feuille excédent 0,25 à 0,50 pour cent (en poids sec) est souvent associée à une toxicité du sodium. La toxicité du sodium est souvent modifiée ou réduite si le calcium est suffisamment disponible dans le sol (Ayers et Westcot, 1989).

Certaines cultures, comme la vigne, les agrumes, les noyers, l'avocatier et le haricot, les groseilliers, les fraisiers et, d'une manière générale, les fruits à pépins et à noyaux sont sensibles à des concentrations relativement faibles en Na (Faby, 1997).

Le chlore

La plupart des cultures d'arbre et autres plantes ligneuses pérennes sont sensibles au chlore à faibles doses alors que La plupart des cultures annuelles ne le sont pas.

Les cultures très sensibles peuvent être affectées par des teneurs en chlore de la solution du sol à partir de 1 meq/l (Maait, 1997).

Les effets toxiques apparaissent beaucoup plus facilement quand les sels sont apportés directement sur les feuilles lors des irrigations par aspersion. Quand les eaux réutilisées ont été chlorées et que le résiduel en chlore est trop élevé au moment de l'irrigation, les cultures peuvent souffrir si elles sont arrosées par aspersion. Mais le chlore résiduel libre (HOCl, OCl⁻, Cl₂) est très réactif et instable dans l'eau ; il suffit alors de stocker l'eau quelques heures dans un réservoir ouvert pour l'éliminer. Une teneur en chlore résiduelle inférieure à 1 mg/l est sans danger pour le feuillage, mais une concentration supérieure à 5 mg/l serait hautement dommageable. La plupart des projets d'irrigation ne devraient pas rencontrer ce problème s'ils utilisent un réservoir de stockage intermédiaire ; mais il est important de redoubler de précautions si ce réservoir est court-circuité et que l'effluent est directement utilisé (Faby, 1997).

Toutefois, certaines cultures peu sensibles peuvent être affectées par des concentrations plus fortes. Les symptômes de toxicité sont : la brûlure du feuillages ou le dessèchement des tissus foliaires qui se produits de manière caractéristique tout d'abord à l'extrême pointe des feuilles plus âgées puis progressives vers l'arrière en suivant les bords, à mesure que le phénomène s'aggrave (Maait, 1997).

C'est particulièrement vrai pour le Cl et le Na. Quelques valeurs de tolérances au chlore et au sodium sont données au Tableau 33 .Les risques sont moindres avec des irrigations nocturnes.

Le chlorure (Cl) et le sodium (Na) sont moins toxiques que le bore. Dans les régions arides et semi-arides l'eau usée traitée peut avoir une concentration élevée en Cl et Na à cause du contenu relativement élevé en ces éléments dans les eaux domestiques.

Avec une gestion appropriée de l'irrigation (système d'irrigation, fréquence d'irrigation, lessivage), les effets toxiques peuvent être réduits significativement, à des niveaux ne présentant aucune vraie contrainte pour la réutilisation (FAO, 2003).

Le bore

Le bore est un des éléments essentiels à la croissance végétale, mais il n'est nécessaire qu'à des doses relativement faibles. En quantité excessive il devient toxique.

Les problèmes de toxicité par le bore sont souvent en rapport avec la présence de cet élément dans l'eau d'irrigation, mais ils peuvent à l'occasion se manifester quand le bore se trouve naturellement dans le sol. Il semble que la sensibilité au bore affecte des cultures très diverses. Les symptômes de toxicité se manifestent d'une manière caractéristique tout d'abord sur les bouts et les bords des feuilles plus âgées ou par des taches ou un détaches ou un dessèchement des tissus foliaires. Le jaunissement ou les taches sont suivie dans certains cas par un dessèchement qui progresse depuis le bout de la feuille, le long des bords et vers le centrant des nervures (Ayers et Westcot, 1989).

2.2.2.3. Les micropolluants organiques

Le risque posé par les effets à long terme de ces produits, pour lesquels il n'existe souvent aucune étude, est encore inconnu. De même, l'apparition de nouvelles substances toxiques n'est pas à exclure.

Cependant, l'existence de ce risque potentiel ne conduit pas à une interdiction de l'utilisation d'eaux épurées pour l'irrigation (car il faudrait alors également interdire l'utilisation d'eaux superficielles et de certains produits phytosanitaires selon le même principe). Toutefois, il faut rester prudent, surtout vis-à-vis d'eaux épurées urbaines qui, dans certains cas particuliers, pourraient avoir des caractéristiques chimiques différentes et des concentrations en substances toxiques importantes.

La plupart de ces éléments traces sont peu solubles, et les traitements des eaux usées par décantation sont efficaces pour les éliminer. On les retrouve donc plutôt dans les boues que dans les eaux épurées.

Les concentrations infimes dans les effluents d'origine urbaine et leur transfert limité vers les végétaux rendent très faible le risque sanitaire dans le cas d'une réutilisation agricole (Cauchi, 1996), même si certains s'accumulent dans les racines comme le PCB, ou dans les graines de soja pour certains pesticides. Dans le pire des cas, ils ne vont constituer qu'une surcharge au système de détoxification des hommes et des animaux (Faby, 1997).

En conclusion, le problème des pesticides et des métaux lourds est en fait beaucoup plus préoccupant pour le recyclage des boues, dans lesquelles se retrouvent la majorité des micropolluants (Baumant et *al*, 2004).

2.2.3. Le risque environnemental

2.2.3.1. Avantages environnementaux d'utilisation des eaux usées

Lorsque l'eau usée est utilisée correctement à des fins agricoles, plutôt que tout autre utilisation, l'environnement peut être amélioré. Voici quelques avantages environnementaux :

- La suppression de rejet en eaux de surface, prévient l'éventualité de situations esthétiques désagréables, de conditions anaérobies dans les cours d'eau et l'eutrophisation des lacs et réservoirs. La conservation des ressources en eau fournit des avantages à l'utilisation telles que l'approvisionnement en eau et la préservation des étendues d'eau à usage récréatif.

- La sauvegarde des ressources en eaux souterraines dans les zones de surexploitation de ces ressources pour l'agriculture pose le problème de l'épuisement et de l'intrusion du biseau salin.

- La possibilité de conservation des sols et de leur amélioration par apport d'humus sur les terres agricoles et de prévention de l'érosion.

2.2.3.2. Effets négatifs potentiels sur l'environnement

L'utilisation d'eau usée pour l'irrigation peut avoir également des effets négatifs sur l'environnement et la santé humaine. Les principaux dangers pour l'environnement associés à l'eau usée sont :

- L'introduction des produits chimiques dans des écosystèmes sensibles (principalement le sol, l'eau et les plantes),

- La propagation des microorganismes pathogènes (FAO, 2003).

A. Effets sur le sol

Ces impacts sont d'importance particulière pour les agriculteurs puisqu'ils peuvent réduire la productivité, la fertilité et le rendement de leurs terres. Le sol doit rester à un bon niveau de fertilité chimique et physique, afin de permettre une utilisation durable à long terme et une agriculture rentable. Les problèmes prévus au niveau du sol sont :

- La salinisation,
- L'alcalinité et la réduction de la perméabilité du sol,
- L'accumulation d'éléments potentiellement toxiques,
- L'accumulation de nutriments (FAO, 2003).

Le principal risque encouru par le sol lors de l'irrigation des cultures par des eaux d'effluents moyennant les différentes techniques existantes est celui du colmatage. En règle générale, ce colmatage n'affecte que la partie superficielle du sol.

B. Effets sur les eaux souterraines

Dans certaines conditions, les effets sur les eaux souterraines sont plus importants que les effets sur le sol. La pollution des eaux souterraines avec des constituants de l'eau usée est possible (FAO, 2003). La contamination des eaux souterraines dépend de trois paramètres : le sol, les roches sous-jacentes et la nappe.

Deux caractéristiques sont essentielles pour les sols : la capacité de rétention et la capacité d'épuration. Les sols qui ont une bonne capacité de rétention sont les sols argilo sableux, ceux ayant une mauvaise qualité sont les roches fissurées.

Une bonne capacité de rétention assure une bonne assimilation par les plantes et un étalement de la pollution dans le temps. La capacité d'épuration est assurée par la fixation des substances polluantes (adsorption, précipitation), la transformation des molécules organiques par des micro-organismes et l'exportation par les végétaux (Asano, 1998).

C. Effet sur les eaux superficielles

Les rejets directs d'eaux épurées posent des problèmes d'eutrophisation des cours d'eau, de qualité de l'eau destinée à la production d'eau potable (norme d'un maximum de 50 mg/l pour l'azote) et de contamination microbiologique des zones de conchyliculture. C'est pourquoi une réutilisation des eaux usées épurées est quasiment toujours préférable à un rejet direct dans le milieu (Baumont *et al.*, 2004).

La concentration élevée en N et P dans l'eau usée est d'un intérêt particulier lorsque l'eau usée est mélangée dans un barrage, avant irrigation, car ces éléments peuvent créer des conditions favorables à l'eutrophisation. Dans de telles conditions, l'apparition d'algues vertes est très fréquente et il est difficile de remédier aux problèmes y associés, en particulier à l'obstruction des systèmes d'irrigation pressurisés. Ce problème est un des soucis majeurs des agriculteurs.

Le problème d'eutrophisation et du déficit en oxygène, dû aux nutriments dans l'eau usée, est particulièrement important quand l'effluent est déchargé dans les étendues d'eau (fleuves, lacs et mer). L'azote est le facteur limitant pour la croissance des algues en mer, alors que N et P sont les facteurs limitants dans les lacs, les bassins d'eau salée et dans les barrages où l'eau usée est stockée avant irrigation (FAO, 2003).

2.3. Les différentes réglementations dans le monde

2.3.1. Les références : les recommandations de l'OMS et de l'USEPA

2.3.1.1. Le point de vue de l'OMS

Les recommandations de l'OMS sont les seules à l'échelle internationale. Elles sont source d'inspiration pour de nombreux pays à travers le monde (tableau 2, annexe 3).

Ces recommandations ne concernent que l'usage agricole, et il y a donc un "vide juridique" pour les autres usages. Les normes concernent uniquement les quantités de micro-organismes. Les protozoaires ne sont pas inclus directement car il est considéré qu'ils sont éliminés en même proportion que les helminthes. Les virus ne sont pas considérés non plus, leur présence étant difficile à détecter lors des contrôles de routine. Ces normes sont destinées à une utilisation internationale, et sont donc adaptées aux pays en voie de développement. Elles représentent la limite au-delà de laquelle la santé publique n'est plus assurée (FAO, 2002).

2.3.1.2. Le point de vue de l'USEPA

L'USEPA (United States Environmental Protection Agency) a publié en 1992, en collaboration avec l'USAID (United States Agency of International Development), ses propres recommandations sur la REUE, intitulées "*Guidelines for Water Reuse*" (tableau 3, annexe 4). Contrairement à l'OMS, ces normes ne sont pas basées sur des études épidémiologiques et une estimation du risque, mais sur un objectif de zéro pathogène dans les eaux réutilisées. Les normes microbiologiques sont donc beaucoup plus strictes.

Les normes de l'USEPA concernent tous les usages envisageables pour des eaux usées épurées (usage urbain, agricole, industriel, recharge de nappe, etc.) ce qui en fait un outil puissant. Plusieurs paramètres sont pris en compte : le pH, la Demande biologique en oxygène, la turbidité ou les solides en suspension et les coliformes fécaux. Il faut retenir que seul le facteur "coliformes fécaux" permet de juger de la qualité microbiologique.

Le pH est toujours fixé entre 6 et 9. La turbidité ne doit pas dépasser en général 2 NTU. La DBO maximale est fixée soit à 10 mg/l, soit à 30 mg/l, selon les usages. Les coliformes fécaux doivent être soit en concentration inférieure à 200 CF/100 ml (pour l'irrigation avec restriction, les usages paysagers, industriels et environnementaux), soit à un niveau de non détectabilité (pour l'irrigation sans restriction, la baignade et la réutilisation indirecte pour l'eau potable). Enfin, ce qui est un des aspects les plus drastiques des normes de l'USEPA, dans la plupart des cas il est imposé une norme en chlore résiduel de 1 mg/l (Massena, 2001).

2.3.2. La législation Algérienne

2.3.2.1. Le contexte réglementaire

La réglementation algérienne est assez succincte concernant la réutilisation des eaux usées épurées. Les textes de la loi n° 05/12 du 04 Août 2005 relative à l'eau sont :

Art. 2.- Les objectifs assignés à l'utilisation, à la gestion et au développement durable des ressources en eau visent à assurer :

-la préservation de la salubrité publique et la protection des ressources en eau et des milieux aquatiques contre les risques de pollution à travers la collecte et l'épuration des eaux usées domestiques et industrielles ainsi que des eaux pluviales et de ruissellement dans les zones urbaines.

Art. 4.- les eaux usées épurées et utilisées dans un but d'utilité publique font partie du domaine public hydraulique naturel.

Art. 43.- conformément aux dispositions des articles 48 à 51 de la loi n° 03-10 du 19 Joumada El-Oula 1424 correspondant au 19 Juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable, les milieux hydriques et les écosystème aquatiques doivent être protégés de toute forme de pollution susceptible d'altérer la qualité des eaux et de nuire à leurs différents usages.

Art. 46.- Sont interdits :

-tout déversement ou rejet d'eaux usées de toute nature dans les puits, forages, galerie de captage, fontaines et abreuvoirs publics, oueds à sec et canaux.

Art. 52.- Les caractéristiques techniques des systèmes d'épuration des eaux usées sont fixées par voie réglementaire en prenant en compte notamment les critères relatifs aux agglomérations, aux possibilités d'utilisation des eaux épurées, aux risques de contamination et de pollution.

Art. 77.- Sont soumises au régime de la concession d'utilisation des ressources en eau, les opérations portant sur la réalisation d'infrastructures destinées à l'utilisation d'eaux usées épurées pour des usages agricoles individuels ou collectifs ou pour des usages industriels.

Art. 82.- Les cahiers de charges portant sur la concession d'utilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation de certaines cultures ou l'arrosage d'espaces verts doit tenir compte des mesures préventives liées aux risques sanitaires et aux impacts sur l'environnement.

Art. 93.- Des aides et soutiens de toute nature peuvent être accordés aux personnes physiques ou morales, de droit public ou privé, qui initient et mettent en œuvre des opérations portant notamment sur l'utilisation des eaux usées épurées en vue de valoriser les eaux traitées.

Art. 130.- L'utilisation des eaux usées brutes pour l'irrigation est interdite. (Journal officiel de la république Algérienne n° 60, 2005).

2.3.2.2. Norme de la qualité de l'eau

L'eau est le fluide vital de la vie sur terre et constitue un aliment fondamentale, assez rare dans notre pays, qu'il faut protéger contre toute forme de pollution. La préservation de ce facteur exige un contrôle continu pour le comparer avec les normes nationales (tableau 20).

Tableau 20 : La réglementation algérienne

Paramètres	Normes
Physico-chimiques	
Température	Moins de 25° C
pH	6,5 à 8,5
Chlorures	20 à 200 mg
Sulfates	25 à 200 mg
Carbonates et bicarbonates	Moins de 30 mg
Calcium	100 à 200 mg
Magnésium	30 à 50 mg
Dureté totale	100 à 500 mg
Sodium	20 à 150 mg
Potassium	10 à 12 mg
Aluminium	0,2 mg
Substances indésirables	
Nitrate	25 à 50 mg
Nitrite	0,1 mg
Ammonium	0,5 mg
Azote	1 mg
Matière organique	2 à 5 mg
Autres substances	
Fer	0,2 mg
Manganèse	0,05 mg
Cuivre	1 mg
Zinc	5 mg
Phosphore	5 mg
Argent	0,01 mg
Substances toxiques	
Arsenic	0,05 mg
Cadmium	0,05 mg
Cyanure	0,05 mg
Chrome	0,05 mg
Mercure	0,05 mg
Nickel	0,05 mg
Plomb	0,05 mg

(Source : Benabdeli, 2005).

La foresterie urbaine

3.1. Définition

Dans leur sens le plus large, les forêts urbaines sont définies comme l'ensemble de la zone forestière sur laquelle la population urbaine exerce une influence. Dans un sens plus strict, la foresterie urbaine se rapporte aux arbres et aux espaces boisés situés dans les villes et les agglomérations: arbres d'ornement et agricoles, arbres de rue et de parc, espaces boisés résiduels et espaces verts nouveaux implantés sur des terrains vagues laissés à l'abandon (Kuchelmeister et Braatz, 1993).

3.2. L'importance des forêts urbaines

L'arbre intervient dans l'amélioration des conditions générales de l'éco-communauté urbaine. Son rôle est multiple : social, psychologique, paysager, politique, etc. L'espace arboré des villes constitue donc un patrimoine économiquement très important. (Bory, 2000).

On reconnaît de plus en plus que les forêts urbaines améliorent les conditions de vie dans les villes, contribuant par leurs bienfaits tangibles (aliments, énergie, bois, fourrage) et moins tangibles à la satisfaction des besoins locaux. La foresterie urbaine multifonctionnelle revêt une importance toute particulière pour les habitants pauvres des villes.

3.2.1. Bienfaits tangibles

3.2.1.1. Aliments

Les produits alimentaires tirés des arbres situés dans des jardins agro forestiers privés ou des parcelles assignées à l'intérieur de jardins publics peuvent apporter une contribution notable à la sécurité alimentaire dans les pays en développement (Kuchelmeister, 1999). Les plantes comestibles sauvages, peu exigeantes en soins, conviennent souvent parfaitement, pour leurs usages multiples, comme plantations ornementales d'alignement.

3.2.1.2. Bois de feu

Le bois de feu représente entre 25 et 90 pour cent des approvisionnements en énergie des ménages urbains; il s'agit d'une source d'énergie particulièrement importante dans les petits centres urbains du monde en développement, notamment dans les zones arides (Kuchelmeister, 1998).

3.2.1.3. Bois d'œuvre

Disposer d'approvisionnements en bois d'œuvre suffisants représente un problème pour un nombre croissant de ménages dans les pays en développement. Dans les zones urbaines, les principales sources de bois d'œuvre sont les plantations d'arbres, les arbres de rue, les rideaux-abris ou brise-vent, les parcs et les jardins. La récolte du bois d'œuvre est associée dans bien des villes à d'intenses activités de loisirs de plein air. La plantation systématique d'arbres de rue pour leur production ligneuse est une pratique courante en Chine et en Malaisie (Webb, 1998). Dans les pays industrialisés, certaines agglomérations couvrent le coût des soins donnés aux arbres par la récolte du bois.

3.2.2. Services environnementaux

3.2.2.1. Amélioration du microclimat et de la qualité de l'air et réduction du gaz carbonique.

3.2.2.1.1. Epuration chimique

Les arbres urbains peuvent améliorer la qualité de l'air en rafraîchissant et purifiant l'atmosphère. Un aménagement du paysage comportant la plantation stratégique d'arbres peut contribuer à la conservation de l'énergie et au confort humain, sans climatisation. Comme ils réduisent les besoins de consommation d'énergie fossile, les arbres urbains constituent un investissement rentable pour l'atténuation de l'effet de serre.

La plantation de végétation est une stratégie efficace, utilisée de plus en plus fréquemment dans la lutte contre la pollution atmosphérique (Kuchelmeister, 1998). Les arbres réduisent la pollution en limitant la consommation d'énergie, les émissions de gaz carbonique et l'ozone des basses couches de l'atmosphère; le feuillage fixe les poussières en suspension dans l'air et grâce au mécanisme de la photosynthèse, ils libèrent dans l'atmosphère l'oxygène indispensable à la respiration.

Il faut savoir : qu'un arbre absorbe 15 fois plus de gaz carbonique (CO₂) qu'il n'en rejette ;

-un très gros arbre, d'un cinquantaine d'années, produit assez d'oxygène quotidiennement pour une personne ;

-qu'il faut 130 arbres mûres pour fixer les 4500 kg de carbone qu'une automobile produit en parcourant 20 000 km (<http://www.ville.laval.qc.ca/>).

3.2.2.1.2. La fixation des poussières

En retenant les poussières sur le feuillage, les végétaux participent à la purification de l'air. Cependant, pour que cette action soit efficace, il ne faut pas que les végétaux soient surchargés, ce qui suppose une surface en espaces verts et un volume de végétation suffisant.

L'air d'une rue bordée d'arbres contient 3 % à 7% moins de poussières que l'air d'une rue sans arbres.

Dans un centre ville, dans une rue bordée d'arbres, on peut relever 3000 particules de poussières par volume alors qu'une même rue sans arbres en aurait entre 10000 et 12000. (Benabdeli, 2005).

3.2.2.1.3. La thermorégulation

Les espaces arborés favorisent également un abaissement des températures (d'ou un rafraîchissement de l'ambiance) et une augmentation de l'humidité relative de l'air.

Ces grands végétaux modifient par la présence de leur feuillage le microclimat de l'endroit où ils croissent. Une étude a démontré que lorsque la température de l'air est de 29° C, la température au niveau de la rue se situe autour de 42° C alors que sous la frondaison d'un arbre, celle-ci ne s'élève qu'à 31° C. Cette différence résulte du fait que les rayons du soleil sont réfléchis par les feuilles.

D'autre part, par le biais de la transpiration, le feuillage aide à rafraîchir l'air en produisant de la vapeur d'eau. (<http://www.ville.laval.qc.ca/>)

En été, un arbre adulte évapore par jour entre 28 à 1130 litres d'eau selon sa situation et la température ambiante. Il joue le rôle d'humidificateur, le phénomène est simple, l'eau évaporée au niveau des feuilles se fait avec absorption de chaleur, d'où baisse de la température.

En période estivale, le long d'une rue plantée d'arbres, la température sera de 3 à 5°C inférieure à celle relevée sur une rue adjacente mais dépourvue d'arbres. Au milieu d'un grand parc cette différence peut atteindre 6 à 8 ° C. (Benabdeli, 2005).

La présence de grands conifères permet de réduire les coûts de chauffage des résidences en bloquant les vents dominants durant les périodes les plus froides de l'hiver. Certains parlent d'une réduction de l'ordre de 10% du coût de chauffage d'une maison protégée par des arbres et de gros arbustes (Kuchelmeister, 1998).

3.2.2.1.4. Le rôle d'isolation phonique

La présence des arbres atténue également les bruits. Par exemple, un talus d'une quarantaine de mètres de largeur et de 15 mètres de hauteur réduit le bruit de 6 à 8 décibels ; cette réduction correspond à une diminution de 30 à 40 % du bruit ambiant (<http://www.ville.laval.qc.ca/>)

Des plantations denses en bordure de route à circulation dense peuvent réduire le son de 80 à 60 décibels (Benabdeli, 2005).

3.2.2.2. Utilisation, recyclage et conservation des eaux.

Les forêts urbaines peuvent jouer un rôle dans la protection de l'approvisionnement en eau des villes, dans les systèmes de traitement des eaux usées et dans la gestion des eaux d'orage.

La plupart des agglomérations pauvres sont confrontées au problème du traitement des eaux usées et pourraient installer des étangs de stabilisation dans les parcs et destiner les eaux usées recyclées à la foresterie urbaine. Le recyclage des eaux usées urbaines permet non seulement de réapprovisionner les aquifères, mais aussi de réduire la pression exercée sur des réserves en eau très restreintes. C'est dans les zones arides des pays en développement que les potentialités du recyclage des eaux usées sont les plus grandes (Braatz, 1996; Kuchelmeister, 1998).

3.2.2.3. Conservation du sol.

Les arbres et les forêts contribuent à la conservation du sol en prévenant les glissements de terrain dans les écosystèmes fragiles, là où le sol est en pente, la végétation rare et les pluies saisonnières agressives, protégeant ainsi les populations et leurs logements.

3.2.2.4. Déchets solides et remise en état des sols.

Le recyclage des résidus des arbres urbains contribue à réduire le volume des déchets à éliminer et procure de nouvelles matières premières (Webb, 1998). Dans les villes pauvres, la plupart des "résidus" serviront de combustibles, tandis que dans les villes plus riches, ils seront utilisés par exemple pour la réalisation de paillis.

Les terrains inutilisés et dégradés et les sites de décharge à remettre en état sont de plus en plus souvent reboisés et transformés en parcs. Lorsque le sol est pollué, notamment par des métaux lourds, quelques arbres peuvent en absorber les substances polluantes. Le niveau de pollution peut être progressivement réduit par des abattages répétés et le débusquage du bois (Kuchelmeister, 1999).

3.2.2.5. Biodiversité.

Les espaces verts jouent un rôle fondamental dans la biodiversité urbaine. Les zones suburbaines humides peuvent être parmi les écosystèmes naturels les plus productifs et offrir des habitats importants pour la faune. La mise en place de réseaux d'espaces verts favorisera la conservation biologique et stimulera la biodiversité; les ceintures vertes et les couloirs de verdure (parcs linéaires) peuvent faire fonction de couloirs biologiques (Kuchelmeister, 1999).

3.2.3. Bienfaits sociaux

3.2.3.1. Santé

Les parcs et les espaces verts offrent un environnement pour des activités physiques salutaires. Par ailleurs, la jouissance des espaces verts peut aider les citoyens à se détendre ou leur donner un regain d'énergie. Améliorer la qualité de l'air à travers la végétation a certainement un impact sur la santé, avec des effets aussi manifestes que la diminution des cas de maladies respiratoires (Kuchelmeister, 1998).

3.2.3.2. Emploi

La plantation d'arbres et les systèmes agroforestiers urbains, notamment, peuvent être consommateurs de main-d'œuvre et offrir ainsi des perspectives d'emploi qui seraient précieuses dans les villes les plus pauvres. Dans les pays plus riches, l'industrie arboricole est une importante activité économique.

Les forêts urbaines et les espaces verts ouvrent également des débouchés dans le secteur des loisirs pour toute sorte d'entreprises structurées ou non.

3.2.3.3. Éducation

Les forêts urbaines sont un élément de plus en plus apprécié de l'éducation relative à l'environnement. Un certain nombre de villes, dans les pays industrialisés comme dans les pays en développement, ont des jardins botaniques, des zoos, des sentiers de nature et des centres d'information où les visiteurs peuvent obtenir des renseignements sur la flore et la faune. Des arbres et des espaces boisés aisément accessibles constituent un cadre d'apprentissage fondamental, structuré ou non.

3.2.3.4. Loisirs

Les forêts urbaines valorisent considérablement les loisirs de plein air. Les résidents à faible revenu tendent à fréquenter les parcs urbains plus souvent que les citadins plus prospères, car ils n'ont pas les moyens financiers et le temps libre nécessaires pour se rendre dans des aires de détente plus distantes. Pour que les populations à faible revenu puissent en profiter, les forêts et les espaces verts doivent être situés à une distance de parcours à la mesure de leurs moyens et être dotés de tous les aménagements voulus.

3.2.3.5. Développement de la conscience communautaire et valorisation de la propriété

La participation publique à la gestion des arbres dans les villes peut contribuer au renforcement des communautés de quartier en offrant aux habitants la possibilité d'œuvrer de concert dans l'intérêt de l'environnement local (NUFU, 1998).

Des études ont montré que le prix des logements augmentait lorsque la propriété était associée à des arbres urbains, plus-value pouvant aller par exemple jusqu'à 5 pour cent à Hong Kong (Webb, 1998) et dans la ville finlandaise de Salo (Tyrvainen, 1999) et atteindre 18 pour cent aux États-Unis (Morales, Micha et Weber, 1983). À Singapour et à Kuala Lumpur, il a été constaté qu'un paysage urbain riche en arbres constituait un élément d'attraction puissant pour de nouvelles entreprises et de nouveaux investisseurs (Kuchelmeister, 1998).

3.3. Les conditions de l'arbre dans la ville

Au plan technique, la croissance des arbres dans les environnements urbains se heurte souvent à une série de problèmes. Il importe, dans la mesure du possible, que les types et les espèces/provenances/cultivars de l'arbre choisi démontrent une adaptabilité et une tolérance reconnue à ces conditions dont certaines sont indiquées au tableau 21.

