

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**

N° d'ordre :

N° de série :

MEMOIRE

**En vue de l'obtention du diplôme de magistère
en Ecologie et Environnement
Option : Ecologie végétale**

THEME

*Réponses écophysiological d'essences
forestières urbaines soumises à une
fertilisation avec les boues d'épuration*

Présenté par : M^{elle} BENTERROUCHE Ilhem

Devant le jury :

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

2006/2007

Remerciements

Au terme de ce travail, il m'est agréable d'exprimer ma profonde reconnaissance et ma gratitude aux personnes qui ont contribué à faciliter ma tâche et la mener à bien.

Je tiens à remercier tout d'abord Mr le Professeur **C. Rahmoune** qui m'a encadré tout au long de ce travail en me faisant bénéficier de ses connaissances scientifiques et de ses conseils. Je lui exprime ma profonde gratitude pour l'aide qu'il m'a fournie pour la réalisation de ce travail, qu'il trouve ici l'expression de mon profond respect et de ma sincère reconnaissance.

Je remercie Mr **D. Alatou** (Professeur à l'Université Constantine) pour l'honneur qu'il me fait d'avoir accepté de juger ce travail et présider le jury de ce mémoire. Je le remercie aussi autant que mon professeur pendant tant d'années pendant lesquelles il n'a ménagé aucun effort pour notre formation.

Je remercie également Mr **M.H. Benderadji** (Professeur à l'Université Constantine) pour m'avoir honoré en acceptant de juger ce mémoire en tant que rapporteur. Que le professeur qu'il a toujours été par sa disponibilité et sa compétence mise à notre service trouve ici ma reconnaissance et mon respect

Que Mr **Tahar A.** (Professeur à l'Université Annaba) trouve ici l'expression de ma grande reconnaissance pour ces conseils lors de l'analyse statistique. C'est avec bonheur que j'ai appris qu'il acceptait de juger ce travail en tant que rapporteur. Qu'il en soit remercié.

Je ne saurais oublier de remercier M^{me} **O. Rached-Mosbah** (Professeur à l'Université Constantine) pour m'avoir accueillie au sein de son laboratoire de Biologie et d'Environnement.

Je voudrais exprimer toute ma reconnaissance à la Conservation des Forêts de Constantine de m'avoir accueillie et d'avoir mis à ma disposition le matériel végétal nécessaire à la réalisation de ce travail.

Je voudrais encore remercier M^{elle} Zaamouche Nabiha, chimiste et M. Azeddine, ingénieur en mécanique, de la station d'épuration Ibn Ziad, pour leur aide précieuse.

Enfin, que tous ceux qui ont contribué de façon directe ou indirecte à la réalisation de ce mémoire et qui n'ont pas été cités par inadvertance, qu'ils ne m'en tiennent pas rigueur et acceptent mes excuses ainsi que mes remerciements puisqu'ils ont droit à toute ma reconnaissance.

Mes remerciements et reconnaissance ne peuvent être clos sans citer ma famille et mes amis.

Dedicace

A mes très chers parents

A mes frères

A mes sœurs

A tous ceux qui me sont chers :

grande famille et mes amis

Liste des tableaux

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE:

Tableau 1 : Quantités de pluie interceptées, retenues dans la litière et s'écoulant ou s'infiltrant lors d'une précipitation.

Tableau 2 : fertilisants des boues.

Tableau 3 : Production de boues des pays de l'Union Européenne (plus la Suisse) et voies d'élimination.

Tableau 4 : Teneur en métaux lourds dans différent type de fertilisants.

Tableau 5 : Les teneurs en métaux lourds des boues (mg / kg) selon la norme AFNOR.

MATERIELS ET METHODES:

Tableau 6 : Qualité moyenne requise des eaux usées avant traitement.

Tableau 7 : Normes pour la réutilisation des eaux usées épurées et rejet en zones sensibles.

Tableau 8 : Composition du substrat utilisé.

RESULTATS ET DISCUSSIONS:

Tableau 9 : Caractéristiques physicochimiques du sol et des boues résiduaire.

Tableau 10 : Résultats d'analyses physico-chimiques des substrats après l'expérience.

Tableau 11 : Répartition des différents types de texture en fonction des classes de textures.

Tableau 12 : Appellation simplifiée des classes de sols proposée par la station des recherches agronomique de Changins.