Tableau : 21 Conditions de site communes aux environnements urbains et qualités correspondantes des arbres à y planter

Conditions du site	Attributs désirables
Compaction du sol et mauvais drainage	<ul style="list-style-type: none"> • système racinaire robuste • tolérance modérée aux conditions anaérobies
Faibles niveaux d'éléments nutritifs du sol	<ul style="list-style-type: none"> • fixation de l'azote ou autre association microbienne (par ex. mycorhizes) • racines profondes • faible besoin physiologique en éléments nutritifs
Pénurie d'eau	<ul style="list-style-type: none"> • série de mécanismes visant à réduire la pénurie d'eau (soit en maximisant l'absorption soit en limitant les pertes)
Pollution du sol - par exemple, salinité due à l'application de sel sur les routes (dans les pays tempérés); niveau élevé de métaux lourds, etc	<ul style="list-style-type: none"> • tolérance aux polluants en question
Pollution atmosphérique - le niveau de certains polluants varie selon les lieux	<ul style="list-style-type: none"> • tolérance aux polluants en question • caractéristiques générales faisant que certains arbres éliminent plus efficacement les polluants atmosphériques
Proximité d'immeubles et d'autres structures	<ul style="list-style-type: none"> • système racinaire: non agressif, profond • hauteur: les arbres de petite taille sont probablement préférables; de grands arbres pourraient heurter les lignes électriques aériennes et jeter une ombre excessive sur les immeubles
Exposition aux aspersions de sel (le long des côtes)	<ul style="list-style-type: none"> • tolérance aux aspersions de sel
Exposition aux vents forts (plus probable le long des côtes)	<ul style="list-style-type: none"> • résistance des branches aux vents violents • système racinaire profond

Les conditions d'un site urbain sont extrêmement complexes et la réaction des arbres à cet environnement est généralement mal connue même dans des pays, comme l'Amérique du nord, qui ont conduit intense recherche en la matière.

Par exemple, selon une étude récente réalisée par Clark et Kjelgren (1990), les réactions des arbres à la pénurie d'eau peuvent être groupées en deux grandes stratégies (adaptation ou acclimatation), qui entraînent une série de mécanismes visant soit à maximiser l'absorption de l'eau soit à en limiter la perte. Cependant, on n'a pas pu déterminer la catégorie qui convient le mieux à une situation urbaine car on sait que les essences qui s'adaptent bien au milieu citadin appartiennent à toutes les deux.

Dans les pays en développement, rares sont les études scientifiques qui ont été conduites sur les réactions de différentes espèces ou provenances à des conditions données du milieu urbain.

Cependant, les enquêtes réalisées sur les arbres existants en ville peuvent fournir un grand nombre d'informations et donner des indications sur l'opportunité de planter une certaine essence dans un milieu urbain désigné. La lacune principale de ces enquêtes est qu'elles n'évaluent que des essences qui ont déjà été adoptées. Le manque de connaissances sur la capacité des essences à s'adapter aux conditions urbaines fait que "La tendance à accepter les espèces "faciles" s'ancre inexorablement (<http://www.fao.org/docrep/005/t1680f/T1680F08.htm>).

3.3.1. Principaux facteurs

L'arbre en ville se caractérise par une couronne contrainte et un système racinaire atypique (fig.6, tableau : 28). Les arbres en milieu urbain se trouvent dans un environnement très différent de celui de leur milieu d'origine. Ceux qui ont le plus à souffrir des conditions difficiles sont les arbres d'alignement.

Ils subissent de multiples agressions et contraintes qui ont pour conséquence principale de voir leur croissance et leur longévité inférieures à celles d'individus de la même espèce vivant dans des conditions plus favorables.

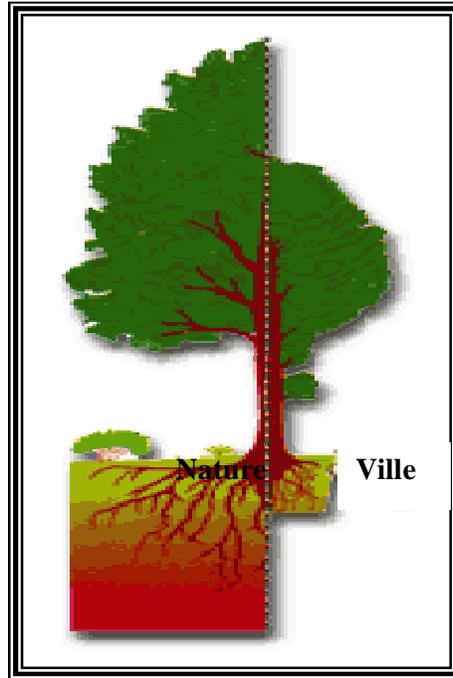


Figure 6 : Comparaison schématique de la croissance de l'arbre dans deux milieux.

Besoins de la gestion future

Lorsqu'on choisit une essence ou une combinaison d'essences forestières à planter, on devra tenir compte des besoins de la gestion future. Les facteurs à considérer sont les suivants:

- besoins en eau: nécessité d'irriguer (choisir des essences tolérantes à la sécheresse si l'irrigation s'avère difficile);
- taux de croissance: le sarclage et les autres soins seront moins nécessaires avec des espèces à croissance rapide;
- vulnérabilité aux maladies: les coûts d'entretien des espèces/variétés ou cultivars résistants aux maladies seront probablement plus faibles;
- croissance: pour certains arbres un élagage s'impose pour conserver la silhouette ou le feuillage désirés, ce qui pourrait accroître les coûts d'entretien (<http://www.fao.org/docrep/005/t1680f/T1680F08;htm>).

Tableau 22 : Plantations d'arbres à objectifs multiples: caractéristiques principales à considérer

Objectif	Attributs clés
Ornement	<ul style="list-style-type: none"> • Fleurs: taille, couleur, période de floraison • fruits: peuvent être attractifs mais salissent en tombant ou en pourrissant • feuillage: forme, changement de couleur, caractéristiques saisonnières • Ecorce: structure, couleur • hauteur • taille et forme de la couronne • intérêt culturel • taux de croissance
Ombre	<ul style="list-style-type: none"> • taille, structure et forme de la couronne • a feuillage persistant ou décidu
habitat de la faune sauvage	<ul style="list-style-type: none"> • fruits comestibles pour les oiseaux et les animaux • taille de la couronne (comme abri) • associations particulières entre les insectes/oiseaux/animaux et les arbres
réduction du bruit	<ul style="list-style-type: none"> • taille, structure et forme de la couronne • hauteur
réduction de la pollution atmosphérique	<ul style="list-style-type: none"> • taille, structure et forme de la couronne
production de fruits	<ul style="list-style-type: none"> • préférence du consommateur pour l'espèce ou le cultivar (production familiale/commerciale) • valeur nutritive • temps qui s'écoule entre l'établissement et la production • caractéristiques saisonnières de la production (pour les citoyens pauvres, aliments pendant les périodes de pénurie?)
Fourrage	<ul style="list-style-type: none"> • préférence locale pour certaines espèces - dictée probablement par les caractéristiques saisonnières (le fourrage de saison sèche est normalement recherché)-, appétibilité et valeur perçue du fourrage
bois de feu	<ul style="list-style-type: none"> • essences préférées par les consommateurs locaux • brindilles, chute des feuilles (comme combustible à ramasser)
bois de construction	<ul style="list-style-type: none"> • essences préférées par les consommateurs • production envisagée (poteaux ou rondins) • taux de croissance

Actuellement, la sélection des arbres urbains est liée à deux grands problèmes, les arbres urbains sont des cultivars communs sélectionnés pour des plantations « paysagers », secondo, les conditions de croissance peuvent varier d'une région à l'autre.

Un petit nombre d'espèces utilisées comme arbres urbains dérive de l'utilisation prolongée de cultivars, espèces considérées comme les plus vigoureuses, les plus agréables esthétiquement et les plus faciles à propager.

En Algérie, les arbres d'alignement et des espaces verts ont été plantés durant l'époque coloniale, ces arbres se sont bien comportés dans l'ensemble, mais on assiste actuellement à des nouvelles plantations dont le taux d'échec reste parfois élevé, ainsi que le choix de l'espèce.

Parmi les espèces essentiellement recensées, on retrouve le Frêne, Les Eucalyptus, Le Platane, Le Mûrier, Le Cyprès, Le Micocoulier, Le Tilleul, Le Sophora, Le Melia, Le Peuplier, Les Acacias, L'Orme, L'Ailante, Le Prunier, Le Troène, Le Faux Poivrier, Le Robinier, Les Pins...etc, Il faut tout simplement dire qu'il n'y a pas de choix judicieux fait par les services concernés pour des raisons certainement techniques (Ababsa, 2003).

3.4. Menaces aux forêts urbaines

Les forêts urbaines doivent faire face à des menaces tant physiques que politiques :

- Transformation des secteurs naturels et boisés de banlieue en secteurs urbains dépourvus (ou presque) d'arbres;
- Disparition de terre végétale (topsoil) durant l'aménagement de terrains, préjudiciant ainsi à la croissance des arbres;
- Introduction de parasites, de maladies et de plantes exotiques et envahissantes comme la maladie hollandaise de l'orme, la spongieuse asiatique et le nerprun commun;
- Extension de l'infrastructure urbaine (ex. l'élargissement des routes);
- Plantation d'arbres et de végétation d'origines inconnues susceptibles de provoquer la mort des arbres;
- Augmentation des périodes de sécheresse, de la pollution causée par le sel de voirie et de la pollution atmosphérique (www.treecanada.ca/programs.htm)

3.5. Les paramètres biochimiques étudiés

3.5.1. La chlorophylle

La chlorophylle est le pigment assimilateur principal des végétaux supérieurs. Ce pigment, situé dans les chloroplastes des cellules végétales, intervient dans la photosynthèse pour intercepter l'énergie lumineuse, première étape dans la conversion de cette énergie en énergie chimique.

Son spectre d'absorption du rayonnement lumineux est responsable de la couleur verte des végétaux : la longueur d'onde la moins absorbée est le vert, c'est donc cette couleur qui est perçue.

Les chlorophylles sont associées à d'autres pigments, les carotènes et les xanthophylles. Ces derniers, de couleur orangée – rouge, sont en partie à l'origine de la coloration des feuilles en automne lorsque les chlorophylles se dégradent. Il existe deux chlorophylles principales chez les végétaux verts, chlorophylle *a* et chlorophylle *b* (Milcent et Chau, 2003)

Il existe plusieurs formes de chlorophylle différenciables selon leur structure chimique. La chlorophylle *a* existe chez tout les végétaux ($\approx 2\text{g} / \text{Kg}$ de feuilles fraîches) et la chlorophylle *b* se trouve chez les Cormophytes (végétaux supérieurs) et les Chlorophycées (algues vertes) à des teneurs moindres ($\approx 0.75\text{g} / \text{Kg MF}$). Deux autres variantes existent chez les Phéophycées (algues brunes) et les Rhodophycées (algues rouges), respectivement les chlorophylles *c* et *d*. La chlorophylle est également fortement réfléchissante dans le proche infrarouge (700 nm), les clichés aériens en fausses couleurs (IR + rouge + vert) permettent aux spécialistes de reconnaître les essences par analyse radio métrique (<http://fr.wikipedia.org/wiki/Chlorophylle>).

3.5.1.1. Structure chimique et biosynthèse

La chlorophylle est une chlorine (quatre noyaux pyrroles en cercle), chélatant un atome de magnésium au centre, ainsi qu'un alcool à longue chaîne, le phytol. Elle présente une structure quasi-identique à l'hème (présente dans les globules rouges sanguins). C'est la présence, dans sa structure, de nombreuses doubles liaisons conjuguées qui permet une interaction avec le rayonnement lumineux et son absorption. Les chaînes latérales de la chlorine sont variables et ceci entraîne une modification du spectre d'absorption entre les différentes familles de chlorophylles.

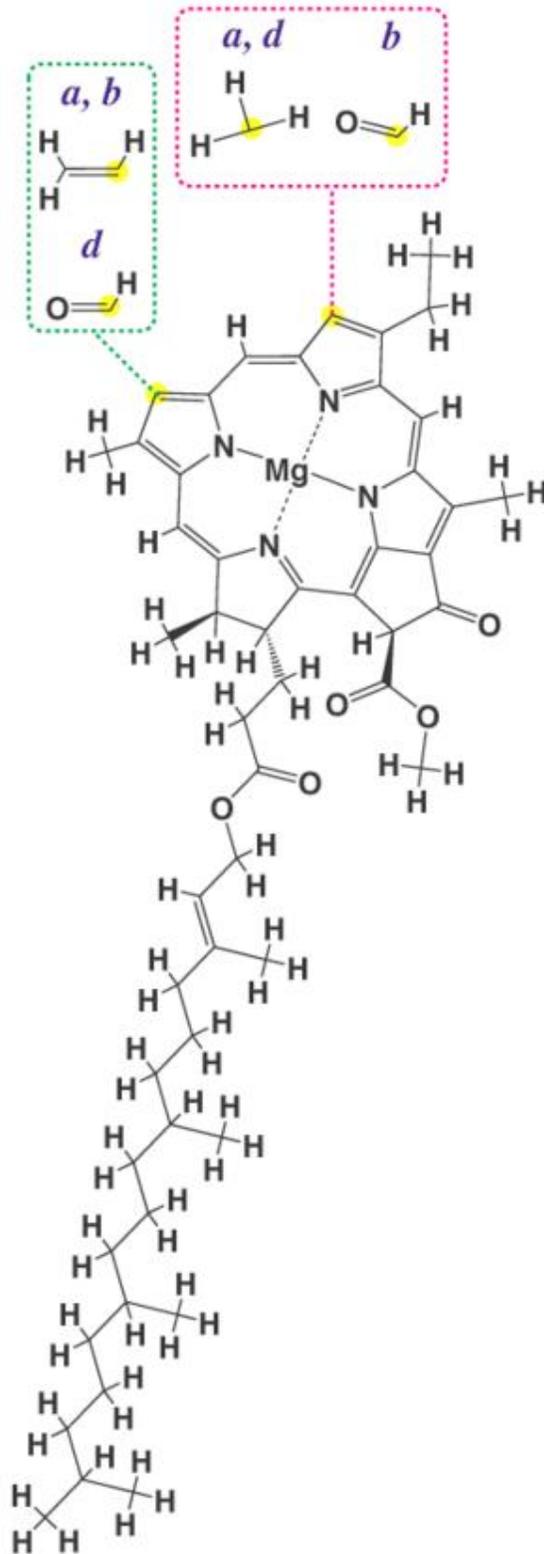


Figure 7 : Structure classique de la chlorophylle a, b et d

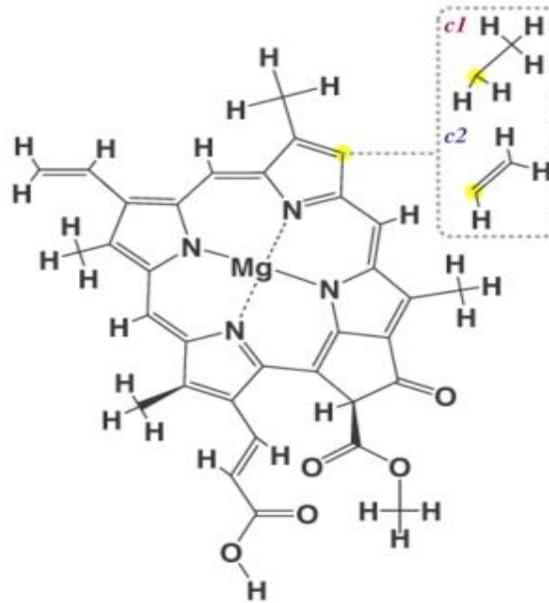
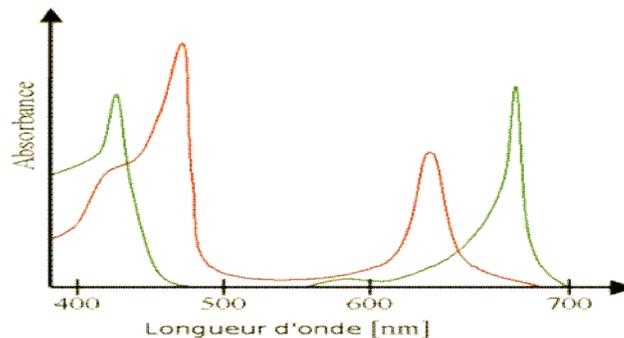


Figure 8 : Structure classique de la chlorophylle c1 et c2

Un déficit de magnésium dans le sol affecte donc directement la biosynthèse des chlorophylles, la quantité de pigment fabriquée sera faible et les nouvelles feuilles seront vert-pâle, voire jaunes. Une manifestation de la carence (plus ou moins prononcée) en minéraux affectant la teneur finale en chlorophylle est appelée chlorose.

La chlorophylle, faiblement soluble dans l'eau, l'est en revanche beaucoup plus dans l'alcool éthylique (<http://fr.wikipedia.org/wiki/Chlorophylle>).

3.5.1.2. Spectre d'absorption



En vert le spectre d'absorption de la chlorophylle de type A et en rouge le spectre d'absorption de la chlorophylle de type B.

Figure 9 : Spectre d'absorption

Le spectre visible se situe approximativement entre 380 nm à 780 nm bien qu'une gamme de 400 nm à 700 nm soit plus commune. La lumière perçue comme « verte » par l'œil et le cerveau humain à une longueur d'onde, selon les notions de la couleur « verte », approximativement entre 500 et 565 nm.

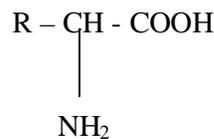
On remarque sur le graphique que l'absorbance de la chlorophylle est moindre pour cette plage du spectre électromagnétique. La chlorophylle absorbe donc la majeure partie du spectre visible sauf la lumière verte (<http://fr.wikipedia.org/wiki/Chlorophylle>).

3.5.2. La proline

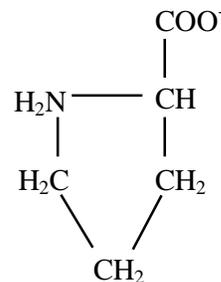
La proline ou acide pyrrolidine 2 –carboxylique (C₅ H₉ O₂ N), est l'un des vingt principaux acides aminés naturels qui entrent dans les constitutions des protéines.

C'est un corps blanc, très soluble dans l'eau, le méthanol, le benzène et le toluène. Elle est facilement oxydée par la ninhydrine. La proline est neutre et non toxique (Ait Kaki, 1993).

a : Formule générale des acides aminés



b : Formule de la proline



3.5.2.1. Métabolisme de la proline

D'après Venekamp et Koot (1988), les précurseurs de la proline sont le glutamate et l' α – Ketoglutarate.

D'autres pensent que le métabolisme de la proline est sous l'action de certaines enzymes comme la pyrroline -5- carboxylate réductase (P5C) et la proline déshydrogénase. La proline serait synthétisée à partir de l'acide glutamique par l'intermédiaire de l'acide semi-aldehyde glutamique et de l'acide 5-carboxylique 1 pyrroline (P5C) (Monneveux et Nemmar, 1986).

La synthèse de la proline est une voie qui tout en n'étant pas la plus complexe souligne le nombre important d'étapes que peut nécessiter la synthèse de certains acides aminés, à fortiori si ceux-ci sont cycliques.

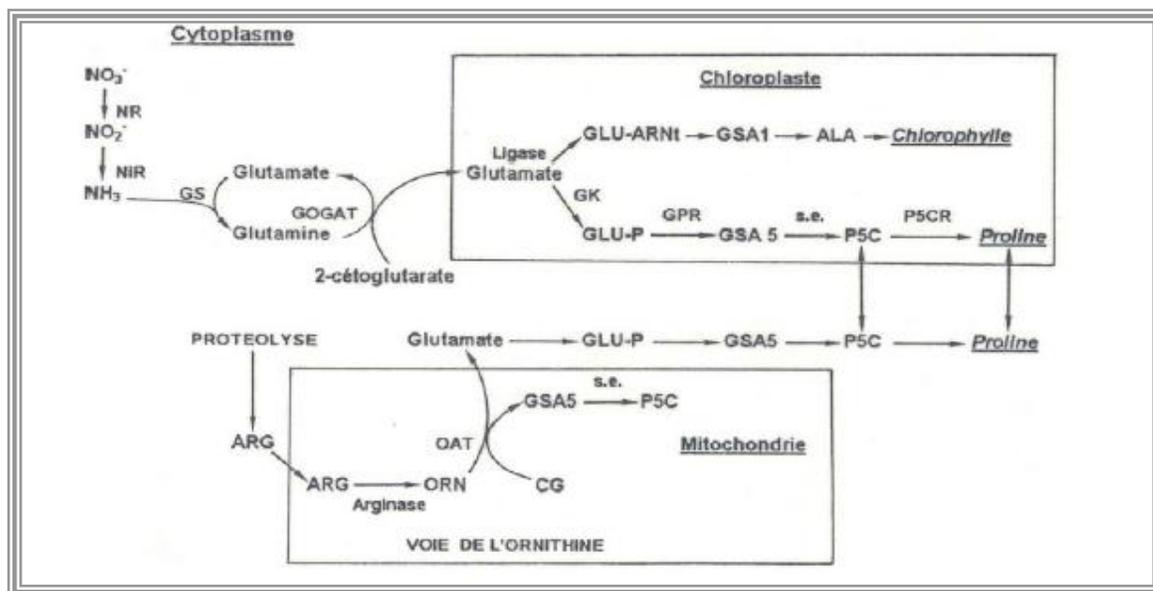


Figure 10. Interconnexion des voies de biosynthèse de la chlorophylle et de la proline. ALA: Alanine, ARG: Arginine, CG: Céto-glutarate, GLU-P: Glutamyl phosphate, GLU-ARNt: Glutamyl-ARNt, GOGAT: Glutamate synthase, GS: Glutamine synthétase, GSA1: Glutamate 1-semialdéhyde, GSA5: Glutamate 5-semialdéhyde, ORN: Ornithine, P5C: Pyrroline 5-carboxylate, GK: Glutamyle Kinase, GPR: Glutamyle phosphate réductase, OAT: Ornithine-aminotransférase, P5CR: Pyrroline5-carboxylate réductase, NiR: Nitrite réductase, NR: Nitrate réductase, s.e: sans enzyme.(Tahri *et al.*, 1998).

3.5.2.2. Accumulation de la proline sous stress

La production et l'accumulation de la proline sont fréquemment associées à un stress telles que : sécheresse, salinité, attaques virales, (Côme, 1992). Son accumulation rapide lors du stress hydrique a, en effet, été mise en évidence chez de nombreuses plantes, particulièrement chez l'orge (Lewin *et al.*, 1978), le blé tendre (Tan, 1982), la tomate (Aloni et Rosenchtein, 1984 cité par Dellaa, 2003), le blé dur (Dib *et al.*, 1992) et l'Atriplex (Rahmoune et maâlame, 2002).

D'autres facteurs influent sur l'accumulation de la proline tels que : l'inhibition de l'oxydation due à un effet mitochondrial, et à la réduction du taux de translocation de l'acide aminé à travers le phloème (Carceller, 1995).

La proline peut intervenir en régulant par l'augmentation de sa concentration la pression osmotique interne, mais aussi en inhibant les mécanismes d'auxésis (Smai, 1991).

D'autres auteurs, proposent qu'elle constitue un stock d'azote utilisable par la plante postérieurement à la période de souffrance hydrique (Dib *et al.* 1992).

Additionnellement, la synthèse de la proline peut être incluse dans la régulation du pH cytoplasmique. Par conséquent, elle aide dans la stabilisation des protéines

membranaires et des protéines libres, ceci suggère qu'elle a un rôle osmoprotecteur, du fait qu'elle est le plus accumulée dans les plastides, les mitochondries et le cytosol, mais non dans les vacuoles ; ceci suggère que les chloroplastes et les mitochondries importent la proline, et la vacuole a une activité exportatrice du moment que la concentration de la proline est faible à son niveau par rapport au cytosol au court du stress.

Il est à noter que la synthèse des protéines est étroitement liée au métabolisme des sucres et la respiration à partir de l' α -cétoglutarate intermédiaire du cycle de Krebs qui donne le squelette carboné pour la synthèse de la proline. Cependant, la synthèse des protéines, associée avec le catabolisme des sucres, pourrait jouer un rôle majeur dans la mobilisation de l'énergie métabolique requise durant le stress pour une compartimentation ionique et synthèse des osmolytes (Bellinger et Larher., 1987).

3.5.3. Accumulation des sucres solubles sous stress

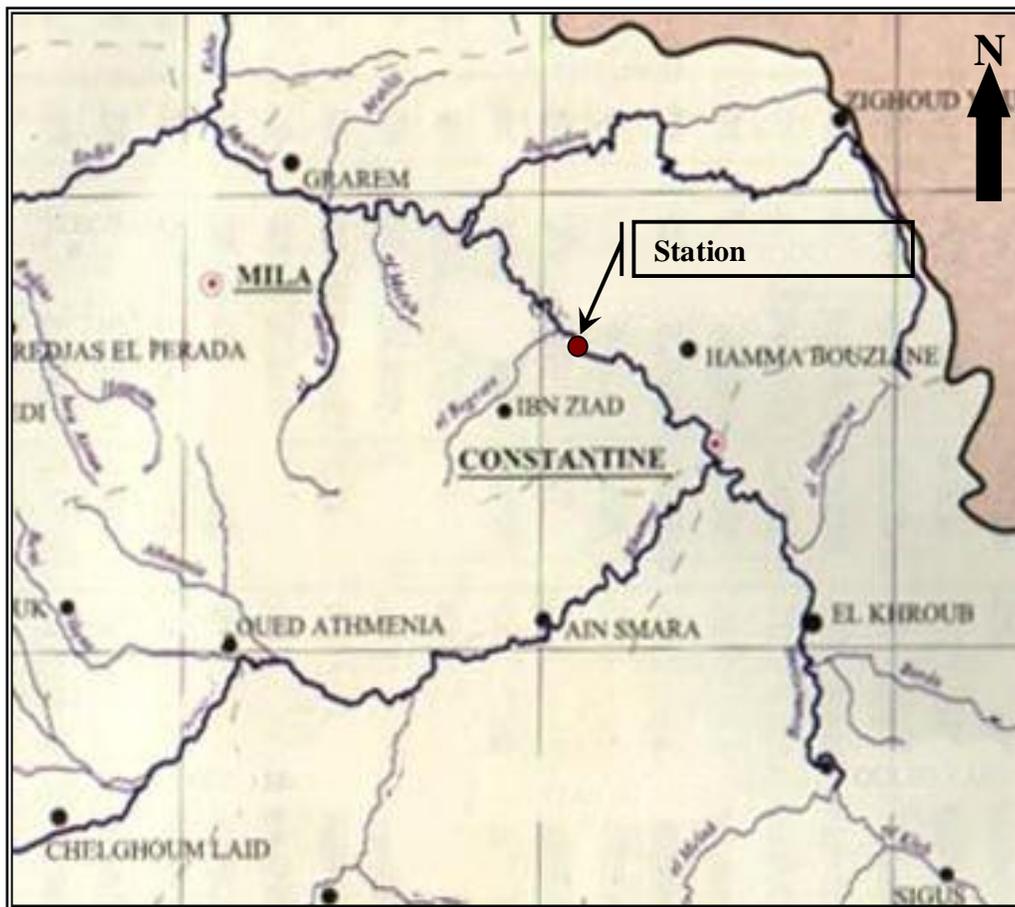
Le saccharose et l'amidon sont les premiers glucides stables, issus des processus photosynthétiques du cycle de Calvin et de la voie du glycolate. L'amidon s'accumule dans les chloroplastes, tandis que le saccharose synthétisé dans le cytosol est stocké dans la vacuole ou transféré vers les organes puits (Nouri, 2002). L'amidon des tissus chlorophylliens a fait l'objet de nombreux travaux, (Hawker et al., 1991).

Depuis longtemps, il est connu que le taux des sucres augmente considérablement chez les plantes soumises aux différents types de stress ; en effet, cela a été vérifié par Chunyang., (2003) chez des arbres adultes d'eucalyptus sous différents stress hydriques. Les principaux sucres solubles accumulés sous stress sont : le glucose, fructose et le saccharose (Hare et al., 1998), et ces derniers semblent jouer un rôle très important dans le maintien d'une pression de turgescence qui est à la base des différents processus contrôlant la vie d'une plante.

Présentation de la zone d'étude.

4.1. Localisation de la station d'épuration d' IBN ZIAD.

La station d'épuration des eaux usées d'Ibn Ziad est située à 12 km de la ville de Constantine, dans la daïra de Hamma Bouziane, sur la route de Mila. Elle s'étend sur une superficie de 12 Hectares Fig (11). Elle se localise entre 6° 30 et 6° 45 Nord et entre 36° 15 et 36° 30 Est. Elle se trouve au nord de la Mechtat Ouldjet el Cadi, en bas de la route nationale N°2 (Cahier N°2 de l'agence du bassin hydrographique « Constantinois – Seybousse – Mellegue », 2001).



Source : Les cahiers de l'agence, n°2 2001

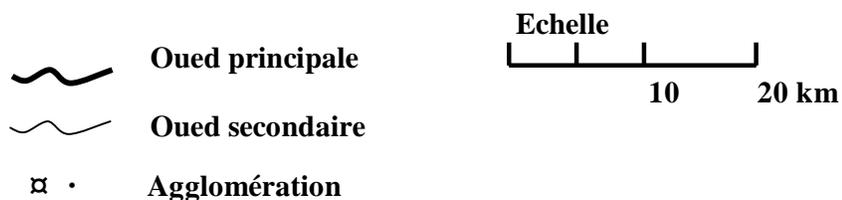


Figure 11 : Localisation de la station d'épuration

4.2. Capacité du traitement des eaux usées.

La station d'épuration d' IBN ZIAD a été conçue en 1978 par des Yougoslaves, pour traiter un débit moyen de 150 l/s avec une capacité maximum de 800 à 1000 l/s. C'est une station d'épuration à boues Activées, prévue pour 450.000 habitants équivalents. Elle a été mise à l'essai le 15/05/1997, et en service réel le 15/09/1997 ; elle traite aujourd'hui une partie des rejets d'eaux usées déversées par la ville de Constantine. (Aide mémoire – document interne A.N.P.E, 1996).

4.3. Qualité des eaux usées brutes.

Les eaux usées se classent généralement en deux catégories : les eaux d'égouts et les eaux industrielles. La station d'épuration d'IBN ZIAD traite les eaux usées d'égouts de Constantine; ces eaux proviennent de diverses origines : ce sont aussi bien les eaux usées industrielles que domestiques.

Elles sont acheminées à la station par une conduite à écoulement gravitaire (Photo 1).

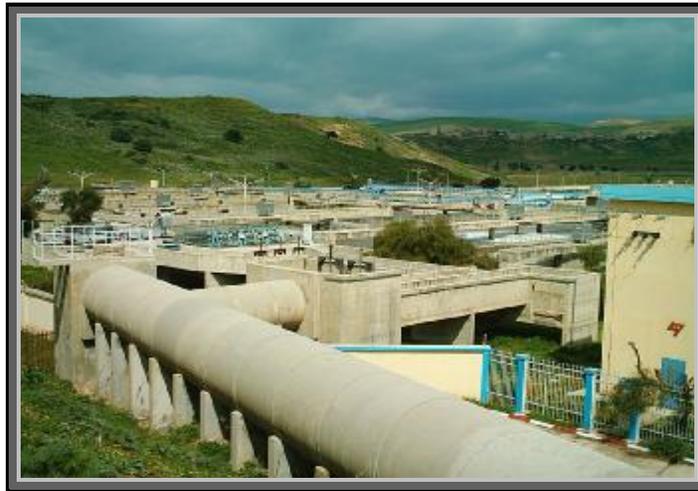


Photo 1 : Conduite principale des eaux usées qui alimentent la station d'épuration d'IBN ZIAD

Capacité nominale de traitement et qualité moyenne requise des eaux usées avant traitement

Débit moyen : $69.120 \text{ m}^3/\text{jour}$ soit 800 l/s

Débit de pointe: $8640 \text{ m}^3/\text{heure}$ soit 2400 l/s

Demande biologique d'oxygène (DBO) : 0.054kg/hab/jour

Charge moyenne de DBO/jour : 20736 kg

Concentration moyenne de DBO : 300 mg/l

Charge moyenne de DCO/jour : 49920 kg
Concentration moyenne de DCO : 722 mg/l
Charge de solide en suspension (SS) : 0.09 kg/hab/jour
Charge moyenne de SS/jour : 500 mg/l
Concentration en ammonium (NH₄) : 50 mg/l
Charge d'ammonium par jour (NH₄) : 3456 kg
Charge de boue : 0.1 kg DBO/ kg LMSS/Jour
Liquueur mixte SS : 3500 mg/l

Il est à noter que le niveau des solides en suspension était plus élevé que le niveau de la DBO alors que pour les eaux usées domestiques typiques, ces niveaux sont en général similaires. Cette différence suggère la présence d'un matériau interne tel que du sable. Ce facteur aura pour effet de réduire le nombre de bactéries entraînant l'oxydation et d'augmenter légèrement la production apparente de boues.

4.4. La qualité de l'effluent traité.

La qualité de l'effluent traité devra correspondre aux caractéristiques suivantes :

Demande Biologique Oxygène (DBO) : \leq à 10mg/l
Matière en Suspension (MES) : \leq à 10mg/l
Ammonium (NH₄) : \leq à 3mg/l
Total des coliformes : $<$ à 100 par 100ml
Teneur en oeufs d'helminthes: \leq 1 par litre

L'effluent traité est rejeté actuellement dans l'Oued Rhumel. Il pourrait être pompé pour l'irrigation.

4.5. Traitement.

La filière d'épuration des eaux usées utilisée dans la station est la suivante :

- Dégrillage grossier par grilles avec râteau manuel.
- Dessablage et dégraissage par le biais de canaux déssableurs aérés, avec écumage.
- Traitement biologique dans des réservoirs aérés à boues activées.
- Décantation dans des décanteurs secondaires, circulaires à racleur.
- Dégrillage moyen par grilles avec râteau manuel dans le canal des boues activées de retour.

- Désinfection au chlore (de la proportion du débit destiné à l'irrigation) cependant cette phase n'est pas encore réalisée.
- Les boues excédentaires provenant du procédé d'épuration subissent le traitement suivant :
 - Epaissement dans des épaisseurs à grille racleuse.
 - Séchage par évaporation naturelle dans des lits de séchage des boues.

4.5.1. Prétraitement

4.5.1.1. Le criblage grossier

L'égout d'amenée déverse les eaux usées dans une chambre de réception à l'entrée de la station, de là, les eaux usées sont envoyées dans les cribles. Ceux-ci se comportent en trois jeux de cribles à râteaux mécaniques, constitués de barreaux de 12 mm de diamètre, espacés de 20 mm. (Photo 2)

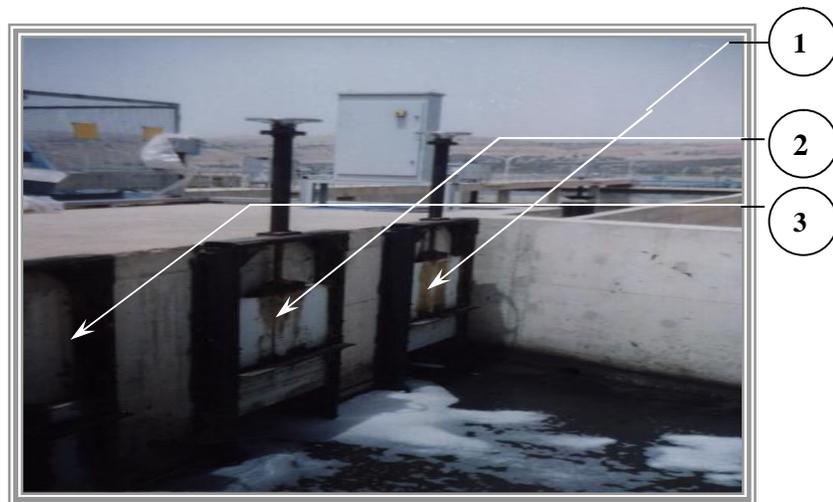


Photo 2 : Vue des trois entrées de l'eau usée au criblage grossier, avec des ouvertures manuelles (1, 2,3).

Chaque crible a une capacité maximale de 1200 l/s et un débit de pointe de 0,9 m/s. Deux cribles constituent les unités de service, tandis que le troisième est une unité de secours. Les détritiques du criblage sont éliminés définitivement vers une benne de rejet.

4.5.1.2. Séparation du sable et de la graisse

Le sable et la graisse sont éliminés des eaux usées dans un canal aéré à écoulement en spirale et à double compartiments, les deux moitiés du canal fonctionnent ensemble et en parallèle.(Photo 3)

Les eaux usées criblées entrent dans le canal à bas niveau. Les agitateurs à air, installés au fond du canal provoquent une rotation en spirale du débit permettant au gravier et au sable de se déposer au fond du canal tandis que la matière organique reste suspendue. Les graisses et les huiles montent à la surface et demeurent dans le canal d'aération pendant quatre minutes environ.

Un pont roulant à entraînement électrique acheminé sur des rails le long du bassin, s'étend au dessus des deux canaux a sable.

Des pompes élévatoires sont suspendues sur le pont avec des tuyaux d'aspiration dans chaque moitié du bassin dessableur.

Le sable retiré est refoulé dans un canal de décharge et rincé dans un clarificateur électrique. Il est ensuite envoyé dans une benne pour l'évacuation définitive.

Le pont roulant supporte aussi un écrémeur qui enlève la graisse de la surface du bassin et la transporte pour une évacuation définitive.

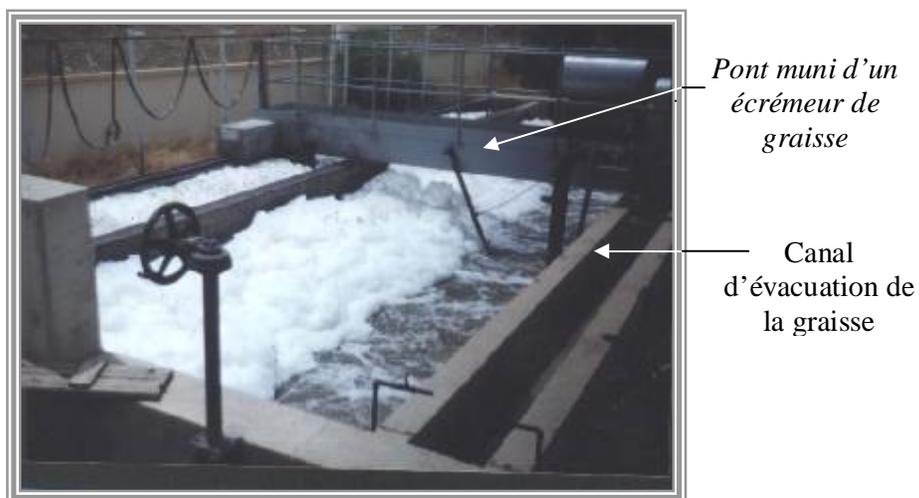


Photo 3 : vue d'ensemble sur la séparation du sable et de la graisse.

4.5.2. Traitement secondaire (biologique)

4.5.2.1. Bassins d'aération

Les eaux usées criblées et dessablées s'écoulent vers une chambre de séparation et de mélange où elles sont divisées en quatre parties (Photo 4).

Les boues activées sont ajoutées à chaque partie et le mélange s'écoule dans les unités d'aération. Quatre bassins d'aération fonctionnent en parallèle.

Chaque bassin d'aération fait 63 m de long sur 42 m de large et divisé en six compartiments. Une paroi centrale divise le bassin sur deux moitiés, avec des divisions sous l'eau. Des mélangeurs et des aérateurs sont suspendus sur les ponts en béton qui longent chaque moitié du bassin.

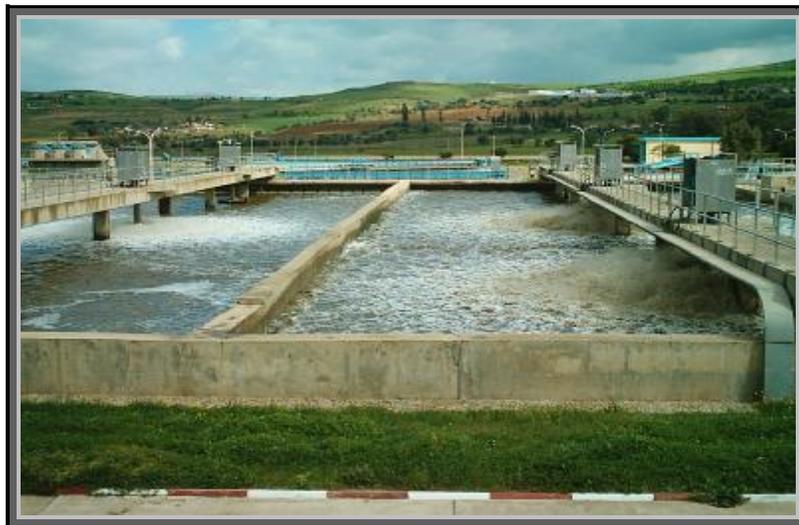


Photo 4 : Bassins d'aération.

Les deux premiers compartiments sont dénommés « zones d'anoxie » et sont munis d'un mélangeur visant à assurer la suspension du mélange "boues activée et eaux usées" (liqueur mixte). Les quatre derniers compartiments, sont munis d'aérateurs mécaniques superficiels alimentant la liqueur mixte en oxygène dissous.

La liqueur mélangée et traitée passe sur le déversoir de sortie est envoyée dans le bassin de décantation secondaire. Les boues activées y sont décantées des eaux usées

4.5.2.2. Décantation secondaire

La liqueur mélangée s'écoule dans l'un des huit bassins de décantation secondaire disposés parallèlement les uns aux autres, où les boues activées tombent au fond du bassin et sont enlevées. Chaque bassin fait 39 m de diamètre avec une paroi latérale de 2,5 m de profondeur et une pente du sol de 7,5°. (Photo 5).

La liqueur mélangée entre au centre du bassin par un agitateur central et traverse le bassin vers le déversoir de sortie. Chaque bassin peut être isolé par une vanne.



Photo 5 : Décanteurs secondaires

Chaque bassin est muni d'un pont racleur et un racleur à ailettes immergés. Les racleurs entraînent les boues activées décantées vers le centre du bassin et dans une trémie centrale. De là elles sont acheminées vers quatre chambres de recueil des boues. Chaque chambre dessert deux bassins de décantation. Les eaux usées traitées de sortie s'écoulent dans un canal de sortie commun qui les achemine vers l'oued Rhumel.

4.5.2.3. Boues activées de retour

Des pompes à vis sont utilisées pour renvoyer les boues activées vers les bassins d'aération pour traiter une nouvelle quantité des eaux usées. (Photo 6).



Photo 6 : Vue des trois pompes à vis

Il y a trois pompes de 1,64 m de diamètre avec une inclinaison de 30° chacune. Les boues remontent à 4 m vers la décharge d'où elles s'écoulent par gravité vers le canal de partage d'écoulement. Une autre quantité de boues est définitivement évacuée.

4.5.2.4. Evacuation des boues

Epaississeur des boues

Les boues excédentaires, de la station de pompage des boues de retour s'écoulent vers deux bassins d'épaississement des boues de 17 m de diamètre, munis chacun d'un agitateur à pieux fixe sur le pont et d'un clapet de sectionnement manuel. (Photo 7).

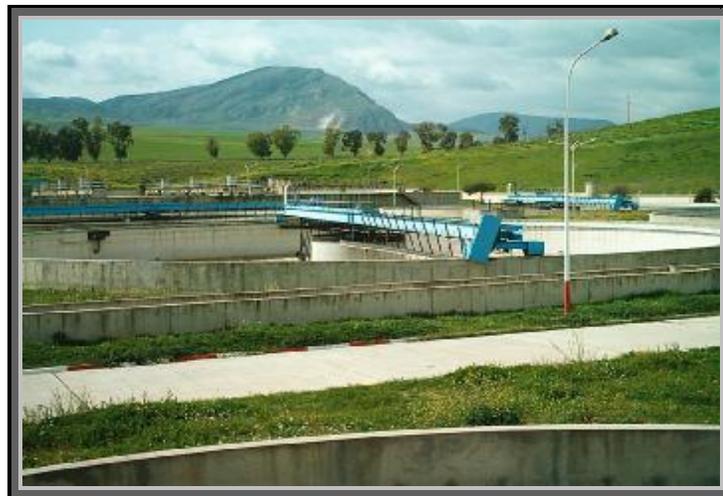


Photo 7 : Bassins d'assainissement des boues activées

Les boues pénètrent dans le bassin par un tranquillisateur central et sont doucement agitées par l'épaisseur à entraînement électrique. Ce dernier tourne doucement et les boues épaissies tombent au fond du bassin d'ou elles sont raclées vers le bord.

Les débits de chacun des bassins se mélangent et s'écoulent par gravitation vers les lits de séchage, la partie qui surnage passe au dessus du déversoir périphérique et le débit combiné des deux bassins est renvoyé à la station de pompage des boues de retour.

Lits de séchage des boues

Les boues épaissies s'écoulent par gravité des épaisseurs vers l'un de 24 lits de séchage, leur superficie totale est de 21 600 m³. (Photo 8)

Les boues sont distribuées par une série de tuyaux et de clapets, et l'eau surnageante est drainée manuellement des lits par un système de vannes et renvoyé à la station pour être traitée.

L'eau décantée s'écoule vers un puisard de décantation puis refouler vers un puisard des boues de retour. Le reste de l'eau s'évapore et les boues sèchent à l'air.



Photo 8 : Lits de séchage

4.5.3. Traitement tertiaire

Le traitement tertiaire représente un post de chloration (mais non équipé), il est normalement destiné à un traitement poussé des eaux usées traitées pour des fins d'irrigation.

Matériels et méthodes

5.1. Site expérimental

Les essais ont été menés dans une chambre de culture avec des conditions semi contrôlées données dans le tableau suivant :

Facteurs		Température	Photopériode	Intensité lumineuse	Humidité relative
Périodicité	Nuit	7,92° C	8 H	-	59 %
	Jour	28,22° C	16 H	2925 volte/9m ²	80 %

5.2. Matériel végétal

Les plantes utilisés sont le *Schinus môle* (Faux poivrier) l'*Acacia cyanophylla* et l'*Eucalyptus gomphocephala* , âgées de 9 mois, choisis en fonction de l'intérêt qu'ils présentent dans la foresterie urbaine et les plantations d'ornement et d'alignement, ont une valeur à la fois esthétique et économique, à feuilles persistantes. Ces plantules sont issues de la pépinière de Djebel El Ouahch, elles ont été apportées en tant que plantules âgées de 9 mois ; on a choisi les plantules ayant atteint un niveau de croissance identique (même longueur et même nombre de feuilles) que l'on place dans des pots de végétation d'une contenance d'environ 3,5 litres, a raison d'un individu par pot pour les six répétitions de chaque traitement.

5.2.1. Faux poivrier (*Schinus molle*)

Le *Schinus molle* appartient à la famille des Anacardiaceae, c'est une essence à croissance rapide. Cet arbre est utilisé pour garnir les jardins et les avenues à cause de l'élégance de son feuillage et de ses longues panicules de fruits (Lapie et Maige, 1914).



Photos 9 : Faux poivrier (*Schinus molle*)

- **Caractère botanique :**

- Catégorie : arbre dioïque.
- Port : pleureur.
- Feuillage : Feuilles (10- 12 cm) composées, bipennées, 14 - 24 paires de folioles à nombreux 30 - 60 folioles très fins et duveteux. Persistant à odeur de térébinthe.
- Les rameaux : pendants.
- Tronc : noueux à écorce noir rougeâtre.
- Floraison : Les fleurs petites, unisexuées, sont disposées en longues grappes pendantes au printemps. Couleur : jaune verdâtre, drupes aromatisées rouges corail en été. A ces dernières succèdent des grappes de fruits d'un rouge rosé et qui ont une forme et un goût qui rappelle les grains de poivre (6 à 7 mm). Elles sont utilisées comme épice sous les noms: de poivre rose, baies de Bourbon, faux poivre. (<http://crdp.ac-besancon.fr/ressourc/flore/index.htm>).

- **Caractères forestiers :**

- Dimension : haut : 10 à 15 m
- Enracinement : longue racine pivotante.

- **Ecologie :**

- Origine : d'Amérique Centrale et du Sud, est fréquemment planté dans le bassin méditerranéen.
- Climat : adapté au climat maritime, craint le gel. Supporte très bien la sécheresse.
- Sol : indifférent.
- Emplacement : soleil.

- **Biologie :**

- Plantation : au printemps ou à l'automne.
- Multiplication : par semis au printemps.
- Floraison : mai à août.

- **Utilisation**

L'écorce et les feuilles contiennent une huile essentielle utilisée pour soigner les rhumatismes.

Les fruits sont utilisés séchés, appelés poivre rose, ils sont vendus en épicerie fine. Une consommation trop importante des fruits provoque vomissements et diarrhées.

Le bois homogène et rougeâtre convient pour la menuiserie, il a été testé et exploité au siècle dernier

Cet arbre supporte bien la taille, son caractère touffu et peu exigeant fait qu'il est utilisé comme brise vent en haies vives

Il fixe et stabilise les talus par sa très longue racine pivotante, il participe ainsi à l'occupation des niches écologiques laissées vides (Tonnelier, 1998).

5.2.2. *Acacia cyanophylla*

L'*Acacia cyanophylla* appartient à la famille des Mimosaceae. La plupart des Acacias cultivés en Algérie y présentent un tronc incliné qui les rend difficilement utilisables pour l'ornement des jardins et surtout des avenues (Lapie et Maige, 1914).



Photos 10 : *Acacia cyanophylla*.

- **Caractère botanique :**

- Catégorie : arbuste, pourvu d'un tronc à écorce lisse verte ou bleu vert ayant des tendances à noircir en vieillissant, les rameaux sont couverts d'un duvet blanchâtre ou bleuâtre. (Utilisable en haie)

- Feuillage : persistant, phyllodes de 10-30cm x 2-3cm, alternes courtement pétiolés, lancéolées plus au moins larges à linéaires, parfois légèrement arqués à nervures parallèle, bleu vert légèrement argenté.

- Floraison : hiver, très parfumée. Inflorescence terminale, en grappes très ramifiées de glomérules arrondis, de petite taille.

- Fruits: gousses plates, assez rétrécies entre les graines, 7-13 cm x 0,5cm généralement assez droites.

- **Caractères forestiers :**

- Dimension : - haut : de 3-8 à 12m, dans son pays d'origine atteint 20 m de haut.

- **Ecologie :**

- Origine : sud-est de l'Australie et Tasmanie.
- Climat : Précipitation de 750-1000mm en Australie, se contente de 300mm et même moins en Algérie, résistant à la sécheresse ; sensible au froid.

Etage bioclimatique : semi-arides et subhumides doux à chaud.

- Sol : préfère sablonneux profond ; s'accommode de calcaire ou légèrement salé.

- Altitude : 0-800 m.

- Tempérament : très plastique.

- Structure : plantation sur dunes dans toute l'Algérie du Nord.

- **Biologie :**

- Reproduction : très facile par semis ; rejette et drageonne abondamment.

(<http://crdp.ac-besancon.fr/ressourc/flore/index.htm>).

5.2.3. L'*Eucalyptus gomphocephala*

Essence à croissance rapide, longtemps utilisée dans les reboisements, son avenir semble compromis dans certaines zones. Néanmoins de grande surface continue d'être plantés avec cette espèce, et présente une surface foliaire importante, il appartient au sous Embranchement de Dicotylédones, à la famille des Myrtacée.



Photos 11 : *Eucalyptus gomphocephala*

- **Caractère botanique :**

- Arbre à feuille persistant
- Feuilles de jeunesse : pétiolées, opposées pour 3-4 paires puis alternes, largement lancéolées (5-7 x 4-5 cm), vert claire jaunâtre.
- Feuilles adultes : pétiolées, alternes, étroitement lancéolées (jusqu'à 17 x 2 cm), de même couleur sur 2 faces ou plus pale en dessous, à nervation modérément marquée, nervures secondaires obliques (30-45 °) coriaces.
- Ramification : relativement fins et souples, jaune verdâtre.
- Inflorescence : ombelles axillaires de 3-7. A pédoncule aplatie de 25-35 mm de long.
- Fleures : boutons sessiles, de 20-25 x 12-15 mm, à opercule en forme de champignon plus hémisphérique ou plus au moins ogival et plus large que le réceptacle.
- Fruits : sessiles côletés ou lisses, de 13-20 x 11-15 mm à réceptacle de forme campanulée ou un peu oblongue, disque relativement proéminent et épais, 4 fortes valves légèrement exertes ou arassantes.
- Ecorce : persistante, jusque sur les petites branches, grise, courtement fibreuse, finement sillonnée longitudinalement.
- Espèce voisine : *E. occidentalis*.

- **Caractères forestiers :**

- Dimension : haut : 20-40 m –diamètre : 0,90 à 1,80 m
- Port : élancé, mais tronc souvent fourchu, cime moyennement étalée.
- Couverture : assez dense
- Enracinement : puissant.

- **Ecologie :**

- Origine : côte de l'Australie occidentale (aire très restreinte).
- Climat : précipitation de 750 à 1000 mm, avec maxi. hivernal ; climat doux avec hivers généralement sans gelées, chaleurs estivales modérées. En Algérie, Etage bioclimatique : semi-arides, subhumides et humides à hiver doux à chaud (précipitation >500 mm, moins en bord de mer).
- Sol : limons sablonneux avec fort pourcentage de sable, calcaire, sur roches mères calcaires.
- Altitude : 0-300 m en Australie jusqu'à 600 m en Algérie.

- Tempérament : plastique à l'égard du sol et du climat (apte à croître dans des conditions nettement plus arides que dans son aire naturelle, surtout en zones côtières) ; supporte de fortes doses de calcaires assimilables ; résiste bien aux vents des mers.
- Association Végétative : supprime tout sous bois
- Structure : arboretum, alignements, reboisement en Oranie.
- **Biologie :**
 - Accroissement : - haut : 12m à 20 ans - diamètre : 0,35 à 20 ans –vol : 6 – 12 m³/ha/an
 - Longévitité : atteint facilement 100 ans en Australie
 - Reproduction : peu fertile en Graines, mais élevage facile en pépinière ; rejette vigoureusement de souche.
 - C'est une espèce qui supporte un taux élevé de carbonates assimilables dans le sol. (James A, 1998).

5.3. L'eau

Les eaux utilisées pour irriguer les plants sont les suivants :

- * Eau de robinet : provenant du réservoir de la station expérimentale où l'étude à été réalisée.
- * Eaux usées brutes : provient de la Station d'épuration d'Ibn Ziad. Elle est d'origine urbaine et industrielle, l'eau brute subit un traitement biologique par boues activées.
- * Eaux usées traitées : provenant de la Station d'épuration d'Ibn Ziad. Ce sont les eaux récupérées à la sortie de la Station après les traitements (Photo11).



(a)

(b)

Photo 12: points de prélèvement des eaux usées (a : eau usée brute, b : eau usée traitée)

Les irrigations sont effectuées une fois par semaine à raison de 250 ml (la capacité au pot).