Tableau 13 : Classe des pH

Tableau 14 : Classe d'appréciation de la matière organique du sol.

Tableau 15 : Classes du CaCO₃ total.

Tableau 16: Classe d'appréciation du phosphore assimilable du sol en ppm.

Tableau 17: Taux de variation de la hauteur de la tige.

Tableau 18: Taux de variation de la longueur de la racine.

Tableau 19 : Taux de variation du rapport PA/PR.

Tableau 20 : Taux de variation de la surface foliaire.

- Tableau 21** : Taux de variation de la biomasse (PR et PA) chez *Schinus môle*.
- Tableau 22** : Taux de variation de la biomasse (PR et PA) chez *Acacia cyanophylla*.
- Tableau 23** : Taux de variation de la biomasse (PR et PA) chez *Eucalyptus gomphocephala*.
- Tableau 24** : Taux de variation de la biomasse des plants entiers exprimé en% du témoin.
- Tableau 25** : Taux de variation de la teneur en eau chez *Schinus môle*.
- Tableau 26** : Taux de variation de la teneur en eau chez *Acacia cyanophylla*.
- Tableau 27** : Taux de variation de la teneur en eau chez *Eucalyptus gomphocephala*.
- Tableau 28** : Taux de variation de la biomasse exprimé en% du témoin.
- Tableau 29** : Taux de variation de la teneur en eau totale exprimé en% du témoin.
- Tableau 30** : Taux de variation de la chlorophylle chez *Schinus môle*.
- Tableau 31** : Taux de variation de la chlorophylle chez *Acacia cyanophylla*.
- Tableau 32** : Taux de variation de la chlorophylle chez *Eucalyptus gomphocephala*.
- Tableau 33** : Taux de variation du rapport Chl a/b.
- Tableau 34** : Taux de variation de la teneur en proline.
- Tableau 35** : Taux de variation de la teneur en sucres solubles.

Liste des figures

🚧 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE:

Figure 1: Comparaison schématique de la croissance de l'arbre dans deux milieux.

Figure 2 : Schéma de l'ensemble des facteurs agissant sur les arbres en milieu urbain.

Figure 3 : Schéma de la fertilisation.

Figure 4: *Schinus molle*.

Figure 5 : *Acacia cyanophylla*.

Figure 6 : *Eucalyptus gomphocephala*.

Figure 7 : Poste de prétraitement des eaux usées.

Figure 8 : principaux traitements des eaux usées et dénomination des boues obtenues.

Figure 9 : principaux traitements des boues et désignation des boues obtenues.

Figure 10: Spectre d'absorption des chlorophylles a et b.

Figure 11 : Structure de la chlorophylle a et de la chlorophylle b.

Figure 12 : Structure de la proline.

Figure 13: Synthèse de la proline à partir du glutamate.

🚧 MATERIELS ET METHODES:

Figure 14 : Schéma du dispositif expérimental.

Figure 15 : Planimètre servant à mesurer la surface foliaire.

🚧 RESULTATS ET DISCUSSIONS:

Figure 16 a : Evolution de la longueur moyenne de la tige chez *Schinus môle* en fonction du temps.

Figure 16 b : Variation de la longueur de la tige chez *Schinus môle* en fonction des substrats.

Figure 17 a : Evolution de la longueur moyenne de la tige chez *Acacia cyanophylla* en fonction du temps.

Figure 17 b : Variation de la longueur de la tige chez *Acacia cyanophylla* en fonction des substrats.

Figure 18 a : Evolution de la longueur moyenne de la tige chez *Eucalyptus gomphocephala* en fonction du temps.

Figure 18 b : Variation de la longueur de la tige chez *Eucalyptus gomphocephal* en fonction des substrats.

Figure 19 : Variation de la longueur de la racine chez *Schinus môle* en fonction des substrats.

Figure 20 : Variation de la longueur de la racine chez *Acacia cyanophylla* en fonction des substrats.

Figure 21 : Variation de la longueur de la racine chez *Eucalyptus gomphocephala* en fonction des substrats.

Figure 22 : Variation du rapport en longueur tige sur longueur racine en fonction des substrats.

Figure 23 : Variation de la surface foliaire chez *Schinus môle* en fonction des substrats.

Figure 24 : Variation de la surface foliaire chez *Acacia cyanophylla* en fonction des substrats.