La capacité au pot est la masse d'eau restante dans le sol, resurgi après un drainage rapide de 1 à 2 jours (exprimée en % du poids du sol sec). Cette eau sera progressivement utilisée par la plante et évaporée par le sol.

5.4. Méthodes et mesures

5.4.1. Méthodes d'analyse d'eau

5.4.1.1. La mesure du pH

Cette mesure s'effectue directement sur l'eau d'irrigation avec un pH mètre modèle (WTW, multiline. P4) en plongeant l'électrode de 6 à 8 cm dans l'eau. Les résultats sont exprimés en unité pH.

5.4.1.2. Conductivité électrique

La conductivité électrique est mesurée à l'aide d'un conductimètre modèle (WTW LF 90), équipé d'un dispositif de correction de température qui permet une lecture directe à la température de référence de 20°C (RODIER, 1984). La conductivité est exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20°C.

5.4.1.3. Turbidité

La mesure de ce paramètre est effectuée en utilisant un turbidimètre (modèle DR2010 de marque HACH). Après avoir choisi le programme de lecture spécifique à la turbidité et la longueur d'onde adéquate le résultat est directement lu sur un écran d'affichage. Il est obtenu par comparaison à une eau de référence (eau distillée). La mesure est effectuée sur une eau d'échantillonnage non filtrée. Les résultats sont exprimés en FTU (Formazine Turbidity Unit). Il y a lieu de se souvenir que les unités généralement employées proviennent de la normalisation ASTM ; les trois unités suivantes sont considérées comme comparables :

- Unité JTU (Jackson turbidity unit),
- Unité FTU (Formazine turbidity unit),
- Unité NTU (Nephelometric turbidity unit).

5.5. Méthodes d'analyses physico-chimiques du sol

Les analyses ont été effectuées sur différents échantillons du sol :

- Sol brute avant les traitements
- Sol après les traitements : sol irrigué avec l'eau de robinet considéré comme un témoin, sol irrigué avec l'eau usée brute et un sol irrigué avec l'eau usée traitée.

Les échantillons du sol sont séchés à l'air libre, puis broyés, et passés au tamis à 2mm. La terre fine récupérée est conservée dans des sachets jusqu'au moment des analyses.

5.5.1. pH du sol

La réaction du sol, acide ou alcaline, est mesurée par son pH. Il est déterminé dans une suspension sol/ eau distillée suivant un rapport 1/2,5 ; après agitation de deux heures, et repos de 18 heures. La mesure est faite à l'aide d'un pH mètre digital.

5.5.2. Conductivité électrique (CE)

La CE est la mesure de la teneur en sel solubles d'une solution à l'aide d'un conductimètre. Elle est mesurée, après agitation dans le surnageant d'une suspension de sol/ eau distillée dans les proportions 1/5 en poids.

5.5.3. L'analyse granulométrique

L'analyse granulométrique consiste à séparer la partie minérale du sol en fractions selon les dimensions des particules et à déterminer, en poids, les proportions relatives de ces fractions.

La détermination des différentes fractions granulométriques est faite, selon la méthode AFNOR (1994). Après destruction de la matière organique, par attaque à l'eau oxygénée, on procède à la dispersion des particules minérales par ajout d'un agent défloculant tel que l'hexamétaphosphate. Néanmoins, elle diffère des autres méthodes internationales, dites à la pipette de Robinson, par le fait que 30g de sol sont d'abord attaqués à l'eau oxygénée puis 20g en sont prélevés (après séchage du sol) et traités à l'hexamétaphosphate, pour subir alors les prélèvements des argiles et des limons. Dans le cas de notre étude la décarbonation à l'acide chlorhydrique n'a pas été faite.

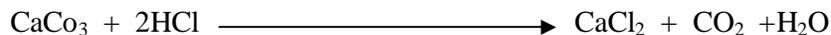
La fraction totale des sables est séparée par tamisage du contenu du flacon suivi par un séchage puis un tamisage pour ainsi obtenir les différentes fractions du sable total (grossiers et fins), tandis que les limons et les argiles sont séparés par sédimentation.

Le prélèvement des particules fines inférieures à 50 μ m (limons et argile), basé sur la loi de Stocks, se fait à la pipette Robinson (dans des conditions bien déterminées de température et de temps).

Les trois fractions ainsi déterminées permettent, avec l'utilisation du triangle texturale Américain (FAO, 1968) de connaître la texture du sol.

5.5.4. Calcaire total

Il est déterminé, selon la méthode décrite par Duchaufour (1965), à l'aide du calcimètre de Bernard, par dosage du CO₂ provenant de la réaction du calcaire avec l'acide chlorhydrique ;



Le volume de CO_2 est proportionnel à la quantité de carbonates, et donc du calcaire présent. La quantité du carbonate est déduite de la courbe d'étalonnage effectuée avec une série de quantités connues de carbonate de calcium.

5.5.6. Matière organique

Le dosage de la matière organique est réalisé à partir du dosage de l'un de ses constituants : le carbone.

La méthode de dosage est celle de Walkley et Black, (1934) cité par (Nelson et Sommers, 1982). Elle est basée sur l'oxydation du carbone par le bichromate de potassium en milieu fortement acide (acide sulfurique). Cette oxydation s'accompagne d'une transformation du carbone (C) en gaz carbonique (CO_2) et le $\text{Cr}_2\text{O}_7^{-2}$ est réduit en Cr^{3+} .

La quantité de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ utilisée excède la quantité nécessaire pour l'oxydation du C de la matière organique à doser. Cet excès de dichromate est déterminé par titration avec une solution de sulfate de fer (Fe_2SO_4) en présence de diphénylamine comme indicateur. La quantité de matière oxydée est calculée à partir de celle du dichromate réduite.

Pratiquement le taux de matière organique en pourcentage est évalué de manière approximative en multipliant celui du carbone par 1.724.

$$\text{MO \%} = 1.724 \times \text{C (\%)}$$

5.5.7. Phosphore assimilable

La détermination du phosphore assimilable du sol est faite, selon la méthode d'Olsen et Dean, (1965) avec une solution d'extraction alcaline de bicarbonate de sodium 0.5 m à pH = 8.5. le principe général de cette méthode repose sur le fait, que dans une solution acide de molybdate contenant des ions orthophosphoriques, un complexe phosphomolybdique se forme et qui peut être réduit par un agent réducteur qui est le chlorure stanneux (SnCl_2). L'utilisation du carbone active est nécessaire pour absorber la matière organique soluble qui gêne le dosage colorimétrique.

La lecture de l'absorption ou de la transmission se fait au colorimètre à 660 nm de longueur d'onde.

5.6. Paramètres étudiés

5.6.1. Paramètres morphologiques

Tout au long de notre expérimentation, nous avons réalisé des mesures sur chaque plant.

5.6.1.1. Mesure de la croissance des plantes

- **Mesure de la hauteur des plantes**

La hauteur des plantes est mesurée à l'aide d'une règle graduée du collet jusqu'au bourgeon terminal, la hauteur de la tige nous renseigne sur l'effet des différents traitements d'eaux usées sur l'accroissement de celle-ci comparativement au témoin.

- **Mesure de la surface foliaire**

Pour avoir une idée sur l'effet des différents traitements d'eaux usées comparativement au témoin, la surface foliaire a été déterminée à l'aide d'un planimètre (scanner de type: Area Meter AM 200), à la fin des traitements.

- **Calcul du nombre des feuilles**

L'estimation du nombre des feuilles est un bon indicateur des capacités assimilatrices de la plante et de sa production en biomasse (Fischesser et Dupuistate, 1996).

- **Biomasse aérienne et racinaire**

En fin d'expérimentation, nous avons mesuré les biomasses de la manière suivante :

Le plant est démoté soigneusement pour garder le maximum de masse racinaire, on lave la partie racinaire pour éliminer toutes les particules susceptibles de fausser les résultats.

La partie aérienne est séparée du système racinaire à l'aide d'une lame au niveau du collet.

Pour la mesure de la biomasse, nous avons utilisé une balance digitale Sartorius (Handy h 110).

- **Poids frais de la partie aérienne**

Avant le passage de la partie aérienne au four, on pèse son poids frais à l'aide d'une balance digitale Sartorius (Handy h 110).

- **Poids sec de la partie aérienne**

Cette opération nécessite le passage de la partie aérienne à l'étuve à 85°C jusqu'à l'obtention d'un poids constant, puis faire la pesée.

- **Poids frais de la partie racinaire**

Après la séparation de la partie racinaire, on pèse à l'aide d'une balance et cela avant son passage à l'étuve, et on note son poids frais.

- **Poids sec de la partie racinaire**

La partie racinaire des plants est placée dans une étuve à 85°C jusqu'à l'obtention d'un poids constant, puis pesée à l'aide d'une balance de précision.

5.6.2. Paramètres biochimiques

La matière fraîche provient du limbe des feuilles médianes coupées et pesées sur balance digitale Sartorius (Handy h 110).

5.6.2.1. Dosage de la chlorophylle

Pour chaque échantillon :

On pèse 0.1g de matière fraîche de feuille verte, on ajoute 10ml de solution extraite (solution composée de 75% d'acétone et 25% d'éthanol), dans une boîte de couleur noir pour favoriser l'obscurité. Après quelques jours on fait les mesures de la densité optique par spectrophotomètre avec longueurs d'onde $\lambda_1 = 663 \text{ nm}$ et $\lambda_2 = 645 \text{ nm}$.

$$\text{ch}_{(a)} (\mu\text{g/g MF}) = 12.7 \times \text{DO} (663) - 2.69 \times \text{DO} (645) \times V / (1000 \times W)$$

$$\text{ch}_{(b)} (\mu\text{g/g MF}) = 22.9 \times \text{DO} (645) - 4.68 \times \text{DO} (663) \times V / (1000 \times W)$$

V : c'est le volume de la solution extraite.

W : c'est le poids de la matière fraîche.

DO : Densité optique.

5.6.2.2. Dosage des sucres solubles

Les sucres solubles totaux (saccharose, glucose, fructose, leurs dérivées méthylés et les polysaccharides) sont dosés par la méthode Dubois et *al* (1956).

Pour chaque échantillon, on pèse 100mg de la matière végétale fraîche la mettre dans un tube à essai, on ajoute 3 ml de l'éthanol à 85%, le laisser pendant 48 heures à l'obscurité puis on filtre le contenu ; on ajoute 20ml d'eau distillée et on prend 1 ml de la solution à laquelle on ajoute 1 ml de phénol à 5% et 5 ml de l'acide sulfurique à 1.8N puis on incube pendant 15 à 20 minutes à 30°C dans un bain marie.

La lecture de la densité optique est effectuée sur une longueur d'onde de 490nm.

5.6.2.3. Dosage de la proline

On a établie la méthode de Troll et Lindsley, (1955) simplifiée et mise au point par Dreier et Goring, (1974).

Pour chaque échantillon 100mg de matière fraîche de feuille sont prélevés et mis dans des tubes à essais, on ajoute 2 ml de méthanol à 40%.

Les tubes sont ensuite hermétiquement fermés et chauffés au bain marie à 85°C pendant 1 heure ; après refroidissement, on prélève 1ml au quel on ajoute 1ml d'acide acétique, 1ml du réactif à la proline (120ml d'eau distillée, 300ml d'acide acétique et 80ml d'acide orthophosphorique) et 25mg de ninhydrine, le tout est porté à ébullition à 100°C pendant 30minutes. Après refroidissement, l'ajout de 5ml du toluène (C₇ H₈) et l'agitation au vortex permet de distinguer deux phases : une supérieure contenant la proline et une inférieure, aqueuse sans proline. Après récupération de la phase supérieure, 5mg de sulfate de sodium oxydé (Na₂SO₄) sont ajoutés pour éliminer l'humidité.

La lecture des densités optiques des échantillons sont effectuée à une longueur d'onde ($\lambda = 528\text{nm}$).

5.7. Analyse statistique

Tous les essais ont été répétés au moins six fois, concernant les paramètres morphologiques et biochimiques en relation avec l'essai d'utilisation des eaux usées pour l'irrigation d'essences forestières urbaines. Les résultats, présentés sous forme de courbes ou d'histogrammes, rejoignent le plus souvent des valeurs moyennes encadrées par leurs écart-types, ces derniers ont été réalisés par le logiciel Excel. Dans les cas des tableaux, les résultats sont soumis à l'analyse de la variance à un et à deux critères (Dagnelie, 1999) à l'aide du logiciel MINITAB.

Chapitre 6 : Résultats et discussion

Dans ce chapitre, nous présentons la qualité des eaux usées et leurs impacts sur les paramètres physico-chimiques des sols et les paramètres morpho-physiologiques des essences forestières urbaines et leurs discussions.

6.1. Paramètres physico -chimiques des eaux

Les résultats physico-chimiques des eaux usées brutes et traitées sont regroupés dans le tableau 23.

Tableau 23: Les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées

Paramètres	Eau usée brute	Eau usée traitée
T (°C)	22,12	21
pH	8,31	8,16
CE (µS/cm)	1773	1718
Turbidité (FTU)	352,7	10,9
MES (mg/l)	273,4	8,47
DBO ₅ (mg/l)	168,75	16,7
l'azote Kjeldhal (mg/l)	39,2	40,8
l'azote organique (mg/l)	36,2	40,47
NH ₄ ⁺ (mg/l)	3,42	0,35
NO ₂ ⁻ - NO ₃ ⁻ (mg/l)	1,4	1,82
Phosphate (mg/l)	2,08	0,72

6.1.1. Température

Au niveau de la station d'épuration, les valeurs de la température indiquent une légère diminution de l'entrée (22,12°C) vers la sortie (21,00°C).

L'analyse de ce paramètre est très importante, car elle conditionne de nombreux paramètres, tels que la conductivité électrique, l'oxygène dissous et le pH, ainsi que les réactions de dégradation et minéralisation de la matière organique. L'élévation de la température s'accompagne toujours d'une modification des propriétés de l'eau, la densité et la viscosité qui favorisent l'autoépuration et accroît la vitesse de sédimentation, ce qui peut présenter un intérêt dans les stations d'épuration (Rodier et *al.*, 2005).

Au niveau des stations d'épuration la température des eaux usées influe beaucoup sur l'efficacité du procédé de traitement, par exemple, la décantation est plus efficace à des températures élevées. De plus, l'activité biologique prenant place lors du traitement décroît avec le froid, la vitesse de nitrification est très ralentie en dessous de 10°C (Martin, 1979). Selon Ollier et Poirie (1983), une eau trop chaude ou trop froide peut donner lieu à des accidents surtout sur des jeunes plantes.

La température optimale semble se situer aux environs de 25°C pour la plupart des plantes durant la période active de la végétation.

6.1.2. pH

Les valeurs du pH révèlent une diminution de l'entrée (8,31) à la sortie (8,16) au niveau de la station d'épuration.

Les eaux usées sont alcalines, elle proviennent généralement des rejets domestiques (eau du savon, fèces, urine et ordures) (Paliwal et al, 1998).

Selon Rodier et al (2005), le pH est un élément important pour définir le caractère agressif ou incrustant d'une eau. Il intervient dans des phénomènes complexes avec d'autres paramètres comme la dureté, le dioxyde de carbone, l'alcalinité et la température.

La plage de pH acceptable dans le cas des eaux usées est de 6,5 à 8,5. Dans le cas d'une station d'épuration des eaux usées, une eau acide aura tendance à corroder ou à user l'équipement alors qu'une eau alcaline occasionnera des dépôts de tartre dans les conduites.

On obtiendra de bons résultats si l'écart varie entre 6,5 et 8,5. Si le pH est bien au-delà de la plage de 6,5 à 8,5, on procède à un ajustement à l'aide de produits chimiques afin de satisfaire les exigences biologiques et assurer la stabilité et l'hygiène du procédé de traitement biologique.

La plage normale de pH, pour une eau d'irrigation est de 6,5 à 8,5. Certaines eaux d'irrigation ayant un pH hors de cette plage peuvent encore donner satisfaction, mais il faut s'attendre à d'autres problèmes de nutrition ou de toxicité. Si le stockage ne tamponne pas le pH, il faut alors procéder à une neutralisation de l'eau avant irrigation (Xanthoulis, 1993).

Dans notre cas le pH des eaux usées prélevées au niveau de la station d'épuration est acceptable pour une eau en voie de traitement et pour sa réutilisation en irrigation.

6.1.3. Conductivité électrique (CE)

Les valeurs de la conductivité électrique enregistrées au sein de la station d'épuration varient de 1773 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (entrée) à 1718 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (sortie).

Plusieurs auteurs (Bremond et Vuichard, 1973 ; Rodier, 1984) ont défini la conductivité électrique d'une eau comme étant la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm^2 , elle s'exprime en $\mu\text{S}/\text{cm}$. La mesure de la conductivité permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau et d'en suivre l'évolution.

Ces valeurs de conductivité électrique élevées traduisent selon (Gaujous, 1995) une minéralisation importante et indiquent ainsi une certaine richesse en sels, expliquant les valeurs élevées enregistrées toujours à l'entrée. La diminution des valeurs moyennes de l'entrée vers la sortie au niveau de la station d'épuration est probablement due au traitement biologique effectué sur l'eau usée.

Dans les eaux de surface et les rejets d'eaux usées, des modifications importantes de la conductivité peuvent intervenir rapidement au cours de la journée. On peut admettre que la situation est particulière ou anormale au-delà de $2000\mu\text{S}/\text{cm}$.

Il est possible de classer les eaux d'irrigation d'après la conductivité spécifique à 25°C (CE 25°C)

$\text{CE } 25^\circ\text{C} < 250\mu\text{S}/\text{cm}$: eau non salines,

$250 < \text{CE } 25^\circ\text{C} < 750\mu\text{S}/\text{cm}$: eau à salinité moyenne,

$750 < \text{CE } 25^\circ\text{C} < 2250\mu\text{S}/\text{cm}$: eau à forte salinité,

$2250 < \text{CE } 25^\circ\text{C} < 5000\mu\text{S}/\text{cm}$: eau à très forte salinité,

$5000 < \text{CE } 25^\circ\text{C} < 20000\mu\text{S}/\text{cm}$: eau à salinité excessive.

La limite des $20000\mu\text{S}/\text{cm}$ a été retenue en tenant compte de la tolérance du palmier dattier et de la concentration que subit l'eau d'irrigation dans le sable en climat aride.

Les eaux dont la CE 25°C dépasse $20000\mu\text{S}/\text{cm}$ sont inutilisables pour l'irrigation. En fait la qualité d'une eau d'irrigation ne peut être établie qu'en fonction du sol qui la reçoit et la culture à pratiquer (Rodier et *al.*, 2005).

La conductivité électrique est l'un des critères de choix pour juger l'aptitude d'une eau à un usage agricole. En générale, jusqu'à 750 μ S/cm, l'eau est considérée comme étant de bonne qualité. De 750 à 1500 μ S/cm, l'influence de la composition ionique et celle de la nature du sel joue un rôle prépondérant dans le choix de l'eau d'irrigation. La part du sodium dans la minéralisation de l'eau est un facteur important à prendre en compte. Ces trois éléments conditionnent l'usage agricole de l'eau. Au delà de 1500 μ S/cm l'eau est difficilement utilisable pour l'irrigation (Bremond et Vuichard, 1973).

Selon ces deux classifications, les eaux usées brute (1773 μ S/cm) et traitées (1718 μ S/cm) utilisées en irrigation sont considérées comme des eaux à forte salinité et difficilement utilisables pour l'irrigation.

Richards, en 1969, a établi une échelle de qualité des eaux d'irrigation en fonction de leur salinité évaluée par leur conductivité électrique (tableau 24).

Tableau 24: Classe de qualité de salure de l'eau d'irrigation

Qualité de l'eau	Conductivité de l'eau (mmhos/cm)	Sels solubles correspondants estimés en Na Cl (mg/l)
I. Excellente	< 0,25	< 160
II. Faibles salinité	0,25 - 0,75	160 - 500
III. Forte salinité	0,75 - 2,25	500 - 1 500
IV. Très forte salinité	2,25 - 5	1 500 - 3 600

Source: (Richards, 1969).

6.1.4. Turbidité

Les valeurs de la turbidité de l'eau se limitent dans un intervalle de valeur de 352,7 FTU (entrée) et de 10,9 FTU (sortie) au niveau de la station d'épuration.

La turbidité d'une eau est due à la présence des matières en suspension finement divisées : argiles, limons, grains de silice, matières organiques, etc. L'appréciation de l'abondance de ces matières mesure son degré de turbidité. Celui-ci sera d'autant plus faible que le traitement de l'eau aura été plus efficace. Les mesures de turbidité ont donc un grand intérêt dans le contrôle de l'épuration des eaux brutes (Gaujous, 1995).

La mesure de la turbidité, très utile pour le contrôle d'un traitement ne donne pas d'indications sur la nature, la concentration, la taille des particules en suspension qui doivent faire l'objet de mesures spécifiques. La turbidité résiduelle constitue une gêne pour l'efficacité des traitements de décontamination microbienne. Il semblerait qu'une turbidité supérieure à 5 NTU limiterait la destruction des coliformes même si du chlore résiduel libre est conservé pendant une heure. Par ailleurs, les particules en suspension peuvent entraîner des goûts et des odeurs désagréables (Rodier et *al*, 2005).

Vues les valeurs élevées obtenues au niveau de l'entrée de station et la diminution de la turbidité de l'eau après traitement (sortie), on peut avancer que le traitement sur ce point de vu paraît très efficace. Car il ne reste pratiquement de la turbidité initiale que 3,09 %.

6.1.5. Matières en suspensions (MES)

L'analyse des MES révèle une diminution importante des valeurs de l'entrée (273,4 mg/l) vers la sortie (8,47 mg/l) de la station d'épuration.

Dans les zones industrielles et urbaines les eaux résiduaires contribuent à l'élévation des matières en suspension dont le taux varie en quantité et en qualité suivant le type d'industrie considérée.

La portée de la mesure des matières en suspension se trouve limitée, le prélèvement opère déjà une sélection : la mesure donnera systématiquement un résultat par défaut (Bechac et Boutill, 1987).

La teneur des eaux en MES est variable, à cause des divers facteurs qui la conditionnent et la nature elle même de l'eau, qu'elle soit résiduaire ou naturelle. La connaissance de ce paramètre (ainsi que le taux de résidu sec) renseigne sur les possibilités épuratoires de certains ouvrages de traitement, décanteurs par exemple, et intervient dans l'évaluation de la production des boues en excès (Bechac et Boutill, 1987).

Le résultat obtenu au niveau de l'entrée de station d'épuration est évidemment élevé car il s'agit d'eau usée urbaine, et sa diminution à la sortie est due au traitement d'épuration qu'a subie l'eau usée. Cette diminution est très importante car ils ne reste que 3,10 % des MES initiales ce qui donne encore une idée sur l'efficacité du traitement, surtout si on considère que les normes des MES pour le rejet des eaux traitées est de < 30 mg/l.

6.1.6. Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Les valeurs de la DBO₅ enregistrées au sein de la station d'épuration varient de 168,75 mg/l (entrée) à 16,7 mg/l (sortie).

La concentration organique des eaux usées, telle que mesurée par sa DBO₅, est un des plus importants critères utilisés dans la conception d'une installation de traitement des eaux usées afin de déterminer le degré de traitement nécessaire. La charge organique de l'installation de traitement est la DBO₅ des eaux usées qui y sont amenées. Pour déterminer l'efficacité du traitement et prévoir l'impact des effluents sur les eaux réceptrices, on effectue des tests de DBO₅, avant et après le traitement (Gaujous, 1995).

La DBO₅, ou demande biochimique en oxygène indique la quantité de matières organiques présentes dans les eaux usées (Xanthoulis, 1993).

Vu la nature et l'origine de l'eau usée collectée et acheminé vers la station d'épuration afin qu'elle soit traitée. La valeur élevée de la DBO₅ au niveau de l'entrée de la station est tout à fait compréhensible, car les eaux usées domestiques sont chargées en matières organiques biodégradables.

La valeur minimale enregistrée au niveau de la sortie de la station d'épuration, indique que le traitement biologique effectué sur l'eau usée est très acceptable, surtout si on considère que la norme exige une DBO₅ < 25mg/l.

6.1.7. Azote

Parmi les éléments présents dans l'eau, deux sont très importants parce qu'ils sont indispensables à la synthèse des micro-organismes et des végétaux dans le milieu aquatique. Il s'agit de l'azote (N) et du phosphore (P) assimilés généralement par les plantes sous forme de nitrate NO₃⁻ et de phosphate PO₄⁻³. L'azote est présent dans les matières organiques complexes, par exemple les protéines des déchets alimentaires, ainsi que dans les micro-organismes et dans l'ammoniaque NH₄⁺ issus de nos déchets fécaux.

Dans la mesure de l'azote, on distingue l'azote ammoniacal et l'azote organique qui ensemble représentent l'azote sous forme réduite dit azote Kjeldhal, et l'azote total qui comprend aussi les formes oxydées, nitrites et nitrates (Chellé et *al.*, 2005).

6.1.7.1. Azote Kjeldhal

Les résultats obtenus indiquent une teneur en azote Kjeldhal qui augmente de l'entrée (39,2 mg/l) vers la sortie (40,8) de la station d'épuration.

En effet l'azote Kjeldhal comporte l'azote présent sous les formes organiques et ammoniacales, à l'exclusion des formes nitreuses et nitriques. Il comprend donc en plus de l'ammoniac l'azote contenu dans les protéines, les polypeptides, les acides aminés et certains composés tels l'urée ou l'hydrazine en particulier. L'origine de l'azote organique peut être :

- La décomposition des déchets organiques (protéines).
- Les rejets organique humains ou animaux (urée).
- Les rejets industriels et notamment fabrique d'engrais azotés.

6.1.7.2. L'azote organique

Au niveau de la station d'épuration, l'azote organique augmente de l'entrée (36,2 mg/l) à la sortie (40,47 mg/l).

Présent dans les eaux usées, l'azote organique est estimé à 40 % des concentrations en azote. Ils entre dans la composition de diverses molécules des êtres vivants. L'azote organique à part le fait qu'il résulte de la décomposition des déchets organiques et d'organismes aquatiques, sa présence dans l'eau est un signe de pollution (Edline, 1996).

L'azote organique est rapidement transformé en ammoniac (NH_3) ou en sels d'ammonium (NH_4^+), selon un processus bactériologique appelé ammonisation réduisant ainsi sa présence dans les eaux usées ou les eaux de surface. La localisation des stations en aval de Constantine montre un processus de transformation inachevé (la distance et le temps sont insuffisants à la dégradation).

6.1.7.3. Azote ammoniacal

Au niveau de la station d'épuration on note que les teneurs en azote ammoniacal diminuent de l'entrée (3,42 mg/l) vers la sortie (0,35 mg/l).

L'ammoniaque est un des maillons du cycle complexe de l'azote. Dans son état primitif, l'ammoniac est un gaz soluble dans l'eau, mais suivant les conditions de pH il se transforme, soit en un composé non combiné, soit sous forme ionisée.

D'après Nisbet et Vernaux (1970), l'azote ammoniacal rencontré dans les eaux usées, et dont la présence est anormale, traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique lorsque la teneur en oxygène est insuffisante pour assurer sa transformation. Cela explique l'élévation des teneurs en NH_4^+ de l'eau usée avant le traitement.

La concentration en azote des eaux usées urbaines varie entre 30 et 100 mg/l dont l'essentiel est représenté par l'azote ammoniacal, soit 60 %, ce qui fait une teneur de 18 à 60 mg/l d'azote ammoniacal.

Nos résultats, sont limités à moins 3,42 mg/l pour l'eau usée urbaine, ces valeurs sont faibles, et cela peut être expliqué par la dilution de l'eau usée par d'autres rejets comme les eaux de ruissellements et les eaux de lavages, ainsi que les fuites observées tout au long du réseau de récupération.

La baisse des teneurs en azote ammoniacal au niveau de la station d'épuration de l'entrée vers la sortie est le fait du processus d'épuration biologique par boues activées qui permet de diminuer la charge polluante en NH_4^+ . Cette baisse est mise en oeuvre par une réaction chimique dite nitrification autotrophique qui fait appel à des bactéries nitrifiantes (ex : *Nitrosomonas europaea*; *Nitrobacter*), et cette nitrification présente un grand intérêt en raison de la moindre toxicité de la forme nitrique par rapport aux formes ammoniacales et nitreuses. Les normes exigent des teneurs < 3 mg/l.

Nos valeurs d'ammoniaque pour les deux types d'eau utilisées en irrigation sont incluses dans la gamme habituelle d'une eau destinée à l'irrigation (0-5 mg/l) selon Ayers et Westcot (1989), (Tableau : 25).

6.1.7.4. Nitrites et Nitrates

Etant donné que le processus de nitrification est relatif à l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrates, et que les nitrites résultent de la 1^{ère} étape de ce processus, les résultats sont exprimés en mg/l de la somme des nitrites_nitrates. Les valeurs des teneurs en nitrites_nitrates pour la station d'épuration sont 1,4 mg/l (entrée) et 1,82 mg/l (sortie).

Contrairement à la cinétique de l'azote ammoniacal on observe une augmentation en moyenne des teneurs, de l'entrée vers la sortie de la station d'épuration.

Les nitrates sont le résultat direct de l'oxydation de l'ammoniac en passant par les nitrites qui est un élément peu stable sauf en cas d'insuffisance d'oxydant où on note une accumulation de ce dernier.

On a déjà constaté les faibles teneurs de l'eau en ammoniac ce qui explique aussi les faibles teneurs en nitrates dans l'eau. La présence des nitrates dans les eaux polluées atteste le bon fonctionnement du processus de l'autoépuration. La présence des nitrates dans l'eau usée à l'entrée de la station d'épuration indique que le processus de nitrification est déjà présent, alors que l'augmentation des teneurs en nitrates vers la sortie de celle-ci prouve que la nitrification est encore plus poussée au cours de l'épuration biologique où l'utilisation de bactéries nitrifiantes en grande masse (boues activées) à côté d'une oxygénation importante fait que les quantités d'azote ammoniacal sont transformées en azote nitrique.

Selon Ayers et Westcot (1989), nos teneurs en nitrates des eaux usées brutes et traitées sont situées dans la gamme habituelle (0-10 mg/l) des eaux destinées à l'irrigation.

6.1.8. Phosphate

Globalement la valeur la plus élevée est celle de l'entrée de la station d'épuration (2.08 mg/l), qui s'abaissent vers la sortie (0.72 mg/l) Les phosphates font partie des anions fixés par le sol ; leur présence dans les eaux naturelles est liée à la nature des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique (Rodier.1984).

Dans les eaux usées, la part des rejets humains ne présente que 30 à 50 % du phosphore total (entre 5 et 20 mg/l), le reste provenant des produits de nettoyages (Rodier, 1984). Cela explique les teneurs élevées perçues dans les prélèvements sur l'eau usée.

Le phosphate échappe en grande partie au traitement des stations d'épuration biologique, et la diminution des teneurs en phosphates de l'entrée de la station (2.08 mg/l) vers la sortie (0.72 mg/l) est due à sa consommation par les bactéries au cours du processus d'épuration.

La connaissance de la quantité en phosphates contenue dans les eaux résiduaires permet de vérifier si ce composé ne fait pas défaut pour envisager un traitement biologique de ces eaux.

Selon le tableau : 25, les teneurs en phosphate des eaux usées brutes et traitées utilisées en irrigation se situent dans la gamme habituelle.

Tableau 25: Evaluation des eaux d'irrigation

Paramètres de l'eau	Symbole	Unité ¹	Gamme habituelle dans l'eau de l'irrigation	
SALINITE				
<u>Contenu en sel</u>				
Conductivité électrique	EC _w	dS/m	0 – 3	dS/m
(ou)				
Total des solides dissous	TDS	mg/l	0 – 2000	mg/l
<u>Cations et Anions</u>				
Calcium	Ca ⁺⁺	me/l	0 – 20	me/l
Magnésium	Mg ⁺⁺	me/l	0 – 5	me/l
Sodium	Na ⁺	me/l	0 – 40	me/l
Carbonate	CO ₃ ⁻⁻	me/l	0 – .1	me/l
Bicarbonate	HCO ₃ ⁻	me/l	0 – 10	me/l
Chlorure	Cl ⁻	me/l	0 – 30	me/l
Sulfate	SO ₄ ⁻⁻	me/l	0 – 20	me/l
NUTRIENTS				
Nitrate –Nitrogène	NO ₃ -N	mg/l	0 – 10	mg/l
Ammoniaque -Nitrogène	NH ₄ -N	mg/l	0 – 5	mg/l
Phosphate Phosphore	PO ₄ -P	mg/l	0 – 2	mg/l
Potassium	K ⁺	mg/l	0 – 2	mg/l
DIVERS				
Bore	B	mg/l	0 – 2	mg/l
Acidité/Alcalinité	pH	1–14	6.0 – 8.5	
Sodium Adsorption Ratio ²	SAR	(me/l)	0 – 15	

¹dS/m = deciSiemens/mètre en S.I. unités (équivalent à 1 mmhos/cm = 1 millimhos/centimètre)

mg/l = milligramme par litre ≈Parties par million (ppm).

me/l = milliéquivalent par litre (mg/l ÷ poids équivalent = me/l); en unités SI, 1 me/l = 1 millimol/litre ajusté par charge de l'électron.

² SAR est calculé du Na, Ca et Mg rapporté en me/l.

(Source : Ayers et Westcot, 1989).

6.2. Les paramètres physico-chimiques des sols

6.2.1. Le sol brut

L'étude a été réalisée sur un sol provenant de la pépinière de Djebel El Ouahch. Les analyses chimiques et granulométriques avant la mise en place de l'essai ont données les caractéristiques suivantes (tableau 26).

Tableau (26) : Caractéristiques chimiques et granulométriques du sol.

Paramètres	pH	C.E ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	MO (%)	P ₂ O ₅ assimilable (%)	Calcaire total (%)	Granulométrie (%)		
						A	L	S
Sol	7,51	166	2,76	9,29	2,85	27	3,2	69,1

Ses résultats montrent que le sol support de notre essai est légèrement alcalin, caractérisé par une conductivité électrique faible, une teneur faible en calcaire, moyenne en matière organique et très faible en phosphore assimilable.

L'analyse granulométrique est une définition de la texture d'un sol à partir de la répartition pondérale des particules classées par dimension (Gagnard et al, 1988).

La comparaison de ces différentes fractions avec un triangle de texture définit le type de sol (Jones et Jacobsen, 2001 cité par Roula, 2005).

Selon Koller, (2004) la texture d'un sol précise la proportion des divers éléments physiques du sol. Le triangle des textures indique à quel type appartient le sol considéré. dans notre cas le sol est limoneux.

L'appellation des différentes fractions et la dimension des particules, constituant la terre fine, sont reportées dans le tableau suivant :

Tableau 27 : granulométrie du sol. (Gagnard et al, 1988).

Détermination en 5 classes		Détermination en 3 classes	
Dimension des particules	Appellation des fractions	Dimension des particules	Appellation des fractions
<2 μm micron	argile	<2 μm micron	argile
2 - 20 μ 20 -50 μ	Limon fin Limon grossier	2 -50 μ	Limon ou Silt
50 -200 μ 200 -2000 μ	Sable fin Sable grossier	50 -2000 μ	sable

D'après Henin (1969), les textures obtenues ont été regroupées en trois classes :

Tableau 28: Répartition des différents types de texture en fonction des classes de textures (Henin, 1969)

Classe de texture	Type de texture
Textures fines	Argilo-sableuse, argileuse
Textures moyennes	Limoneuse fine, limoneuse
Textures grossières	Limono-sableuse, sablo-limoneuse, sableuse

On se référant au tableau 28 on peut classer notre sol dans la classe des textures moyennes (limoneuse).

D'après Cottonie (1976), les textures moyennes ne provoquent pas l'asphyxie du système racinaire et permettent un bon développement des racines, une texture lourde par contre peut entraîner les phénomènes d'asphyxie radiculaire.

D'après Baize, (1988), la granulométrie permet d'apprécier la perméabilité, la rétention en eau, l'aération et la capacité d'échange cationique.

Dans certains cas il est intéressant d'apprécier la proportion des éléments grossiers que contient le sol, compte tenu du rôle qu'ils jouent : réserve en eau, dilution du stock des éléments assimilables, réduction de la cohésion, du tassement (Gagnard et al, 1988).

Selon le tableau le sol support de notre expérimentation est un sol moyen à lourds.

Nature	Appréciation	Abréviation	% Argile
Sol léger	Léger	Lg	0 - 10
	Léger à moyen	Lg-m	10 - 15
Sol moyen	Moyen	M	15 - 25
Sol lourd	Moyen à lourd	m-ld	25-30
	lourd	ld	supérieur à 30

6.2.2. Incidence de l'irrigation avec les eaux usées sur la composition chimique du sol.

Tableau 29: Résultats des analyses chimiques des sols

	pH	C.E ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	M.O (%)	Calcaire Total (%)	Phosphore assimilable (ppm)
Témoin	7,44	1197	3,56	2,50	10,04
E.B	8,49	1282	4,80	3,92	13,77
E.T	8,29	1280	4,43	2,50	10,11

6.2.2.1. Le pH

La réaction du sol, acide ou alcaline, est mesurée par son pH. selon l'échelle d'interprétation du pH établie par Duclos (1979). Notre sol est considéré comme alcalin.

Echelle d'interprétation du pH (Duclos, 1979).

Inférieur à 5,5	Fortement acide ;
De 5,5 à 6,5	Acide ;
De 6,5 à 6,8	Très légèrement acide ;
De 6,8 à 7,2	Voisin de la neutralité ;
De 7,2 à 7,5	Légèrement alcalin ;
De 7,5 à 8,5	Alcalin ;
Supérieur à 8,5	Fortement alcalin.

En remarque que le pH des sols augment avec l'utilisation de l'eau usée brute et traitée pour l'irrigation, ces valeurs sont respectivement les suivante 8,49 ; 8,29. Alors que pour le sol irrigué par l'eau de robinet, le pH du sol n'a pas trop changé ; il est légèrement alcalin.

Shahalam *et al*, (1998) indiquent une gamme de pH comprise entre 6,5 à 8,4 des sols traités par des eaux usées à différentes concentrations. ils admettent que cette classe est habituelle pour des sols agricoles.

D'après Paliwal *et al*, (1998), l'élévation du pH avec l'utilisation des eaux usées est peut être due à la composition de ces eaux et à l'accumulation du calcium et sodium.

Un pH élevé supérieur à 8, est également préjudiciable à la croissance d'un grands nombre de végétaux entraînant une mauvaise assimilation de certains éléments dont le magnésium et surtout le fer, avec comme conséquence, les symptômes bien connus de la chlorose ferrique (Foucard, 1994).

Le pH joue un rôle dans l'absorption et l'accumulation des métaux lourds ; plus le pH est acide, plus les plantes en accumulent (Rahmoune, 1992).

6.2.2.2. La conductivité électrique

La CE du sol augmente avec l'utilisation de l'eau usée brute (1282 μ S/cm) et traitée (1280 μ S/cm), pour le sol irrigué par l'eau de robinet elle est de 1197 μ S/cm. Ces valeurs sont trop élevées par rapport à la valeur indiquée avant l'application des traitements (166 μ S/cm).

Massena, (2001) constate que la salinité moyenne (conductivité électrique entre 2 et 4 mhos/cm) enregistrée dans les eaux usées se traduit après irrigation par une augmentation de la salinité des sols.

Les travaux effectués par Bahri, (1998) sur l'effet de l'épandage des eaux provenant de la station d'épuration de Cherguia (Tunis) sur les sols sableux de la station expérimentale de Sunka (Tunis) montrent que l'utilisation des eaux usées en irrigation contribue à une augmentation de la conductivité électrique et à une évolution des caractéristiques géochimiques de la solution du sol.

Lorsque la concentration saline de la solution aqueuse d'un sol ou d'un substrat est trop élevée, les racines se développent mal et la croissance de la plante est ralentie, on aboutit même dans le cas graves, au dépérissement des plantes.

Denise et Baize, (2000) propose une échelle couvrant le domaine des sols très salés comme on rencontre le long du littoral méditerranéen, cette échelle est exprimée en fonction de la CE et de la somme des anions.

Tableau 30 : Classe de salinité en fonction de la conductivité électrique de l'extrait de patte saturée et de la somme des anions (Baize, 2000).

Classe	Désignation	Conductivité électrique en mmhos/cm à 25°C	Somme des anions (méq/l)
0	Non salé	<2,5	<25
1	Faiblement salé	2,5-5	25-50
2	Moyennement salé	5-10	50-105
3	Salé	10-15	105-165
5	Fortement salé	15-20	165-225
5	Très fortement salé	20-27,5	225-315
6	Excessivement salé	27,5-40	315-620
7	Hyper salé	>40	>620

6.2.2.3. La matière organique

La teneur en matière organique d'un sol peut être appréciée à partir du taux de carbone C, soit à partir de l'azote N déterminé selon la méthode Kjeldhal.

Les classes d'appréciation de la teneur du sol en matière organique sont réalisées en fonction de taux d'argile.

Tableau 31: classes d'appréciation de la matière organique du sol- p. mille de terre sèche.

Argile p. mille	Très faible	faible	Moyen	Bien pourvu	Elevé
0 à 120	< 8	8 à 13	14 à 20	21 à 30	> 30
130 à 220	< 9	9 à 16	17 à 24	25 à 35	> 35
230 à 450	< 11	11 à 22	23 à 28	29 à 42	> 42
>450	< 12	12 à 25	26 à 31	32 à 44	> 44

On se référant au tableau les teneurs en matière organique pour les sols irrigués par l'eau de robinet, eau usée brute et traitée sont des teneurs moyennes.

La matière organique contribue et facilite l'obtention d'un état structural stable (Morei, 1995 cité par Roula, 2005) par conséquent, il y aurait une meilleure porosité, une bonne perméabilité, une meilleure aération et un meilleur réchauffement du sol. Comme elle joue un rôle important dans la rétention de l'eau (Jaunes et Jacobsen, 2001), et sous l'action des microorganismes du sol, elle libère les éléments minéraux qui sont indispensables à la nutrition et au développement des plants (Bollag *et al.*, 1998).

6.2.2.4. Calcaire total

La teneur en calcaire du sol est déterminante pour le choix de la forme des engrais à préconiser et notamment celles des fertilisants phosphatés.

0- traces	sol non calcaire ;
De 20 à 100 p. mille	sol peu calcaire ;
De 100 à 250 p. mille	sol calcaire ;
Supérieur à 250 p. mille	sol très calcaire. (Gagnard <i>et al.</i> , 1988).

Selon cette classification tous les sols sont non calcaires, la valeur la plus élevée est celle du sol irrigué par l'eau usée brute (3,92%).

6.2.2.5. Phosphore assimilable

Concernant les teneurs en phosphore assimilable des sols, elles sont qualifiées de très faibles teneurs selon le tableau 32.

Tableau 32: Classement des sols selon leur teneur en anhydride phosphorique

(P₂O₅ p.mille) (Gagnard *et al.*, 1988).

Argile p.1000 P ₂ O ₅	Inférieur à 120	120 à 220	Supérieur à 220
Très faible	< à 0,07	< à 0,09	< à 0,11
Faible	0,08 à 0,11	0,10 à 0,15	0,12 à 0,20
Moyen	0,12 à 0,20	0,16 à 0,26	0,21 à 0,32
Fort	0,21 à 0,25	0,27 à 0,32	0,33 à 0,40
Très fort	> à 0,25	> à 0,32	> à 0,40

D'après Roula, (2005), le phosphore dissous dans la solution du sol et adsorbé sur le complexe adsorbant, constitue la réserve rapidement assimilable par la plante.

6.3. Action des eaux usées sur les caractéristiques morphologiques des plants :

La croissance désigne les changements quantitatifs irréversibles dont la plante est le siège au cours de l'écoulement du temps (Hartmann *et al.*, 1998), cette croissance est assurée par un méristème apical, et son développement est caractérisé par une alternance de périodes d'allongement et de repos (Thiebaut *et al.*, 1990).

6.3.1. Longueur moyenne des plants avant traitements:

Les résultats de l'analyse de la variance (tableau : 33) de la longueur moyenne des plants avant l'application des traitements montrent que le test est non significatif, puisque nous avons choisie des plant presque de la même longueur pour chaque espèce. Alors qu'il existe une différence très hautement significative entre les plants des trois espèces, pour l'*Acacia cyanophylla* la longueur des plants se situe dans la gamme de 30 à 34cm' pour le *Schinus molle* elle varie de 23 à 26cm, alors que pour l'*Eucalyptus* elle est de 10cm.

Tableau 33 : Longueur initiale (cm).

	Traitements	N	Moyenne	Ecartype	X min-Xmax
<i>Acacia cyanophylla</i>	Témoin	6	34,083 ± 0,815	1,997	32,000 - 36,700
	EB	6	33,233 ± 0,984	2,411	30,200 - 37,500
	ET	6	30,20 ± 1,051	2,57	30,20 - 36,70
<i>Schinus molle</i>	Témoin	6	23,717 ± 0,538	1,318	22,500 - 25,500
	EB	6	24,167 ± 0,569	1,394	22,500 - 26,600
	ET	6	26,467 ± 0,714	1,749	23,500 - 28,500
<i>Eucalyptus gomphocephala</i>	Témoin	6	10,350 ± 0,390	0,954	9,000 - 11,800
	EB	6	10,067 ± 0,235	0,575	9,200 - 11,000
	ET	6	10,517 ± 0,176	0,431	10,000 - 11,000

6.3.2. Longueur moyenne des plants après les traitements

L'analyse de la variance à deux critères de classification montre qu'il existe des différences très hautement significatives entre les traitements pour les trois espèces étudiées.

En effet selon le tableau 34 nous avons obtenue une longueur importante pour les plants irrigués par l'eau usée traitée pour les trois espèces. Alors que les plants irrigués par l'eau usée brute présentent une faible longueur par rapport aux plants du témoin pour les trois espèces.

Tableau 34 : Longueur finale (cm).

	Traitements	N	Moyenne	Ecartype	X min-Xmax
<i>Acacia cyanophylla</i>	Témoin	6	44,37 ± 2,930	7,18	37,000 - 53,500
	EB	6	40,250 ± 0,668	1,636	38,000 - 43,000
	ET	6	45,42 ± 3,100	7,61	38,500 - 59,500
<i>Schinus molle</i>	Témoin	6	66,18 ± 4,390	10,75	53,500 - 80,000
	EB	6	65,55 ± 3,810	9,34	50,000 - 77,500
	ET	6	80,330 ± 4,560	11,17	64,500 - 90,500
<i>Eucalyptus gomphocephala</i>	Témoin	6	14,417 ± 0,870	2,131	12,000 - 17,500
	EB	6	14,167 ± 0,477	1,169	12,500 - 15,500
	ET	6	16,300 ± 0,798	1,954	14,300 - 18,500

6.3.2.1. Chez l'*Acacia cyanophylla*

L'analyse de la variance à un critère de classification (tableau : 34) de la longueur finale des plants après 4 mois de traitement montre une différence non significative entre les traitements, puisqu'il n'existe pas des grandes variations de la longueur des plants pour les différents traitements, elle est de 44,37cm pour le témoin, elle diminue un peu pour l'eau brute (40,25cm), puis augmente légèrement pour l'eau traitée (45,42cm).



Photos 12 : Les plants d'*Acacia cyanophylla* après les traitements

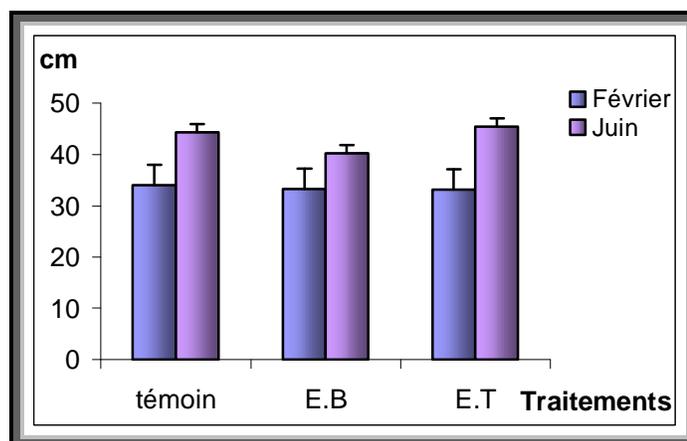


Figure 12 : Variation des longueurs moyennes des plants d'*Acacia cyanophylla* en fonction des différents traitements.

6.3.2.2. Chez *Schinus molle*

Après 4 mois de traitement la longueur moyenne des plants du faux poivrier est très variable selon les différents traitements, elle est pour le témoin de 66,18cm, pour l'eau brute 65,55cm et pour l'eau traitée elle est de 80,33cm, ce qui est confirmé par l'analyse de la variance à un seul critère de classification qui montre des différences significative entre les traitements.

Le test de Dunnett au seuil de 5%, fait ressortir 2 groupes : le premier groupe (A) est représenté par les plants irrigués par l'eau usée traitée, alors que le deuxième groupe (B) regroupe les plants du témoin et les plants irrigués avec l'eau usée traitée.



Photos 13 : Les plants de *Schinus molle* après les traitements

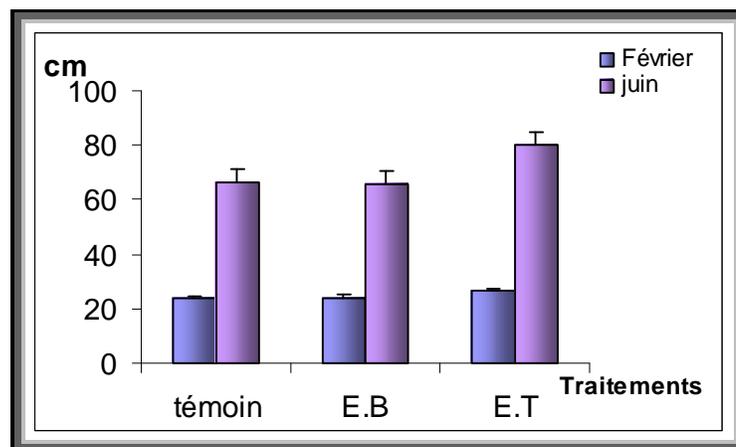


Figure 13 : Variation des longueurs moyennes des plants de *Schinus molle* en fonction des différents traitements.

6.3.2.3. Chez l'*Eucalyptus gomphocephala*

Comme le montre la figure 14, la longueur moyenne des plants de cette espèce ne varie pas tellement selon les différents traitements, elle est de 14,41cm pour les plants du témoin, pour les plants irrigués par l'eau brute elle est de 14,167cm, alors qu'elle augmente un peu pour les plants irrigués par l'eau usée traitée, elle est de 16,30cm. L'analyse de la variance à un seul critère de classification montre des différences non significatives entre les traitements.



Photos 14 : Les plants d'*Eucalyptus gomphocephala* après les traitements.

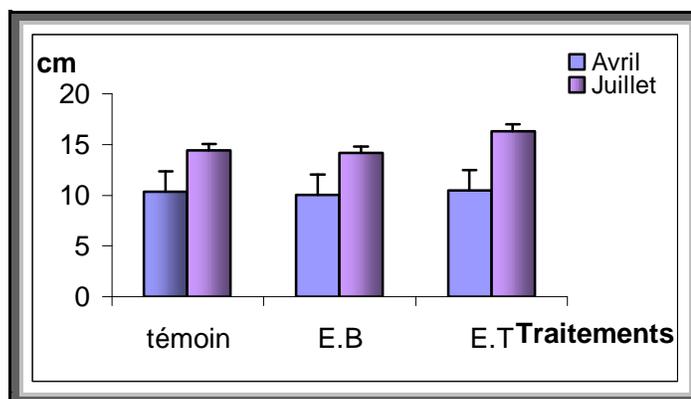


Figure 14 : Variation des longueurs moyennes des plants d'*Eucalyptus gomphocephala* en fonction des différents traitements.

Selon Paliwal et al, (1998), l'élévation de la croissance peut être attribuée à l'absence d'effets toxiques d'eau usée tel que les niveaux bas de métaux lourds. L'augmentation de la croissance avec l'irrigation par des eaux usées est peut être due à la charge importante de la matière organique, et les macro et micro nutriments, spécialement l'azote total et disponible. Ces éléments nutritifs ont augmenté avec les périodes d'irrigation par les eaux usées en encourageant la croissance végétative.

6.3.3. Longueurs moyenne des racines

Le système racinaire révèle une grande importance du fait que les racines sont le siège de l'absorption de l'eau et des éléments minéraux dissous dans le sol.

La différence entre les traitements est très hautement significative (tableau 35) pour la longueur moyenne des racines. Les plants irrigués avec l'eau usée affichent les plus faibles valeurs pour les trois espèces. Alors que les valeurs les plus élevées sont enregistrées pour les plants irrigués par les eaux usées traitées. L'analyse de la variance à deux critères de classification montre des différences très hautement significatives entre les espèces.

Tableau 35: longueur des racines (cm).

	Traitements	N	Moyenne	Ecartype	X min-Xmax
<i>Acacia cyanophylla</i>	Témoin	6	25,367 ± 0,751	1,840	23,500 - 28,200
	EB	6	23,100 ± 0,483	1,183	21,500 - 24,600
	ET	6	24,000 ± 0,525	1,285	22,700 - 25,800
<i>Schinus molle</i>	Témoin	6	22,300 ± 0,883	2,162	19,500 - 25,500
	EB	6	21,050 ± 0,384	0,942	20,500 - 23,000
	ET	6	22,880 ± 0,528	1,294	20,500 - 23,500
<i>Eucalyptus gomphocephala</i>	Témoin	6	10,430 ± 0,364	0,892	9,300 - 9,800
	EB	6	9,650 ± 0,290	0,709	8,800 - 8,500
	ET	6	14,580 ± 0,490	1,199	13,000 - 16,500

6.3.3.1. Chez l'*Acacia cyanophylla*

L'analyse de la variance à un critère de classification pour la longueur moyenne des racines montre des différences significatives entre les traitements, cette valeur est de 25,367 pour le témoin, 23,100cm pour l'eau brute et 24,000cm pour l'eau traitée.

6.3.3.2. Chez *Schinus molle*

La longueur moyenne des racines de cette espèce montre par l'analyse de la variance à un critère des différences significatives entre les traitements, cette valeur varie de 22,300cm pour le témoin, 21,050 cm pour l'eau brute et 22,880 cm pour l'eau traitée.

6.3.3.3. Chez l'*Eucalyptus gomphocephala*

Après 4 mois de traitements, l'analyse de la variance à un critère de la longueur moyenne des racines des plants permet de mettre en évidence une différence hautement significative entre les traitements. La valeur la plus élevée est enregistrée pour les plants irrigués par les eaux usées traitées elle est de 14,580cm, alors qu'elle est plus faible pour l'eau brute elle est de 9,650cm comparativement au témoin (10,430cm).

Le test de Dunnett au seuil de 5% fait ressortir 2 groupe : un groupe dominant (A) représenté par les plants irrigués avec l'eau usée traitée, ensuite vient un deuxième groupe (B) représenté par les plants irrigués avec l'eau usée brute et les plants du témoin.

En effet, la matrice de corrélations (Annexe : 9), révèle des corrélations significatives entre la longueur des racines et la longueur des tiges avec $r = 0,999$.