Figure 25 : Variation de la surface foliaire chez *Eucalyptus gomphocephala* en fonction des substrats.

Figure 26 : Variation de la biomasse de la partie racinaire (PA) et de la partie aérienne (PA) chez *Schinus môle* en fonction des substrats.

Figure 27 : Variation de la biomasse de matières sèches chez « *Acacia cyanophylla* » en fonction des substrats.

Figure 28 : Variation de la masse de matières sèches chez « *Eucalyptus gomphocephala* » en fonction des substrats.

Figure 29 : Variation du rapport biomasse aérienne/biomasse souterraine en fonction des substrats.

Figure 30 : Variation de la biomasse de la plante entière des trois espèces étudiées en fonction des substrats.

Figure 31 : Production de matière sèche en fonction de la teneur du sol en un élément fertilisant sous forme assimilable.

Figure 32 : Variation des teneurs en eau de la partie aérienne (TE PA) et de la partie souterraine (TE PR) chez *Schinus môle* en fonction des substrats.

Figure 33 : Variation des teneurs en eau chez *Acacia cyanophylla* en fonction des substrats.

Figure 34 : Variation des teneurs en eau chez *Eucalyptus gomphocephala* en fonction des substrats.

Figure 35 : Variation des teneurs en eau totale en fonction des substrats.

Figure 36 : Variation de la teneur en chlorophylles foliaires chez *Shinus mölle*
en fonction des substrats.

Figure 37 : Variation de la teneur en chlorophylles foliaires chez *Acacia cyanophylla* en
fonction des substrats.

Figure 38: Variation de la teneur en chlorophylles foliaires chez *Eucalyptus gomphocephala*
en fonction des substrats.

Figure 39 : Variation du rapport Chl a/Ch b chez en fonction des substrats.

Figure 40 : Variation des teneurs en proline foliaire en fonction des substrats.

Figure 41 : Variation des teneurs en sucres solubles foliaire en fonction des substrats.

Liste des photos

Photo 1 : Conduite principale des eaux Usées qui alimente la station.

Photo 2 : Eaux usées Brutes entrant la station.

Photo 3 : Dégrillage grossier.

Photo 4 : Déshuilage / Dessablage.

Photo 5 : Bassin d'aération.

Photo 6 : Bassins de décantation secondaire.

Photo 7 : Lits de séchage des boues.

Photo 8 : Canal des rejets de la station d'épuration Ibn Ziad.

Photo 9 : Plants de *Schinus môle* avant traitement.

Photo 10 : Plants d'*Acacia cyanophylla* avant traitement.

Photo 11 : Plants d'*Eucalyptus gomphocephala* avant traitement.

Photo 12: Phytotoxicité du substrat contenant 40% de boues pour *Schinus môle*

Photo 13: Reprise du *Schinus môle*

Photo 14: Plantes de *Schinus môle* après traitement

Photo 15: plantes d'*Acacia cyanophylla* après traitement

Photo 16: plantes d'*Eucalyptus gomphocephala* après traitement

Liste des abréviations

ADEME : Agence de l'environnement et la Maîtrise de l'Energie, France
AFNOR : Association Française de Normalisation
Chl: Chlorophylle
CTO : composé trace organique
ETM : Eléments Traces Métalliques
FA : Acides Fulviques
GH : Groupe homogène
HA : Acides Humiques
IAURIF : Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région d'Ile-de-France
LT : longueur de la tige
LR : longueur de la racine
MES : matière en suspension
P: Probabilité
PA : partie aérienne
ppm: partie par million
PR : partie racinaire
Prl: proline
Scr: Sucres
SF : surface foliaire

RESUME EN ARABE	
RESUME EN FRANÇAIS	
RESUME EN ENGLAIS	
LISTE DES TABLEAUX	
LISTE DES FIGURES	
LISTE DES PHOTOS	
LISTE DES ABREVIATIONS	