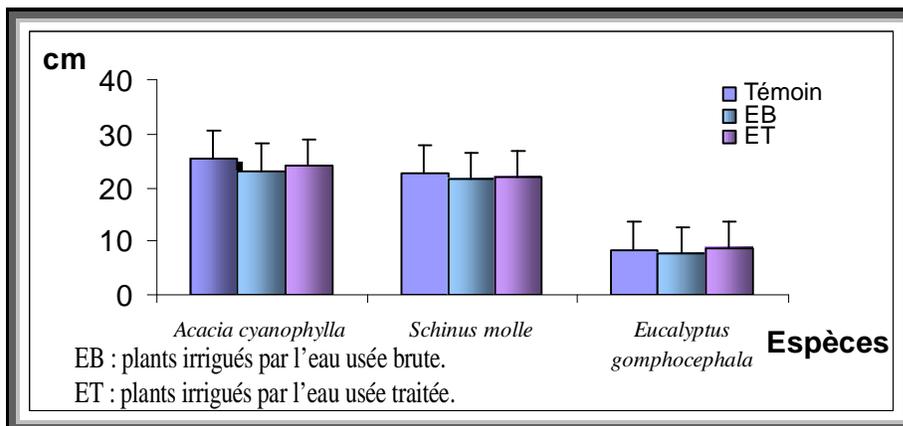


Figure 15 : Variation de la longueur des racines en fonction des traitements.

Une étude faite par Chenini *et al*, (2002) sur le comportement de l'olivier irrigué par des eaux usées traitées a montré que le système racinaire est mieux développé pour les pieds irrigués par les eaux usées traitées par rapport aux pieds irrigués par une eau potable, ceci appuie nos résultats. Bhati et Singh, (2002) ont trouvé le même résultat pour l'*Eucalyptus camaldulensis* irrigué par des eaux usées industrielles.

6.3.4. Nombre des feuilles

Le nombre des feuilles est un bon indice d'une bonne alimentation en eau et en sels minéraux et une bonne production en biomasse par la plante (Dupuitate, 1996 cité par Roula, 2005). L'analyse de la variance à deux critères de classification montre qu'il y a une différence très hautement significative entre les traitements et les espèces.

Tableau 36 : Nombre des feuilles

	Traitements	N	Moyenne	Ecartype	X min-Xmax
<i>Acacia cyanophylla</i>	Témoin	6	8,167 ± 0,601	1,472	16,000 - 20,000
	EB	6	6,500 ± 0,428	1,049	5,000 - 8,000
	ET	6	10,167 ± 0,477	1,169	9,000 - 12,000
<i>Schinus molle</i>	Témoin	6	24,667 ± 0,422	1,033	23,000 - 26,000
	EB	6	24,667 ± 0,494	1,211	23,000 - 26,000
	ET	6	32,333 ± 0,803	1,966	30,000 - 35,000
<i>Eucalyptus gomphocephala</i>	Témoin	6	8,000 ± 0,365	0,894	7,000 - 9,000
	EB	6	7,500 ± 0,428	1,049	6,000 - 9,000
	ET	6	11,000 ± 0,365	0,894	10,000 - 12,000

6.3.4.1. Chez l'*Acacia cyanophylla*

La figure : 16, montre que le nombre des feuilles est variable en fonction des traitements, ces résultats sont confirmés par l'analyse de la variance qui montre qu'il y a une différence très hautement significative entre les traitements, la plus faible valeur est enregistrée pour les plants irrigués par l'eau usée brute (6,500), alors que le plus grand nombre des feuilles par plant est observé chez les plants irrigués par l'eau usée traitée (10,167) par rapport au témoin (8,167).

Le test de Dunnett au seuil de 5% fait ressortir 3 groupe : un groupe dominant (A) représenté par le témoin, ensuite vient un deuxième groupe (B) représenté par les plants irrigués avec l'eau usée traitée et enfin un troisième groupe (C) représenté par les plants irrigués avec l'eau usée brute.

6.3.4.2. Chez *Schinus molle*

L'analyse de la variance à un critère permet de mettre en évidence des différences très hautement significatives entre les différents traitements, le nombre moyen des feuilles est de 24,667 pour les plant du témoin, 24,667 pour les plants irrigués par l'eau usée brute et 32,333 pour les plants irrigués par l'eau usée traitée.

Le test de Dunnett au seuil de 5% va dans le même sens des résultats qu'on vient de présenter, où on relève le dégagement de 2 groupes : le premier groupe (A) représenté par les plants irrigués par l'eau usée traitée, le deuxième groupe (B) représenté par les plants du témoin et les plants irrigués avec l'eau usée brute.

De même, des corrélations significatives ont été révélées suite à la matrice des corrélations (Annexe : 8) entre le nombre de feuilles et la longueur moyenne des plants où $r = 0,999$; lorsque la longueur des tige augmente, il y a une augmentation du nombre de feuilles.

6.3.4.3. Chez l'*Eucalyptus gomphocephala*

Le nombre moyen des feuilles varie entre les différents traitements pour les plants de cette espèce, car il est de 8,000 pour les plants du témoin, 7,500 pour les plants irrigués par l'eau usée brute et 11,000 pour les plants irrigués par l'eau usée traitée.

Ce qui est confirmé par l'analyse de la variance à un critère qui montre des différences très hautement significatives entre les traitements.

En effet le test de Dunnett au seuil de 5% fait ressortir 2 groupe : le groupe (A) représenté par les plants irrigués avec l'eau usée traitée et le groupe (B) représenté par les plants irrigués par l'eau usée brute et les plants du témoin.

Les corrélations obtenues suite à la matrice des corrélations (Annexe : 9), révèle une corrélation significative entre le nombre de feuilles et la longueur de la partie aérienne où $r = 1,000$.

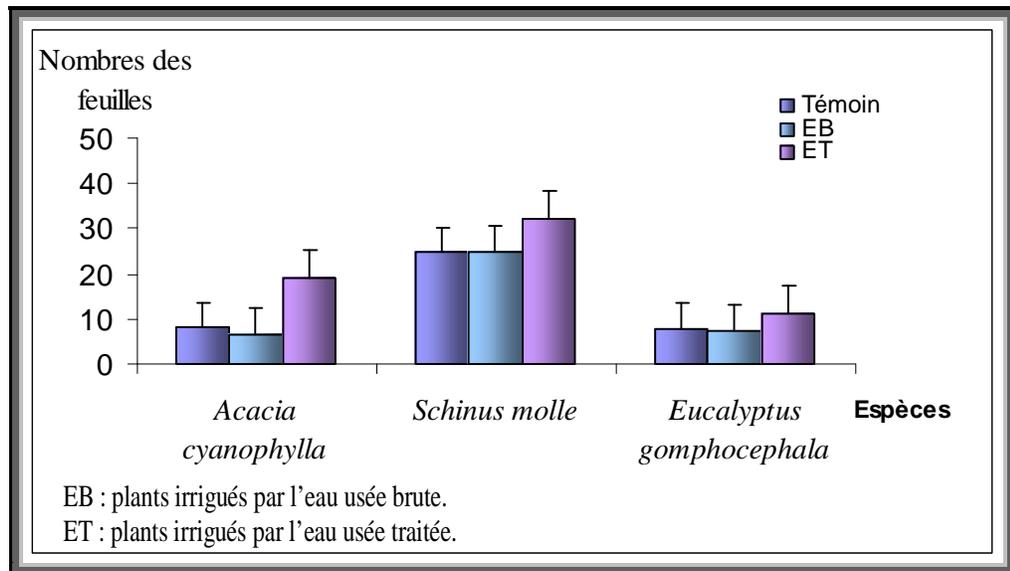


Figure 16 : Variation de nombre des feuilles en fonction des traitements.

Les travaux qui ont été faits par Souguir et *al*, (2001) sur l'irrigation d'une plante de fève (*Vicia faba L.*) par les eaux usées, confirment nos résultats. L'auteur montre que le nombre des feuilles est beaucoup plus élevé en utilisant des eaux usées traitées par rapport aux eaux usées brutes et au témoin.

6.3.5. Surface foliaire

L'analyse de la variance à deux critères des valeurs moyennes de la surface foliaire montre des différences très hautement significatives entre les traitements et les espèces, les valeurs les plus élevées sont observées chez les plants irrigués par l'eau usée traitée. Alors que les plus faibles valeurs ont été enregistrées chez les plants irrigués par l'eau usée brute pour les trois espèces (tableau 37).

Tableau 37 : Surface foliaire (mm²).

	Traitements	N	Moyenne	Ecartype	X min-Xmax
<i>Acacia cyanophylla</i>	Témoin	6	1369 ± 370	906	1044 - 3532
	EB	6	932 ± 187	458	588 - 1838
	ET	6	1540 ± 305	747	713 - 2748
<i>Schinus molle</i>	Témoin	6	1299,0 ± 98,1	240,2	993,0 - 1683,0
	EB	6	1377 ± 178	437	723 - 1931
	ET	6	1707 ± 181	444	1158 - 2319
<i>Eucalyptus gomphocephala</i>	Témoin	6	429,7 ± 24,3	59,6	322,0 - 498,0
	EB	6	491,8 ± 16,3	40,0	431,0 - 531,0
	ET	6	504,0 ± 34,1	83,5	380,0 - 598,0

6.3.5.1. Chez l'*Acacia cyanophylla*

Les valeurs moyennes de la surface foliaire des plants d'*Acacia* montre selon l'analyse de la variance à un critère des différences très hautement significatives entre les traitements, ces valeurs sont les plus élevées pour les plants irrigués par l'eau usée traitée (1540mm²), alors qu'elles sont plus faibles pour les plants irrigués par l'eau usée brute (932 mm²) par rapport aux plants du témoin (1369 mm²).

Les comparaisons des moyennes réalisées par le biais du test Dunnett au seuil de 5% nous isolent 3 groupes, où on note effectivement que les plants du témoin sont affectés au groupe (A), ensuite les plants irrigués avec l'eau usée traitée qui sont affectés au groupe (B) et enfin les plants irrigués avec l'eau usée brute qui sont affectés au dernier groupe (C).

6.3.5.2. Chez *Schinus molle*

L'analyse de la variance pour ce paramètre montre des différences non significatives pour les plants du faux poivrier, la valeur de la surface foliaire observée chez les plants du témoin est de 1299 mm², elle est de 1377 mm² pour les plants irrigués par l'eau usée brute et de 1707mm² pour les plants irrigués par l'eau usée traitée.

6.3.5.3. Chez l'*Eucalyptus gomphocephala*

Les valeurs de la surface foliaire de cet espèce ne varient pas beaucoup selon les traitements, ces valeurs sont très proches (429,7 mm² pour le témoin ; 491,8 mm² pour l'eau brute ; 504 mm² pour l'eau traitée), ce qui est confirmé par l'analyse de la variance à un critère, qui montre des différences non significatives entre les différents traitements.

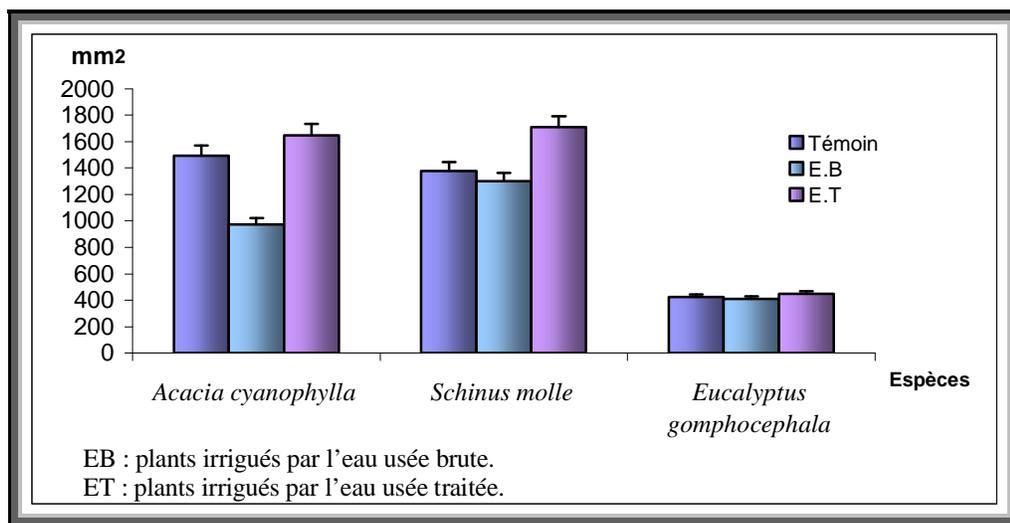


Figure 17: Variation de la surface foliaire en fonction des traitements

Ces résultats sont identiques a ceux trouvés par Paliwal et *al*, (1998) et Souguir et *al*, (2001).

6.4. Action des eaux usées sur les caractéristiques pondérales des plants

6.4.1. Poids frais de la partie aérienne

Des effets très hautement significatives ont été relevées sur la variation de la biomasse aérienne des plants des trois espèces en fonction des traitements et des espèces (figure 18).

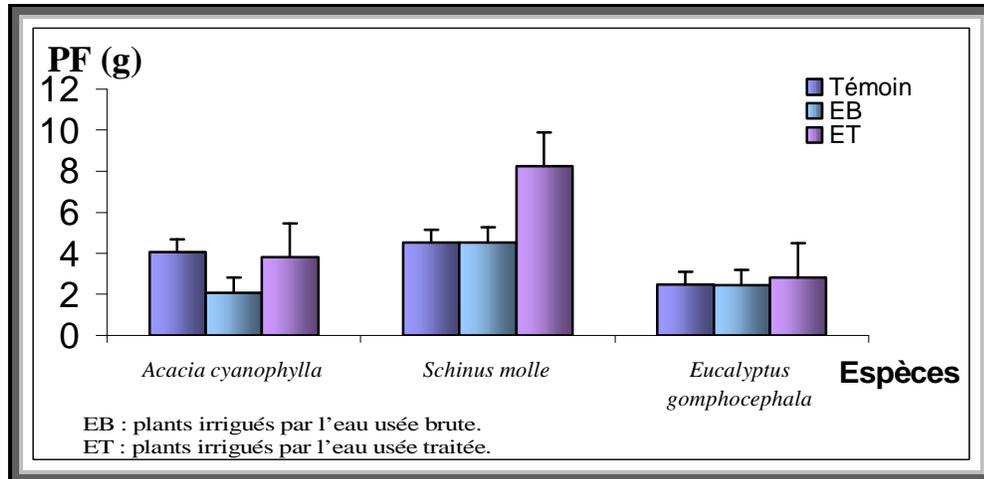


Figure 18: Variation du poids frais de la partie aérienne en fonction des traitements.

Les poids frais les plus élevés sont notés chez les plants irrigués par les eaux usées traitées. Ils sont de 8,217g pour *Schinus molle*, 3,798g pour l'*Eucalyptus gomphocephala* et 2,822 g pour l'*Acacia cyanophylla*. Alors qu'on ne remarque pas des différences entre les poids frais des plants irrigués par les eaux usées brutes par rapport aux plants du témoin sauf pour l'Acacia, où on remarque une diminution des poids pour les plants soumise à une irrigation par les eaux usées brutes.

Tableau 38 : Poids frais de la partie aérienne (g).

	Traitements	N	Moyenne	Ecartype	X min-Xmax
<i>l'Acacia cyanophylla</i>	Témoin	6	2,468 ± 0,039	0,304	4,190 - 5,040
	EB	6	2,427 ± 0,115	0,2309	4,230 - 4,780
	ET	6	2,822 ± 0,016	0,714	7,380 - 8,960
<i>Schinus molle</i>	Témoin	6	4,525 ± 0,124	0,097	2,351 - 2,589
	EB	6	4,501 ± 0,094	0,283	2,245 - 2,998
	ET	6	8,217 ± 0,292	0,039	2,781 - 2,893
<i>Eucalyptus gomphocephala</i>	Témoin	6	3,350 ± 1,260	3,080	0,30 - 8,00
	EB	6	2,065 ± 0,756	1,852	0,170 - 3,850
	ET	6	3,798 ± 0,243	0,595	3,010 - 4,820

6.4.2. Poids sec de la partie aérienne

L'analyse de la variance à deux critères de classification montre des différences très hautement significatives entre les traitements pour les trois espèces étudiées, les valeurs les plus élevées sont observées chez les plants irrigués par l'eau usée traitée. Alors que les plus faibles valeurs ont été enregistrées chez les plants irrigués par l'eau usée brute (tableau 39).

Tableau 39 : Poids sec de la partie aérienne (g).

	Traitements	N	Moyenne	Ecartype	X min-Xmax
<i>l'Acacia cyanophylla</i>	Témoin	6	1,042 ± 0,275	0,674	0,190 - 1,900
	EB	6	0,933 ± 0,301	0,736	0,100 - 1,690
	ET	6	2,013 ± 0,203	0,498	1,610 - 2,860
<i>Schinus molle</i>	Témoin	6	1,163 ± 0,150	0,368	0,690 - 1,690
	EB	6	1,145 ± 0,082	0,203	0,890 - 1,440
	ET	6	1,700 ± 0,055	0,135	1,483 - 1,883
<i>Eucalyptus gomphocephala</i>	Témoin	6	0,850 ± 0,004	0,01110	0,838 - 0,869
	EB	6	0,816 ± 0,007	0,01802	0,798 - 0,845
	ET	6	1,209 ± 0,007	0,0178	1,199 - 1,245

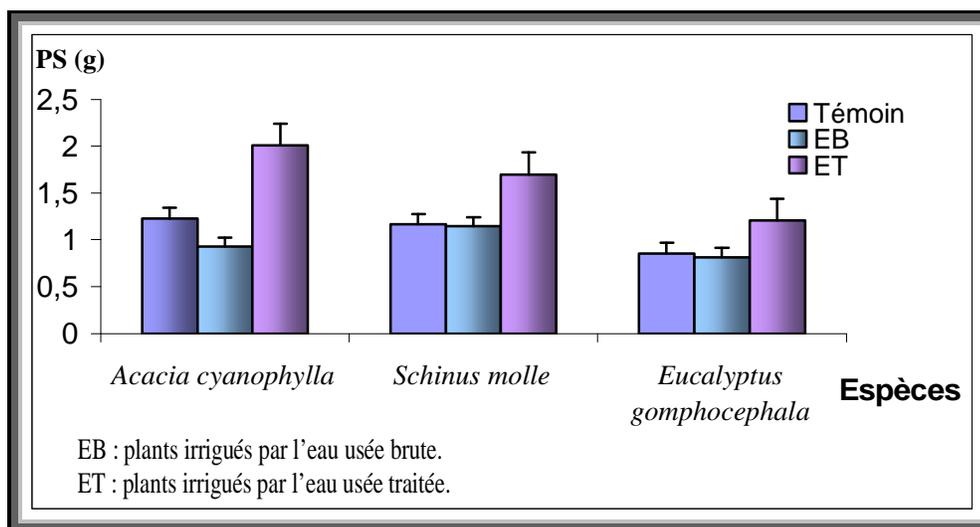


Figure 19 : Variation du poids sec de la partie aérienne en fonction des traitements

La production de matière sèche de la partie aérienne suit l'évolution de la matière fraîche (Xanthoulis, 2002).

De ce fait, des corrélations hautement significatives ont été révélées suite à la matrice des corrélations pour *l'Acacia cyanophylla* (Annexe : 7) entre le poids frais et sec de la partie aérienne avec $r = 1,000$.

La biomasse sèche peut être définie comme le reflet des réserves accumulées préalablement et résultent de l'activité photosynthétique (Mazliak, 1982 cité par Roula, 2005).

En effet, les corrélations obtenues suite à la matrice des corrélations pour l'*Acacia cyanophylla* (Annexe : 7), révèle des corrélations significatives entre le poids sec de la partie aérienne et la teneur en chlorophylle où $r=1,000$.

6.4.3. Poids frais de la partie racinaire

L'analyse de la variance à deux critères des valeurs moyennes de la biomasse sèche racinaire montre des différences très hautement significatives entre les traitements et les espèces.

Les valeurs les plus élevées sont observées chez les plants irrigués par l'eau usée traitée. Alors que les plus faibles valeurs ont été enregistrées chez les plants irrigués par l'eau usée brute pour les trois espèces (tableau 40).

Tableau 40 : Poids frais de la partie racinaire (g).

	Traitements	N	Moyenne	Ecartype	X min-Xmax
<i>Acacia cyanophylla</i>	Témoin	6	1,925 ± 0,419	1,027	1,010 - 3,270
	EB	6	0,943 ± 0,084	0,205	0,620 - 1,220
	ET	6	2,483 ± 0,422	1,034	1,350 - 4,020
<i>Schinus molle</i>	Témoin	6	1,287 ± 0,173	0,424	0,770 - 1,920
	EB	6	1,045 ± 0,104	0,255	0,850 - 1,550
	ET	6	1,038 ± 0,083	0,204	0,690 - 1,270
<i>Eucalyptus gomphocephala</i>	Témoin	6	0,480 ± 0,021	0,052	0,422 - 0,576
	EB	6	0,431 ± 0,012	0,031	0,398 - 0,476
	ET	6	0,804 ± 0,003	0,009	0,792 - 0,818

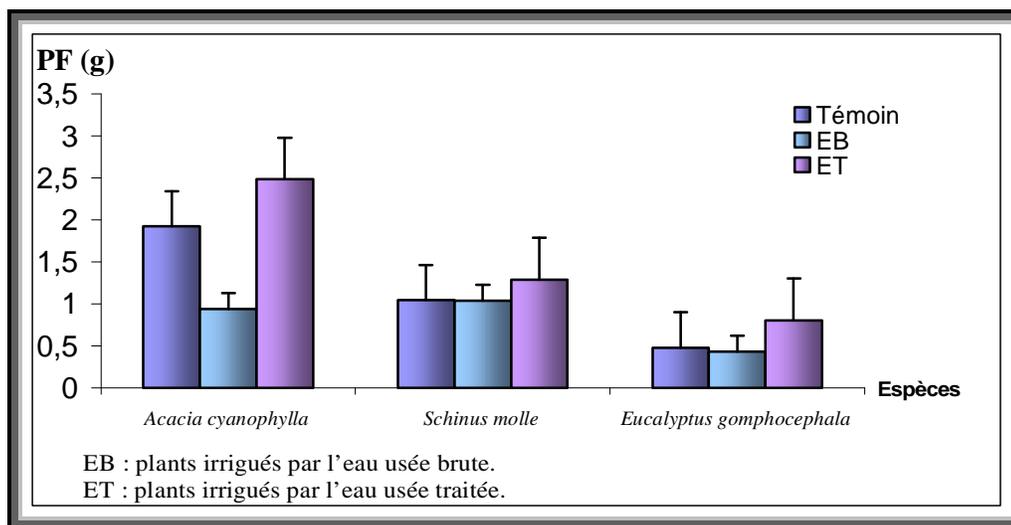


Figure 20: Variation du poids frais racinaire en fonction des traitements

6.4.4. Poids sec de la partie racinaire

Des variations comparables sont relevées sur la biomasse sèche racinaire, où les taux de réduction les plus importants ont été relevés au niveau des plants irrigués par l'eau usée brute pour les trois espèces étudiées, les valeurs sont respectivement de l'ordre de 0,280g pour l'acacia ; 0,175g pour le faux poivrier et 0,119 pour l'Eucalyptus par rapport au témoin.

Tableau 41 : Poids sec de la partie racinaire (g).

	Traitements	N	Moyenne	Ecartype	X min-Xmax
<i>Acacia cyanophylla</i>	Témoin	6	0,545 ± 0,054	0,132	0,410 - 0,730
	EB	6	0,280 ± 0,074	0,244	0,410 - 1,020
	ET	6	0,730 ± 0,099	0,182	0,110 - 0,509
<i>Schinus molle</i>	Témoin	6	0,337 ± 0,023	0,057	0,234 - 0,390
	EB	6	0,175 ± 0,006	0,016	0,150 - 0,200
	ET	6	0,326 ± 0,013	0,033	0,289 - 0,370
<i>Eucalyptus gomphocephala</i>	Témoin	6	0,183 ± 0,004	0,009	0,168 - 0,192
	EB	6	0,119 ± 0,001	0,003	0,114 - 0,125
	ET	6	0,306 ± 0,004	0,010	0,291 - 0,321

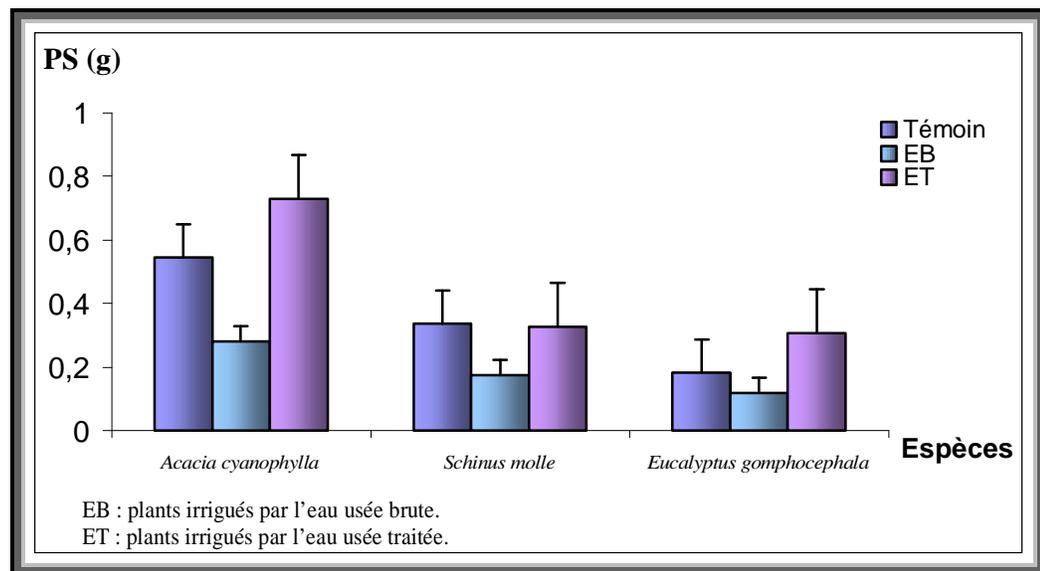


Figure 21: variation du poids sec racinaire en fonction des traitements

En effet, la matrice des corrélations pour l'*Acacia cyanophylla* (Annexe : 7), révèle des corrélations significatives entre le poids frais et le poids sec racinaire avec $r = 0,998$.

D'après Varadarajan, (1992), l'effet adverse de sels excessifs dans l'eau usée est peut être responsable de la réduction en poids sec.

6.5. Action des eaux usées sur les paramètres biochimiques

6.5.1. Accumulation des sucres solubles

L'analyse de la variance à deux critères pour les teneurs moyennes des plants en sucres solubles, permet de mettre en évidence une différence hautement significative entre les traitements. L'espèce la plus accumulatrice étant le *Schinus molle*, puis l'*Eucalyptus gomphocephala* et enfin l'*Acacia cyanophylla*, pour cette espèce l'effet des eaux usées induit une diminution des teneurs foliaires en sucres solubles.

Tableau 42 : Teneurs en sucres solubles ($\mu\text{g/g MF}$).

	Traitements	N	Moyenne	Ecartype	X min-Xmax
<i>Acacia cyanophylla</i>	Témoin	6	789,1 \pm 8,04	44,0	471,0 - 1722
	EB	6	357,1 \pm 21,4	19,70	320,4 - 844,9
	ET	6	419,7 \pm 18,0	52,3	327,0 - 1688
<i>Schinus molle</i>	Témoin	6	1908,8 \pm 12,7	31,2	1433 - 2188
	EB	6	2269,0 \pm 18,4	45,1	1402 - 2533
	ET	6	2109,9 \pm 10,5	25,8	1835 - 2496
<i>Eucalyptus gomphocephala</i>	Témoin	6	1049,7 \pm 7,36	17,26	1426 - 1914,3
	EB	6	1624,5 \pm 4,73	11,60	1387 - 1679,6
	ET	6	1491,8 \pm 7,05	18,03	716,3 - 1189,8

6.5.1.1. Chez l'*Acacia cyanophylla*

L'analyse de la variance à un critère montre des différences très hautement significatives entre les différents traitements. Les plants d'*Acacia* n'accumulent pas les sucres solubles sous l'effet des eaux usées, les valeurs les plus faibles sont enregistrées pour les plants irrigués par l'eau usée brute (357,1 $\mu\text{g/g MF}$), elles augmentent un peu pour les plants irrigués par l'eau usée traitée (419,7 $\mu\text{g/g MF}$) par rapport aux plants du témoin qui enregistrent les plus fortes valeurs (789,1 $\mu\text{g/g MF}$).

Les comparaisons des moyennes réalisées par le biais du test de Dunnett au seuil de 5% nous isolent 3 groupes, où on note effectivement que les plants du témoin sont affectés au groupe (A), ensuite les plants irrigués avec l'eau usée traitée qui sont affectés au groupe (B) et enfin les plants irrigués avec l'eau usée brute qui sont affectés au dernier groupe (C).

6.5.1.2. Chez *Schinus molle*

Sous l'effet des eaux usées, la teneur augmente considérablement par rapport au témoin, cela est observé pour les plants du faux poivrier. Les teneurs les plus élevées sont enregistrées pour les plants irrigués par l'eau usée brute (2269,0 $\mu\text{g/g MF}$), elles sont de 2109,9 $\mu\text{g/g MF}$ pour les plants irrigués par l'eau usée traitée par rapport aux plants du témoin (1908,8 $\mu\text{g/g MF}$).

Ce qui est démontré par l'analyse de la variance qui montre des différences significatives entre les trois traitements.

6.5.1.3. Chez l'*Eucalyptus gomphocephala*

Les plants d'*Eucalyptus* se comportent de la même façon que les plants du faux poivrier vis à vis des traitements, les teneurs moyennes en sucres solubles montrent une évolution considérable pour les plants irrigués par les eaux usées, elles sont de 1624,5µg/g MF pour les plants irrigués par l'eau usée brute et de 1491,8µg/g MF pour les plants irrigués par l'eau usée traitée, par rapport aux plants du témoin 1049,7µg/g MF. Ce qui est démontrée par l'analyse de variance à un critère, qui permet de mettre en évidence des différences très hautement significatives.

Le test de Dunnett au seuil de 5% nous isolent 3 groupes : le groupe (A) est représenté par les plants irrigués avec l'eau usée brute, le groupe (B) est représenté par les plants irrigués avec l'eau usée traitée et le groupe (C) qui est représenté par les plans du témoin.

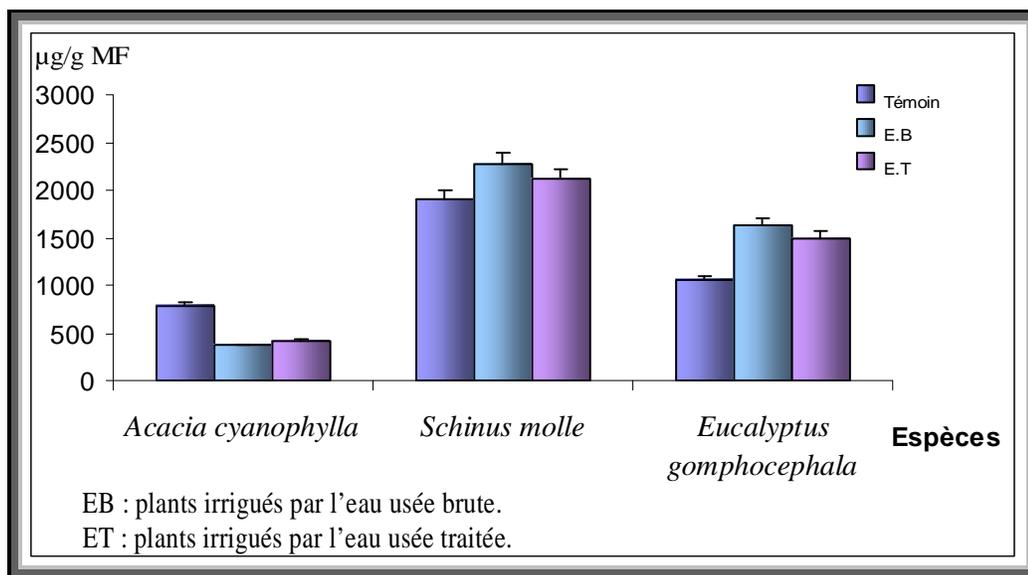


Figure22: Variation des teneurs en sucres solubles selon les traitements.

Cortes et Sinclair (1987), Geicenberger et *al.*(1997), ont attribué l'augmentation des sucres solubles à une dégradation des réserves amylacées suite à leurs conversion rapide en saccharose, fait qui pourrait aussi être attribué à une inhibition de la synthèse de l'amidon.

Selon Heineke et *al.* (1992), les concentrations élevées en sucres solubles sont proportionnelles au contenu pyrolinique cellulaire.

6.5.2. Accumulation de la proline

L'analyse de la variance à deux critères montre des différences très hautement significatives entre les traitements pour les trois espèces étudiées. Le *Schinus molle* semble l'espèce la plus accumulatrice de cet acide aminé, puis vient l'*Eucalyptus gomphocephala* et enfin l'*Acacia cyanophylla*.

Tableau 43 : Teneurs en proline ($\mu\text{g/g MF}$).

	Traitements	N	Moyenne	Ecartype	X min-Xmax
<i>Acacia cyanophylla</i>	Témoin	6	17,953 \pm 0,151	0,369	12,97 - 21,40
	EB	6	29,732 \pm 0,375	0,919	20,31 - 41,50
	ET	6	17,363 \pm 0,143	0,349	07,49 - 16,42
<i>Schinus molle</i>	Témoin	6	27,106 \pm 0,146	0,356	13,15 - 22,67
	EB	6	49,065 \pm 0,101	0,574	07,42 - 21,78
	ET	6	31,283 \pm 0,170	0,417	13,36 - 23,25
<i>Eucalyptus gomphocephala</i>	Témoin	6	11,225 \pm 0,084	0,207	12,97 - 21,40
	EB	6	31,710 \pm 0,234	0,248	20,31 - 41,50
	ET	6	11,850 \pm 0,078	0,193	07,49 - 16,42

6.5.2.1. Chez l'*Acacia cyanophylla*

Les résultats obtenus au cours du dosage de la teneur en proline effectué sur les feuilles de cette espèce, montrent une différence d'accumulation de cet osmoticum en fonction des traitements puisque l'analyse de la variance à un critère signale des différences très hautement significatives entre les traitements. De ce fait les teneurs les plus élevées sont enregistrées pour les plants irrigués par l'eau usée brute (29,732 $\mu\text{g/gMF}$), alors que les teneurs des plants irrigués par l'eau usée traitée (17,363 $\mu\text{g/gMF}$) sont très proches de celles du témoin (17,953 $\mu\text{g/gMF}$).

Ces résultats sont vérifiés par le biais du test de Dunnett au seuil de 5%, faisons ressortir 2 groupes : les plants irrigués par l'eau usée brute sont affectés au groupe (A), puis vient les plants du témoin et les plants irrigués par l'eau usée traitée qui sont affectés au groupe (B).

6.5.2.2. Chez *Schinus molle*

Les résultats montrent une importante variation concernant les teneurs en cet acide aminé pour les plants du faux poivrier, ou une évolution considérable est notée pour les teneurs enregistrées chez les plants irrigués par l'eau usée brute (49,065 $\mu\text{g/gMF}$), par rapport aux plants du témoin (27,106 $\mu\text{g/gMF}$) alors que les plants irrigués par l'eau usée traitée montre des valeurs un peu élevées vis à vis du témoin (31,283 $\mu\text{g/gMF}$).

L'analyse de la variance à un critère de classification appuie ces résultats, car elle permet de mettre en évidence des différences très hautement significatives entre les trois traitements.

En effet le test de Dunnett au seuil de 5% fait ressortir 2 groupes : le groupe (A) représenté par les plants irrigués avec l'eau usée brute et le groupe (B) représenté par les plants irrigués par l'eau usée traitée et les plants du témoin.

6.5.2.3. Chez l'*Eucalyptus gomphocephala*

L'effet des différents traitements sur l'accumulation de la proline chez les plants d'*Eucalyptus* est illustré dans la figure 23 où les teneurs foliaires en proline semble très variables entre ces traitements, la plus forte accumulation de la proline est enregistrée au niveau des plants irrigués par l'eau usée brute (31,710 $\mu\text{g/gMF}$), cette teneur est de pour les plants irrigués par l'eau usée traitée (11,850 $\mu\text{g/gMF}$) et de (11,225 $\mu\text{g/gMF}$) pour les plants du témoin. Ce qui est montré par l'analyse de la variance à un critère qui permet de mettre en évidence des différences très hautement significatives entre les traitements.

Le test de Dunnett au seuil de 5% fait ressortir 2 groupes : les plants irrigués par l'eau usée brute sont affectés au groupe (A) alors que plants du témoin et les plants irrigués par l'eau usée traitée qui sont affectés au groupe (B).

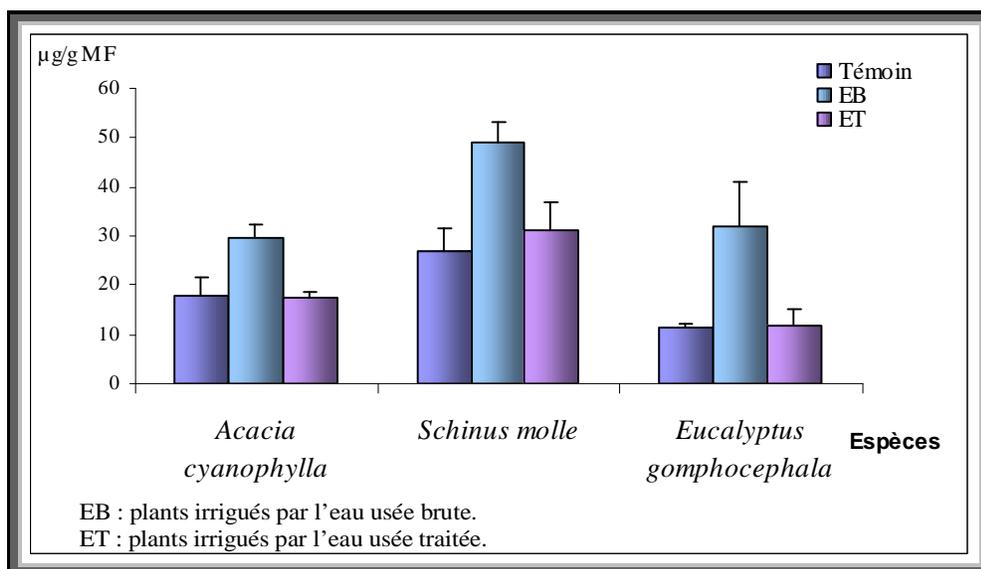


Figure 23: Variation des teneurs en proline selon les traitements

Pour certains auteurs, comme Stines et *al.*, (1999) le rôle de la proline libre dans le développement et le fonctionnement des différents organes de la plante demeure inconnu.

De façon similaire, la régulation temporelle de la biosynthèse de la proline et son accumulation au cours de développement normal de la plante, en absence d'un stress abiotique est encore non élucidé.

Les teneurs élevées de la proline dans les tissus et organes de plusieurs plantes, en absence d'un stress abiotique, soulèvent la question si l'accumulation de la proline durant un développement normal de la plante a lieu par activation de la voie de biosynthèse ou indépendamment de cette voie accomplie sous stress.

En réponse au stress abiotique varié, plusieurs plantes accumulent des acides aminés ou leurs dérivés (Verslues et sharp, 1999 ;Bagni, 1994 cité par Dellaa, 2003).

Zid et Grignon (1991) signalent que l'accumulation de la proline n'est pas une réaction d'adaptation au stress, mais plutôt le signe de perturbation métabolique.

Selon Tahri et *al.*(1998) l'accumulation de la proline, induite par les stress, peut être le résultats de trois processus complémentaires : stimulation de sa synthèse, inhibition de son oxydation et/ou altération de la biosynthèse des protéines.

Selon Roosens et *al.* (1999), dans les plantes supérieures, l'enzyme Δ -pyrroline-5 carboxylate synthétase (Δ -P5CS) qui joue un rôle primordial et critique dans la synthèse de la proline est stimulée sous condition des stress hydrique ou salin.

Claussen (2005), en travaillant sur la tomate en conditions de stress salin et hydrique, suggère que l'accumulation de la proline serait due soit à une induction ou activation de l'enzyme impliquée dans la biosynthèse de la proline, ou suite à un abaissement de son oxydation en glutamate, et une amélioration du turnover des protéines.

Parallèlement a cela, les travaux de Clifford et *al* (1998), montrent que la cause d'accumulation de la proline dans les tissus des plantes est l'accumulation des sucres solubles (hexoses, glucose).

6.5.3. Teneur en chlorophylles

Les teneurs en chlorophylles de toutes les espèces considérées présentent des variations entre les différents traitements. Elles tendent a augmentées avec l'utilisation des eaux usées, les plants irrigués par l'eau usée traitée montres les valeurs les plus élevées.L'analyse de la variance pour la chlorophylle (a+b) montre des différences très hautement significatives aussi bien entre les traitements qu'entre les espèces (tableau44).

Tableau 44 : Teneurs moyennes en chlorophylle (a+b) en $\mu\text{g/g}$ MF.

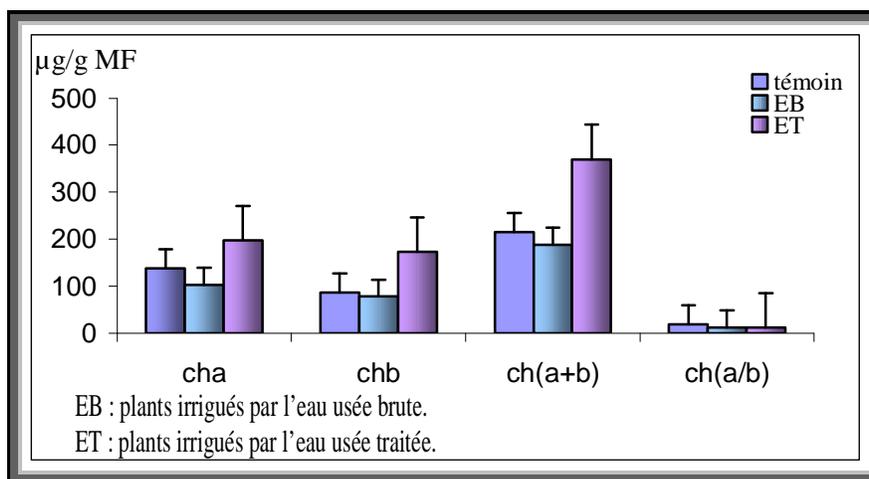
	Traitements	N	Moyenne	Ecartype	X min-Xmax
<i>Acacia cyanophylla</i>	Témoin	6	208,99 \pm 7,55	18,49	183,39 - 232,29
	EB	6	185,93 \pm 2,27	5,57	175,90 - 191,08
	ET	6	370,5 \pm 11,1	27,2	335,3 - 414,4
<i>Schinus molle</i>	Témoin	6	661,8 \pm 25,3	62,0	592,1 - 762,6
	EB	6	945,0 \pm 57,2	140,0	696,6 - 1063,6
	ET	6	998,8 \pm 41,5	101,7	866,7 - 1085,2
<i>Eucalyptus gomphocephala</i>	Témoin	6	251,06 \pm 6,21	15,21	235,00 - 275,27
	EB	6	252,16 \pm 8,46	20,72	232,88 - 283,04
	ET	6	307,9 \pm 10,8	26,5	260,9 - 333,9

6.5.3.1. Chez l'*Acacia cyanophylla*

La figure 24 montre l'effet d'irrigation par les eaux usées sur la formation de chlorophylle chez les plants d'acacia. Les résultats présentent de grandes variations entre les différents traitements, ce qui est démontré par l'analyse de variance à un critère qui montre des différences très hautement significatives entre les trois traitements, pour la chlorophylle (a+b) les taux les plus élevés sont ceux enregistrés pour les plants irrigués par l'eau usée traitée (370,5 $\mu\text{g/g}$ MF).

Alors que les faibles valeurs sont enregistrées pour les plants irrigués par l'eau usée brute (185,93 $\mu\text{g/g}$ MF), par rapport aux plants du témoin (208,99 $\mu\text{g/g}$ MF).

Ces résultats sont vérifiés par le biais du test de Dunnett au seuil de 5%, faisons ressortir 2 groupes : les plants irrigués par l'eau usée traitée sont affectés au groupe (A), puis vient les plants du témoin et les plants irrigués par l'eau usée brute qui sont affectés au groupe (B).

**Figure 24: Teneurs en chlorophylle chez l'*Acacia cyanophylla***

6.5.3.2. Chez *Schinus molle*

L'analyse de variance à un critère permet de mettre en évidence des différences très hautement significatives entre les différents traitements pour les teneurs en chlorophylle (a+b) chez les plants du faux poivrier, les teneurs les plus élevées sont enregistrées pour les plants irrigués par l'eau usée traitée, elles sont de 998,8 $\mu\text{g/g}$ MF ; les plus faibles valeurs sont celles des plants du témoin, elles sont de 661,8 $\mu\text{g/g}$ MF. Alors que les plants irrigués par l'eau usée brute enregistrent des valeurs d de 945,0 $\mu\text{g/g}$ MF.

Le test de Dunnett au seuil de 5% fait ressortir 3 groupe : un groupe dominant (A) représenté par les plants irrigués avec l'eau usée traitée, ensuite vient un deuxième groupe (B) représenté par les plants irrigués avec l'eau usée brute et enfin un troisième groupe (C) représenté par les plants du témoin.

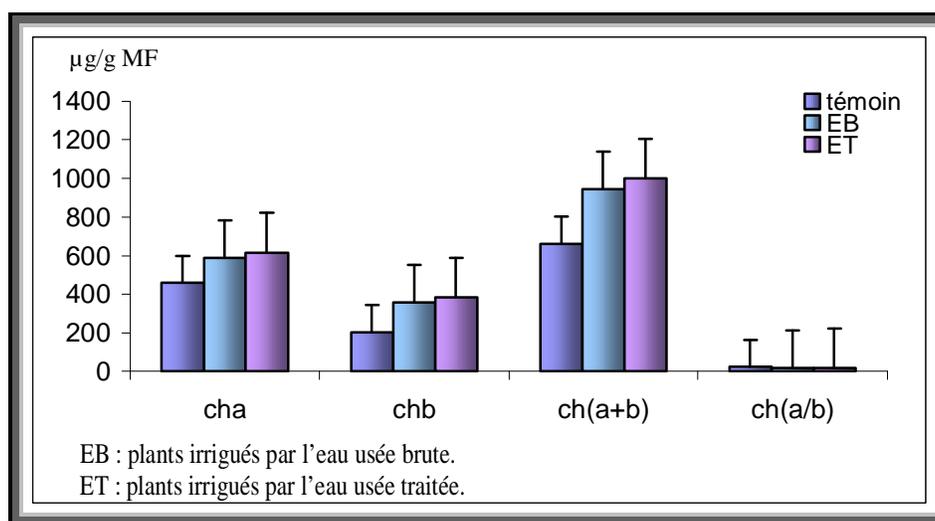


Figure 25: Teneurs en chlorophylle chez *Schinus molle*.

6.5.3.3. Chez l'*Eucalyptus gomphocephala*

L'effet des différents traitements sur la formation de la chlorophylle (a+b) chez les plants d'*Eucalyptus* est illustré dans la figure 27 où les teneurs foliaires en chlorophylle semble très variables entre ces traitements, les plus fortes valeurs de la chlorophylle sont enregistrées au niveau des plants irrigués par l'eau usée traitée (307,9 $\mu\text{g/gMF}$), cette teneur est de pour les plants irrigués par l'eau usée brute (252,16 $\mu\text{g/gMF}$) et de (251,06 $\mu\text{g/gMF}$) pour les plants du témoin. Ce qui est montré par l'analyse de la variance à un critère qui permet de mettre en évidence des différences très hautement significatives entre les traitements.

Le test de Dunnett au seuil de 5% fait ressortir 2 groupes : les plants irrigués par l'eau usée traitée sont affectés au groupe (A) alors que plants du témoin et les plants irrigués par l'eau usée brute qui sont affectés au groupe (B).

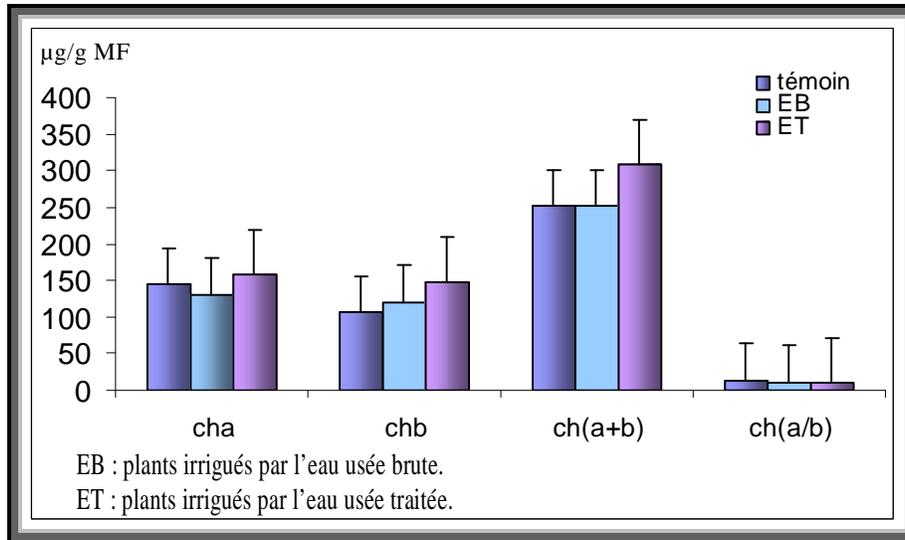


Figure 26: Teneurs en chlorophylle chez l'*Eucalyptus gomphocephala*.

Ces résultats sont identiques à ceux trouvés par Paliwal et al, (1998). Les travaux qui ont été faits par Souguir et al, (2001) sur l'irrigation d'une plante de fève (*Vicia faba L.*) par les eaux usées, confirment nos résultats. L'auteur montre que les teneurs foliaires en chlorophylle sont beaucoup plus élevées en utilisant des eaux usées traitées par rapport aux eaux usées brutes et au témoin.

Conclusions et perspectives

Les résultats des essais menés sur les essences forestières urbaines ont montré que l'irrigation localisée avec des eaux usées issue de la station d'épuration d'Ibn Ziad, permet une croissance et un développement plus rapide des différentes essences et peuvent être utilisées sans danger pour l'irrigation.

Les différents paramètres mesurés pour l'eau usée brute indiquent évidemment une pollution importante. Cette eau usée présente une température moyenne et un pH légèrement basique favorable à un traitement biologique. Elle se caractérise par une conductivité excessive, une DBO₅ élevée ainsi que des fortes teneurs en azote organique,

L'ensemble de ces paramètres rend compte d'une pollution importante, situation attendue pour une eau usée. C'est une eau à forte salinité et difficilement utilisable pour l'irrigation.

Après le traitement biologique (eau usée traitée), la température et le pH ne varient pratiquement pas. Mais par contre on note une diminution de la conductivité électrique. Les paramètres relatifs à la pollution organique (turbidité, matières en suspension, et demande biochimique en oxygène) diminuent de façon flagrante entre les eaux usées brutes (où on enregistre les valeurs les plus élevées) et les eaux usées traitées (où on enregistre les valeurs les plus faibles).

Pour l'azote, l'évolution de l'entrée à la sortie de la station d'épuration se traduit également par une oxydation de l'azote ammoniacal. Les teneurs des nitrites nitrates, augmentent de l'entrée vers la sortie à cause du processus de nitrification qui transforme l'azote ammoniacal (d'où sa diminution) en nitrates (d'où leur augmentation). Nos valeurs d'ammoniaque sont incluses dans la gamme habituelle d'une eau destinée à l'irrigation (0-5 mg/l)

Les phosphates de l'eau usée sont utilisés, durant le traitement biologique, dans la métabolisation bactérienne, ce qui provoque la diminution des teneurs en phosphates de l'entrée à la sortie de la station d'épuration.

Concernant l'impact de l'utilisation des eaux usées sur les paramètres physico-chimiques du sol, on a trouvé une élévation du pH avec l'utilisation des eaux usées, elle est peut être due à la composition de ces eaux et à l'accumulation du calcium et sodium. Une teneur faible en calcaire, moyenne en matière organique et très faible en phosphore assimilable. La conductivité électrique du sol augmente avec l'utilisation de l'eau usée brute.

Pour le comportement des trois essences forestières urbaines vis à vis des différents traitements d'eaux usées, les résultats concernant les paramètres morphologiques montrent que l'effet de ces dernières a été très hautement significatif pour toutes les variables analysées. En effet nous avons constaté, que le meilleur résultat obtenu sur la croissance en longueur, longueur des racines, augmentation du nombre des feuilles et de la surface foliaire est notés chez les plants subissant des irrigations avec l'eau usée traitée pour les trois espèces étudiées. Par contre l'irrigation par des eaux usées brutes induit chez ces espèces une réduction de la longueur de la tige et celle des racines, diminution du nombre des feuilles et réduction de la surface foliaire par rapport aux plants irrigués par une eau potable considéré comme un témoin.

On note aussi qu'il y a un gain de biomasse aérienne et racinaire au niveau des plants soumis à une irrigation avec des eaux usées traitées pour les trois espèces étudiées.

L'effet des eaux usées brutes a été très hautement significatif sur la quasi totalité des traits physiologiques. Nos résultats montrent que les plants des trois essences forestières urbaines sont aptes à s'adapter avec cette contrainte on accumule des solutés, nous notons une augmentation des sucres solubles, celle-ci peut être attribuée à une dégradation des réserves amylacées ou peut être à une inhibition de la synthèse de l'amidon. L'accumulation de la proline dans les mêmes conditions serait le résultat d'une protéolyse membranaire. Les teneurs en chlorophylles de toutes les espèces considérées présentent des variations entre les différents traitements. Elles tendent à augmenter avec l'utilisation des eaux usées, les plants irrigués par l'eau usée traitée montrent les valeurs les plus élevées. L'espèce qui accumule plus de solutés organiques est considérée comme l'espèce la plus résistante, dans notre cas le faux poivrier qui est le plus résistant ensuite vient l'Eucalyptus et enfin l'Acacia qui paraît la plus affectée par la charge toxique des eaux usées brutes.

Dans le cadre d'un travail futur, il serait souhaitable :

-De créer des plantations forestières irriguées pour la production commerciale de bois de feu, de poteaux, de bois d'oeuvre et de fourrage. L'utilisation de l'irrigation permet également l'emploi d'espèces plus exigeantes d'arbres et d'arbustes à croissance rapide. Le fait de pouvoir avoir accès au bois fourni par les plantations irriguées réduira souvent la destruction de la végétation naturelle.

-D'irrigation de forêt avec des eaux usées dans une approche intégrée d'étude de la protection des milieux récepteurs et des systèmes d'assainissement ; il comprend le traitement, le stockage et la valorisation des sous produits "eau et éléments fertilisants" en zone de collines pour la régénération de la forêt dans un contexte de maquis ou de garrigues.

Références bibliographiques

Ababsa M.A., Diagnostic et perspectives des plantations urbaines de la ville d'ElKhroub (Constantine).Mémoire d'ingénieur d'état en écologie et environnement. Laboratoire de Biologie et Environnement.Université de Constantine, 103p.