SOMMAIRE

INTRODUCTION	1
---------------------------	----------

Première partie : Synthèse bibliographique

CHAPITRE 1: Foresterie urbaine

1.1. Introduction.....	3
1.2-Définition.....	3
1.3. Importance des espaces verts.....	4
1.3.1. Importance des espaces verts pour l'amélioration de la qualité de vie.....	4
1.3.2. Importance des espaces verts pour la biodiversité	6
1.3.3. Importance des espaces verts pour la qualité de l'environnement	6
1.3.4. Importance économique.....	8
1.4. Principaux facteurs du dépérissement des arbres urbains.....	8
1.4.1. Facteurs abiotiques.....	10
1.4.2. Facteurs édaphiques.....	11
1.4.3. Facteurs anthropogènes.....	11
1.4.4. Facteurs climatiques.....	12
1.4.5. Facteurs biotiques.....	13
1.5. Plantation et entretien d'arbres et de peuplements forestiers urbains.....	14
1.5.1. Sélection des espèces.....	14
1.5.2. Plantation d'arbres.....	15

1.5.3. Méthodes d'entretien.....	17
1.6. Gestion prévisionnelle stratégique et opérationnelle.....	19
1.7. Contrainte qui pèsent sur la planification et la gestion.....	20
1.8. Description des espèces étudiées.....	21
1.8.1. <i>Schinus molle</i>	21
1.8.2. <i>Acacia cyanophylla</i>	23
1.8.3. <i>Eucalyptus gomphocephala</i>	27

CHAPITRE 2 : Boues résiduaires urbaines

2.1. Origine des boues	30
2.1.1. Le prétraitement de l'eau.....	30
2.1.2. Les traitements mécaniques.....	31
2.1.3. Les traitements physicochimiques.....	33
2.1.4. Les traitements biologiques.....	33
2.2. Le traitement des boues.....	34
2.2.1. La stabilisation des boues.....	34
2.2.2. La réduction de la teneur en eau des boues.....	35
2.2.3. L'hygiénisation des boues.....	37
2. 3. Composition des boues	38
2. 3.1. Matière organique.....	38
2.3.2. Eléments nutritifs.....	39
2.3.3. Eléments traces métalliques (ETM).....	42
2.3.4. Composés traces organiques « CTO ».....	45
2.3.5. Micro-organismes pathogènes.....	45
2.4. Voies d'élimination des boues.....	46
2.5. Valorisation des boues en milieu forestier et en milieu agricole.....	49
2.6. Condition d'utilisation sur les sols.....	53

CHAPITRE 3 : Stress et mécanismes de tolérance

3.1. Introduction.....	55
3.2. Stress et phytotoxicité.....	55
3.3. Facteurs affectant la disponibilité des éléments métalliques	57
3.3.1. pH.....	57

3.3.2. Capacité d'échange cationique (CEC).....	57
3.3.3. Matière organique (MO).....	58
3.3.4. L'oxydoréduction.....	59
3.3.5. Composition ionique de la solution du sol.....	59
3.3.6. Comportement physiologique des plantes.....	59
3.3.7. Forme chimique des éléments.....	60
3.4. Mécanismes de tolérance	60
3.4.1. Mécanismes de tolérance à la toxicité chimique des ions.....	60
3.4.1.1. Mécanismes de tolérance externe.....	60
3.4.1.2. Mécanismes de tolérance interne.....	61
3.4.2. Mécanismes de tolérance au stress osmotique.....	62
3.5. Paramètres considérés dans l'étude.....	63
3.5.1. Chlorophylles.....	63
3.5.1.1. Définition.....	63
3.5.1.3. Chlorophylle et stress.....	65
3.5.2. La proline	65
3.5.2.1. Définition.....	65
3.5.2.2. Structure de la proline.....	66
3.5.2.3. Synthèse de la proline.....	66
3.5.2.3. Proline et stress.....	68
3.5.3. Les sucres solubles.....	69

Deuxième partie : Matériels et méthodes

CHAPITRE 4 : Présentation de la station d'épuration

4.1. Localisation de la station d'épuration de IBN ZIAD.....	71
4.2. Capacité du traitement des eaux usées.....	71
4.3. Qualité des eaux usées brutes.....	71
4.4. La qualité de l'effluent traité.....	72
4.5. Traitement.....	72
4.5.1. Dégrillage grossier	72
4.5.2. Procédé d'épuration des eaux usées.....	74
4.5.3. Procédé de traitement des boues.....	75