AFNOR., 1994 – Qualité des sols. Environnement .Recueil des normes françaises. Ed. AFNOR. Paris, 154p.

Aide mémoire. (1996)., Document interne de ANPE.55 p.

Ait Kaki Y. (1993)., Contribution a l'étude des mécanismes morphophysiologiques et biochimiques de tolérance au stress hydrique sur 5 variétés de Blé dur(Triticum durum DESF). Thèse de Magistère, Université de Annaba, 110p.

Armitage F.B. (1985)., Irrigated forestry in arid and semi-arid lands: a synthesis. CRDI, Ontario, Canada.

Asano T. (1998)., Wastewater reclamation and reuse. Water quality management library, 1475 p.

Ayers R.S. (1977)., Quality water for irrigation. J. Irrig. Drain. Div., ASCE: 135-154.

Ayers R.S., Westcot D.W. (1989)., Water quality for agriculture, Bulletin FAO d'irrigation et de drainage, No. 29, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Rév. 1, 174pp.

Bahri A. (1998)., Wastewater reclamation and reuse in Tunisia, In: Wastewater Quality Management Library, Vol. 10, Ed. T. Asano, Technomic Publishing Co., Inc., 877-916.

Bahri A. (1998)., Fertilizing value and polluting load of reclaimed water in Tunisia.*wat.Res.* Vol. 32, n° 11,p: 3484-3489.

Baize D et Jbiol B. (1995)., Guide pour la description des sols. INRA, Paris, 375p.

Baize D. (2000)., Guide des analyses en pédologie. 2^{ème} édition revue et augmentée. Ed.INRA, Paris, France.

Baumont S, Camard J-P, Lefranc A, Franconi A. (2004)., Réutilisation des eaux usées: risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport ORS, 220p.

Bechac J.P. et Boutill P. (1987)., Traitement des eaux usées, 2^{ème} édition. Ed. Eyrolles, 281p.

Bellinger Y., Larher F. (1987)., Proline accumulation in higher plants : a redox buffer. *Plant Physiol*,6:23-27.

Benabdeli K. (2005)., 50 connaissances pour préserver l'environnement. Organisation de recherche sur les Milieux et l'Environnement, 51p.

Benabdallah S. (2003)., La réutilisation des eaux usées traitées en Tunisie. Centre international des technologies de l'environnement de Tunis (CITET), 38p.

Bhati M., Singh G. (2003)., Growth and mineral accumulation in *Eucalyptus camaldulensis* seedlings irrigated with mixed industrial effluents. *Bioresources Technology*,88 : 221-228.

Biswas A.K. (1987)., Role of wastewater reuse in planning and management. InA.K.

Bollag. (1998)., Interaction entre les minéraux des sols, les composés organiques et les microorganismes. Ed. Scientifique, Regist n°404, Synposum n°41.

Boumelih M. (2006)., Des eaux usées pour l'irrigation à Chelghoum Laid. El Watan, 24 Janvier 2006.

Bourrelier P.H.,Berthelin J., Pedro G.(1998)., Contamination des sols par les éléments en traces: Les risques et leur gestion. Académie des sciences Rapport n°: 42. Ed. Technique et documentation, 440p.

Bory G, (2000)., L'arbre dans la ville : Fiche extrait du dossier forêt.

Braatz S., Kandiah A. (1996)., Recyclage des eaux usées urbaines pour l'irrigation des forêts et des arbres. Bulletin FAO d'irrigation et de drainage n° 49. Rome, 10 pages.

Bremont et vuichard.(1973)., Les paramètres de la qualité de l'eau. Ed. La documentation française. Paris.173 p.

Cadillon M., Lancar L. (1996)., L'irrigation forestière avec des eaux usées en situation de maquis ou de garrigue bilan et perspectives. 8^{èmes} rencontres de l'agence régionale pour l'environnement. Nice - Acropolis, 17pages.

Carceller J. (1995)., Proline and the export of N compounds from senxing leaves of Maize under water stress. INRA, Inter drought, VI-5.

Cauchi, Hyvrard, Nakache, Schwartzbrod, Zagury, Baron, Carre, Courtois, Denis, Derrat, Larbaigt, Derangere, Martigne, Seguret. (1996)., Dossier : la réutilisation des eaux usées après épuration. *Techniques, Sciences et Méthodes*, 2 : 81-118.

Chellé F., Dellale M., Dewachter M., Mapakou F., Vermey L. (2005)., L'épuration des eaux : pourquoi et comment épurer Office international de l'eau, 15 pages.

Chenini F., Trad M., Rejeb S., Chaâbouni Z et Xanthoulis D. (2002)., Optimisation et durabilité du traitement et de l'utilisation des eaux usées en agriculture. Faculté des sciences agronomiques, Tunisie, 71p.

Chunyang L., Kaiyun W. (2003)., Differences in drought responses of three contrasting Eucalyptus microtheca. F. Muell. Populations. Uni of Helsinki. Finland. Forest Ecology and Management, 179 : 377-385.

Clifford S.C., Karndi S., Corlett J.E., Jocchi S., Sauckla N., Popp M et Hamlyn G.J. (1998)., The role of solute accumulation osmotic adjustment and changes in cell wall elasticity in drought tolerance in *ziziphus mauritiana* (Lunck). *Journal of Experimental Botany*, Vol.49, N°323, 967-977.

Coïc Y., Coppenet M. (1989)., Les oligo-éléments en agriculture et élevage : incidences sur la nutrition humaine. Ed. INRA, Pris, 114p.

Côme D. (1992)., Les végétaux et le froid. Collection Méthodes. Ed. Hermann, éditions des Sciences et des arts, 600p.

Cortes P.M et Sinclair T.R. (1987)., Osmotic potential and starch accumulation in leaves of field grown soybean. *Published in Crop Sci.*, 27,80-84.

Cottenie, A., Verloo, M., Velghe, G. And Kiekens, L., 1979 - Analytical methods for plants and soils. Lab. Anal. Agrochemistry, R.U.G., Gan, 39p.

CSHPF. (1995)., Recommandations sanitaires relatives à la désinfection des eaux usées urbaines, 22p.

Csuros M. (1994)., Environmental sampling and analysis for technicians. Ed. Techniques et documentations. Paris, 220p.

Dagnelie P. (1999)., Statistique théorique et appliquée. Tome 2 : inférence statistique à une et à deux dimensions. Bruxelles. Université de Roeck et larcier, 659p.

Dellaa Y. (2003)., Utilisation des végétaux dans l'approche écotoxicologique de la pollution atmosphérique de Constantine. Mémoire de magister en écotoxicologie. Laboratoire d'écotoxicologie. Université de Constantine. 188p.

Desjardins R. (1997)., Le traitement des eaux. 2ème édition. Ed. Ecole polytechnique de Montréal, Canada, 303p.

Dib T.A., Monneveux P., Araus J.L. (1992)., Adaptation à la sécheresse et notion d'idéotype chez le blé dur. II : caractères physiologiques d'adaptation. *Agronomie*, 12 :381-393.

Direction de l'environnement. (1990)., Les stations d'épuration d'effluents domestiques. Ed. Ministère de l'intérieur. 24p.

Drier W et Goring M.(1974)., Der einflussboher- Salzkonzentrationen auf physiologische parameter von aiswaerzeln. Wiss. Der H.V. Berlin, Nath. Naturwiss, 23: 641-646.

Dubois M., Gilles L., Hamilton J.K., Reberg P.A et Smith F. (1956)., Colometric method for determination of sugars and related substances. Analatycal chemistry. Vol 28, n°3.

Duchaufour Ph. (1965)., Précis de pédologie. 2éme édition. Ed. Masson, Paris, 481p.

Duclos G. (1979)., Analyses de terres de plain champs en régions méditerranéennes. Revue « Eau et aménagement de la région provençale » n°28. Ed.SCP, p : 17-31.

Eckenfelder W.W. (1982)., Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Ed. Lavoisier. Paris, 503p.

Ecosse D. (2001)., Techniques alternatives en vue de subvenir à la pénurie d'eau dans le monde. *Mém.D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau »*, Fac. Sciences, Amiens, 62 pages.

Edline F. (1979)., L'épuration biologique des eaux résiduaires. Ed. CEBEDOC, Paris, 306p.

Edline F. (1996)., L'épuration physico-chimique des eaux.3eme édition. Ed. CEBEDOC, Paris,283p.

El-Bech M.H. (1995)., LA Réutilisation des eaux usées traitées en Tunisie. Ministre de l'Environnement, Tunisie, 4p.

El-Lakany M.H. (1995)., Urban and peri-urban forestry in the Near East region: a case study of Cairo. Document préparé pour le Département des forêts de la FAO.

Faby J.A., Brissaud F. (1997)., L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau, 76 pages.

Feachem R.G., Bradley D.J., Garelick H., and Mara D.D. (1983)., Sanitation and Diseases: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. Chichester, John Wiley.

FAO, 1968- Directives pour la description des sols, Rome, 58 p.

FAO (1985)., Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage paper 29, Rev. 1., FAO, Rome.

FAO. (1992)., Wastewater treatment and use in agriculture. Bulletin FAO d'irrigation et de drainage n° 47. Rome.

FAO/RNEA (1992)., Irrigation methods, crops and practices using wastewater. Tech. Bul. No. 4., p.20.

FAO. (2002)., The use of treated waste water (tww) in forest plantations in the near east region Near east forestry commission (fifteenth session), 5 pages.

FAO. (2003)., L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation. FAO Irrigation and Drainage paper, 65p.

Fischesser et Dupuistate. (1996)., Le guide illustrée de l'écologie. Ed.de la Martinière. 349p.

Foucard J. (1994)., Filière pépinière de la production et de la plantation. Technique et documentations. Ed. Lavoisier, Paris, 428p.

Gagnard J., Huguet C., Ryser J.P. (1988)., L'analyse du sol et du végétal dans la conduite de la fertilisation : Le contrôle de la qualité des fruits. Ed. ACTA, 87p.

Gaujous D. (1995)., La pollution des milieux aquatiques ; aide mémoire.Ed. Techniques et documentations. Lavoisier.Paris, 220p.

Greigenberger P., Reimholz R., Geiger M., Merlo L., Canal V et Stit M. (1997)., Regulation of sucrose and starch metabolism in potato tubers in response to short-term water deficit. *Planta*,201,502-518.

Hamoudi R. (2004)., Effet de l'AIA sur les paramètres morpho physiologiques et métaboliques du pois fourrager (*Pisum raven. L*) cultivé sur sol enrichi en nickel. Mémoire d'ingénieur d'état en écologie et environnement. Laboratoire d'Ecotoxicologie.Université de Constantine,68p.

Hare P.D., Cress W.A., Van Staden J. (1998)., Dissecting the roles of osmolyte accumulation during stress. *Plant and cell and environment*, 21:535-553.

Hartmann C., Joseph C., Millet B. (1998)., Biologie et physiologie de la plante. Ed. Nathan. 224p.

Hawker J.S., Jenner C.F., Neimietz C.M. (1991)., Sugar metabolism and compartmentation. *Aust. J. Plant Physiol*, 18 :277-273.

Heinecke D., Sonnewald U., Büssis D., Günter G., Leidreter K., Wilke I., Raschle K., Willmitzer L., Heldt H.W. (1992)., Apoplastic expression of yeast-derived invertase in potato.*plant physiol.*, 100 :301-308.

Henin S., Gras R., Monnier G. (1969)., Le profil cultural, l'état physique du sol et ses conséquences agronomiques. Ed. Masson, Paris, 332p.

James A. (1998). Manuel des récoltes d'énergie non publiées.

Journal officiel de la République Algérienne n° 60. (2005)., Loi n° 05/12 du 04 Août 2005 relative a l'eau.18p.

Kandiah A. (1990)., Environmental impacts of irrigation development with special reference to saline water use. In: Water, Soil and Crop Management Relating to the Use of Saline Water. AGL/MISC/16, FAO, Rome. pp. 152-165.

- Koller E. (2004)., Traitement des pollutions industrielles: Eau. Air. Sols. Boues.Ed. Dunod,424p.
- Kuchelmeister G. et Braatz S. (1993)., Nouveau regard sur la foresterie urbaine. *Unasylva*, 173: 3-12.
- Kuchelmeister, G. (1998). Urban forestry in the Asia-Pacific Region - status and prospects. Étude des perspectives du secteur forestier en Asie et dans le Pacifique - Document de travail n° 44. FAO, Rome.
- Kuchelmeister, G. (1999). Urbanization in developing countries - time for action for national forest programs and international development cooperation for the urban millennium. Forest Policy Research Forum: The Role of National Forest Programs to Ensure Sustainable Forest Management, 14-17 juin 1999, Joensuu, Finlande.
- Lapie G., Maige A. (1914)., Flore forestière illustrée comprenant toutes les espèces ligneuses de l'Algérie et les espèces les plus répandue en Tunisie, au Maroc et dans le Midi de la France. Ed. Orlhac, Paris, 357p.
- Lazarova V. (1998)., Rôle de la réutilisation des eaux usées pour la gestion intégrée des ressources.L'Eau, l'Industrie, les Nuisances, n° 227, p. 147 – 157.
- Lazarova V., Gaid A., Rodriguez-Gonzales J., Alday Ansola J. (2003)., L'intérêt de la réutilisation des eaux usées : analyses d'exemples mondiaux. *Techniques, Sciences et Méthodes*, 9 : 64-85.
- La Tribune (Algérie), 14 septembre 2004., Algérie : l'irrigation par les eaux usées bat des records à Tlemcen.
- Les cahiers de l'agence. (2001).,n°2 le bassin Kebir-Rhumel, Agence de bassin hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellegue. Ed Elnakhla, Alger, 33p.
- Lewin L.G., Sparrow D.H.B., Aspinall D. (1978)., Proline accumulation and drought resistance in barely. 23(8): 12-36.
- Lunn M. (2001)., The deliberate indirect wastewater reuse scheme at Essex & Suffolk Water. *Colloque de Noirmoutier*, 4 pages.
- Maait J.E. (1997)., La réutilisation des eaux usées en irrigation. ENGREF, 9pages.
- Maas E.V. (1984)., Salt tolerance of plants. The hand book of land science in agriculture. B.R. Cristie (Ed). CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Masséna P. A. (2001)., Valorisation des eaux usées en irrigation localisée. Office international de l'eau, 14 pages.
- Mara D.D., Cairncross S. (1989)., Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture – Executive summary. *World Health Organization*, 20 pages.

- Martin G. (1979)., Le problème de l'azote dans les eaux. Ed technique et documentation, Paris, 279p.
- Milcent R., Chau F. (2003)., Chimie organique hétérocyclique.Ed. EDP, France, 325p.
- Ministère des Ressources en Eau. (2006)., Assainissement et traitement des eaux usées.
- Minitab. (2000)., MINITAB release 13, Minitab inc, State college, PA, USA.
- Monneveux Ph. Nemmar M. (1986)., Contribution à l'étude de la résistance à la sécheresse chez le blé tendre (*Triticum aestivum* L) Aust. J. Agric. Res.30, 587-595.
- Nelson D., Sommers L.E. (1982)., Total carbon, organic carbon and organic matter, pp.539-579. In: Methods of soils Analysis. Part 2. chemical and microbiological properties ; agronomy, Monograph n°9. soil science of America, Madison, WI.USA.
- Nouri.L (2002). Ajustement osmotique et maintien de l'activité photosynthétique chez le blé dur (*Triticum durum*, Desf.), en conditions de déficit hydrique. Thèse de Magister en Biologie végétale ; 135p.
- Nisbet M., Verneaux J. (1970)., Composants chimiques des eaux courantes. Annales de limnologie, 6 fasc. 161-190pp.
- NUFU. (1998). Trees matter. The benefits of trees & woods in towns. National Urban Forest Unit, Londres.
- Ollier C.H et Poirie M. (1983)., Les réseaux d'irrigation théorie et économie des arrosages. Ed. Technique et documentation, 277p.
- Olsen S.R., Dean L.A. (1965)., Phosphorus In: Black C.A., Methods of soil analysis. Part 2, Agron. Mémoire D.U.E.E.SS., D.E.P., Univ. Picardie, Amiens, 1035-1049.
- Paliwal K., Karunaichamy K.S.T.K et Ananthavalli M. (1998)., Effect of swage water irrigation on growth performance, biomass and nutrient accumulation in *Hardwickia binata* under nursery conditions. Bioresource technology 66, 105-111.
- Puil C. (1998)., La réutilisation des eaux usées urbaines après épuration. *Mém. D.U.E.S.S.* « Eau et Environnement », D.E.P., univ. Picardie, Amiens, 62 pages.
- Rahmoune C. (1992)., Interaction entre le Cadmium et le Zinc chez le pois (*pisum sativum* L.) en culture hydroponique. Thèse de doctorat en Sciences Agronomiques. Faculté des sciences agronomiques de Gembloux, Belgique, 150p.
- Rahmoune C., Maalem S., Redjeb F., Hioum S., Bennaceur M. (2001)., Physiological and biochemical responses of tow precocious varieties of wheat to phosphate rock and TPS fertilisation in semi arid land. XIV IPNC, Hannover, 27 July-03Auguste 2001, 3p.

Ramade F. (2000)., Dictionnaire encyclopédique des pollutions. Ed. Ediscience international, Paris, 689p.

Rodier J. (1984)., Analyse de l'eau: Eau naturelle, eau résiduaire, eau de mer. Ed. Dunod Bordas. Paris, 7^{ème} ed, 1365p.

Rodier J., Bazin C., Bourtin J.P., Chambon P., Champsaur H., Rodi L. (2005)., L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Ed. Dunod, Paris.8^{ème} edition, 1383p.

Rhoades J.D. (1977)., Potential of using saline agricultural drainage for irrigation. In Proc. Water management for irrigation and drainage. ASAE, Reno, Nevada, July 1977:85-116.

Rose J.B., Farrah S.R., Friedman D., Riley K., Hamann C.L., Robbins M. (1999)., Public evaluation of advanced water for potable application. *Water Science and Technology*, 40 (4-5) : 247- 252.

Roosens N.H., Willem R., Li Y., Verbruggen I., Biesemans M., Jacobs M. (1999)., Proline metabolism in the Wild-Type and in Salt-Tolerant Mutant of *Nicotina plumbaginifolia* Studied by 13C-Nuclear Magnetic Resonance Imaging. *Plant physiol.*, 66:797-800.

Roula S. (2005)., Caractérisation physico-chimiques et valorisation des boues résiduaires urbaines pour la confection de substrats de cultures en pépinière hors-sol. Magister en sciences agronomiques. Université Colonel El Hadj Lakhdar Batna, 115p.

Sheikh B., Cooper R.C., Israel K.E. (1999)., Hygienic evaluation of reclaimed water used to irrigate food crops – a case study. *Water Science and Technology*, 40 (4-5): 261-267.

Skiredje A. (2005)., Besoins des plantes en eau et en éléments nutritifs. Département d'Horticulture, Maroc, 10p.

Shahalam A., Abu Zahra B., Jaradat A. (1998)., Wastewater irrigation on soil, crops and environment: A pilot scale study at Irbid, Jordan. *Water, air, and soil pollution*. 106 : 425-445.

Smai A. (1991)., Effet de l'humidité du milieu sur l'accumulation de la proline dans les tissus de blé pendant les premiers stades végétatifs. Thèse de DES en Biologie végétale, 51p.

Souguir A., Baouab M.H & Barttegi A. (2001)., Traitement et réutilisation des rejets en eaux usées riches en colorant des industries textiles. Institut Supérieur de Biotechnologie de Monastir (ISBM), Laboratoire de Biochimie et Environnement ,Tunisie,10p.

Tahri E. H., Belabed A., Sadki K. (1998)., Effet d'un stress osmotique sur l'accumulation de proline, de chlorophylle et des ARNm codant pour la glutamine synthétase chez trois variétés de blé dur (*Triticum durum*). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, 1997-1998, n°21, pp. 81-87.

Tan B.H. (1982)., Variations and correlations of proline accumulation in spring wheat cultivars. *Plant Sciences Section*, pp:459-463.

Teibaut B., Comps B., Tessier D.H. (1990)., Développement des axes des arbres : pousse annuelle, Syllepsie et probepsie chez le Hêtre (*Fagus sylvatica*) can. J.Bot, 68 :202-211.

Tonnellier S.C. (1998)., LE FAUX POIVRIER Famille des Anacardiacees. Numéro14 aout 1998.

Vaillant J.R. (1974)., Perfectionnement et nouveautés pour l'épuration des eaux résiduaires : eaux usées urbaines et eaux résiduaires industrielles. Ed. Eyrolles. Paris, 413p.

Venekamp J.H., Koot J.T.M. (1988)., The sources of free proline and asparagine in field beans plants. *Vicia faba* during and after a short period of water with holding. J. Plant Physiol. Vol. 102-109.

Verslues P.E., Sharp R.E. (1999)., Proline Accumulation in Maize (*Zea mays* L.) Primary Roots at Low Water Potentials. II. Metabolic Source of Increased Proline Deposition in the Elongation Zone1.*Plant Physiology*, Vol. 119, pp. 1349–1360.

Webb, R. (1998). Urban and peri-urban forestry in South-East Asia: a comparative study of Hong Kong, Singapore and Kuala Lumpur. FAO, Rome.

Xanthoulis D. (1993)., Valorisation agronomique des eaux usées des industries agro-alimentaires. Tribune de l'eau n° :563/3. Ed. CEBEDOC, pp: 27-32.

Zid E., Grignon C. (1991)., L'amélioration des plantes pour l'adaptation aux milieux arides. Ed. AUPELEF-UREF. John Libbey Eurotext, Paris, pp.91-108.

<http://www.hc-sc.gc.ca>

<http://www.cieau.com>

http://perso.wanadoo.fr/bernard.pironin/aquatech/index_1.htm

<http://www.fao.org/docrep/005/t1680f/T1680F08.htm>

<http://www.ville.laval.qc.ca/>

<http://crdp.ac-besancon.fr/ressourc/flore/index.htm>

<http://www.treecanada.ca/programs.htm>

<http://fr.wikipedia.org/wiki/Chlorophylle>

<http://crdp.ac-besancon.fr/ressourc/flore/index.htm>

الهدف من هذه الدراسة هو معرفة إمكانية استعمال مياه محطة تصفية المياه (ابن زياد) القذرة و المعالجة في الري و ايضاح تأثير هذه المياه على مختلف عناصر المحيط، خاصة الخصائص الفيزيوكيميائية للتربة و نمو الأشجار.

النتائج المتحصل عليها اثر استعمال المياه القذرة و المعالجة في سقي ثلاثة أصناف من الأشجار المغروسة في المدن (*Schinus molle, Acacia cyanophylla, Eucalyptus gomphocephala*) بينت أن المياه أثرت على نمو الأشجار بشكل ايجابي، و انه من الممكن استعمالها دون خطورة.

قد لاحظنا بان أحسن النتائج المتحصل عليها كنمو السيقان و الجذور، عدد الأوراق و مساحتها كانت واضحة على الأشجار المسقية بالمياه القذرة المعالجة بالنسبة لأصناف الأشجار المدروسة، في حين أن استعمال المياه القذرة قبل معالجتها للري أدى إلى نقص واضح في النمو مقارنة بالأشجار المستعملة كشاهد و المسقية بمياه صالحة للشرب. كما نلاحظ أيضا زيادة معتبرة في الوزن بالنسبة لسيقان، أوراق و جذور الأشجار المسقية بالمياه المعالجة.

إن تأثير المياه القذرة على الخصائص البيوكيميائية للأشجار بدا بشكل واضح من خلال محاولة التأقلم بزيادة شدة تراكيز مركباتها العضوية (البرولين، السكريات القابلة للذوبان) و انخفاض نسبة الكلوروفيل. يعتبر الصنف الأكثر مقاومة هو الصنف القادر على زيادة تراكيز مركباته العضوية، بالنسبة للدراسة التي أجريناها لاحظنا أن أشجار الفلفل الكاذب (*Schinus molle*) هو الأكثر تأقلمًا، ثم الأوكالبتوس (*Eucalyptus gomphocephala*) و أخيرا تأتي الأفاقيا (*Acacia cyanophylla*) التي تعتبر الأكثر حساسية للمكونات التي تحتويها المياه القذرة.

الكلمات المفتاحية: أشجار غابية، محطة معالجة المياه، مياه قذرة، البرولين، السكريات القابلة للذوبان، الكلوروفيل، الخصائص البيوكيميائية.

Résumé

L'objectif de notre travail est de voir la possibilité d'utilisation des eaux usées brutes et traitées de la station d'épuration d'Ibn Ziad pour l'irrigation des essences forestières urbaines ; et de mettre en évidence l'impact de ces eaux sur les différentes composantes de l'environnement, notamment les caractéristiques physico-chimiques du sol et le comportement physico morphologique des espèces étudiées.

Les résultats des essais menés sur trois essences forestières urbaines (*Schinus molle*, *Acacia cyanophylla*, *Eucalyptus gomphocephala*) sur sol, dans un milieu à conditions semi contrôlées ont montré que l'irrigation avec des eaux usées traitées permettent une croissance et un développement plus rapide des différentes essences et peuvent être utilisées sans danger pour l'irrigation des plants.

On a constaté que le meilleur résultat obtenu pour la croissance est observé chez les plants subissant des irrigation avec l'eau usée traitée, pour les trois espèces étudiées.

Par contre, l'irrigation avec des eaux usées brutes induit chez ces espèces une diminution des paramètres mesurés par rapport au plants irrigués avec une eau de robinet considéré comme témoin. On note aussi qu'il y a un gain de biomasse aérienne et racinaire au niveau des plants soumis à une irrigation avec des eaux usées traitées pour les trois espèces étudiés.

Nos résultats montrent que les plants des trois essences forestières urbaines étudiés sont aptes à s'adapter à l'irrigation par des eaux usées en accumulant des solutés organiques (proline, sucres solubles et chlorophylles).

L'espèce qui accumule plus de solutés organiques est considérée comme l'espèce la plus résistante. Dans notre cas c'est le *Schinus molle* qui est le plus résistant ensuite vient l'*Eucalyptus gomphocephala* et enfin l'*Acacia cyanophylla* qui paraît la plus affectée par la charge des eaux usées brutes.

Mots clés : Essences forestières urbaines, Station d'épuration, Eaux usées, proline, Sucres solubles, Chlorophylle, Paramètres morphologiques.

Abstract

The objective of our work is to improve the possibility of use of the waste water of the station of purification Ibn Ziad, for the irrigation of the urban forestry trees and to put in evidence the impact of waters used on the different components of the environment, notably the physico-chemical characteristics of soil and the plantations adaptability to waste water irrigation.

The results of the tests led on three urban forest species (*Schinus molle*, *Acacia cyanophylla*, *Eucalyptus gomphocephala*), showed that the irrigation with treated wastewaters permits a growth of the different plants and can be used without danger for the irrigation of the plantations.

We noted that the best result gotten for the growth is noted at the plantations undergoing the irrigation with the treated waste water for the three studied species.

On the other hand, the irrigation by ruffians' wastewaters led at these species a reduction of the parameters measured in relation to the plantations irrigated by a drinking water. We also note that there is a gain of aerial and roots biomass to the level of the plantations submitted to an irrigation with treated waste waters for the three studied species.

Our results show that the plantations of the three studied urban forestry trees are able to adapt with the irrigation with waste waters by accumulating organic solutions (proline, soluble sugars and chlorophylls).

The species that accumulates more organic solutions is considered as the most resistant species. In our case it is the *Schinus molle* that is then the most resistant and then comes the *Eucalyptus gomphocephala* and finally the *Acacia cyanophylla* that was the most affected by the load of the waste waters.

Key words: Urban forestry trees, Station of purification, waste Water, proline, soluble Sugars, Chlorophyll, morphological Parameters.