CHAPITRE 5 : Matériels et méthodes

5.1. Caractéristique des substrats solides.....	77
5.1.1. Prélèvement des boues et sol.....	77
5.1.2. Analyses physicochimiques du sol et des boues.....	77
5.1.2.1. La granulométrie.....	77
5.1.2.2. Détermination du pH.....	77
5.1.2.3. Détermination de la conductivité électrique (CE).....	78
5.1.2.4. Matière organique.....	78
5.1.2.5. Calcaire total.....	78
5.1.2.6. Calcaire actif.....	79
5.1.2.7. Phosphore assimilable.....	79
5.2. Caractéristique du matériel végétal.....	79
5.3. Techniques et condition de culture.....	80
5.3.1. Site expérimental.....	80
5.3.2. Protocole expérimental.....	80
5.3.3. Période.....	83
5.3.4. Arrosage.....	83
5.4. Mesure des paramètres morphologiques des plantes.....	83
5.5. Mesure des paramètres physiologiques	85
5.6. Les calculs statistiques.....	86

Troisième partie : Résultats et discussions

CHAPITRE 6 : Caractérisation des substrats utilisés

6.1. Résultats des Analyses physicochimiques.....	87
6.1.1. Granulométrie.....	88
6.1.2. pH.....	90
6.1.3. CE.....	91
6.1.4. Matière organique.....	92
6.1.5. Calcaire total.....	94
6.1.6. Calcaire actif.....	94
6.1.7. Phosphore assimilable.....	95

6.1.8. Eléments traces métalliques.....	96
---	----

CHAPITRE 7: Effets des boues sur le matériel végétal

7.1. Effet des boues les paramètres morphologiques.....	99
7.1.1. Chlorose des feuilles.....	99
7.1.2. Effet sur la longueur de la partie aérienne.....	101
7.1.3. Effet sur la longueur de la partie souterraine.....	108
7.1.4. Effet sur le rapport en longueur partie aérienne / partie racinaire.....	111
7.1.5. Effet sur la surface foliaire.....	114
7.1.6. Effet sur la biomasse de la partie aérienne et la partie racinaire	118
7.1.7. Effet sur le rapport de biomasse partie aérienne/ partie racinaire.....	121
7.1.8. Effet sur la biomasse totale.....	123
7.2. Effet sur les paramètres physiologiques.....	129
7.2.1. Effet sur la teneur en eau de la partie racinaire et aérienne.....	129
7.2.2. Effet sur la teneur en eau totale.....	133
7.2.3. Effet sur la teneur en chlorophylles.....	137
7.2.4. Effet sur le rapport Chl a/b.....	142
7.2.5. Effet sur l'accumulation de la proline.....	146
7.2.6. Effet sur l'accumulation des sucres solubles.....	149

Quatrième partie : Conclusions et perspectives

CHAPITRE 8: Conclusions et perspectives

8.1. Conclusions.....	154
8.2. Perspectives.....	157

Cinquième partie : Références bibliographiques

CHAPITRE 9: Références bibliographique

158

Sixième partie : Annexes

Introduction

L'épuration des eaux usées urbaines s'inscrit dans une démarche de protection de notre environnement et de préservation de nos ressources en eau. Le processus de dépollution des eaux usées urbaines produit d'un côté de l'eau épurée, de l'autre des sous-produits en grande quantité qui sont les boues. Représentant chaque jour un volume considérable, ces boues doivent trouver une destination en continu.

L'accumulation des boues et leurs restrictions réglementaires quand à leur élimination et à leur évacuation compliquent les modalités de leur gestion. Si ce problème est assez prononcé dans les pays européens (15 millions de tonnes de matières sèches à l'échéance 2005). Il commence à prendre une ampleur considérable et croissante dans nos pays d'Afrique du nord et du pourtour méditerranéen. En effet, le potentiel de production peut significativement dépasser 3,5 millions de tonnes d'ici 2015. Actuellement le taux d'épuration des eaux usées est relativement faible : environ 25% en Tunisie, 12% au Maroc et 10 % en Algérie, mais la production de boues est appelée à augmenter de manière exponentielle suite aux programmes de grande envergures entamés et programmés.

Du faite de leurs caractéristiques, plusieurs voies d'élimination ou de valorisation de ces boues sont possibles : le largage en mer, la mise en décharge, l'incinération et l'épandage agricole.

Le largage en mer, représente à la fois un déplacement des problèmes de pollution et une perte de matériel potentiellement réutilisables ; la mise en décharge représente aussi une technique peu valorisante et est légalement interdite dans de nombreux pays ; l'incinération des boues a un coût prohibitif et présente un risque lié à l'impact de gaz toxiques sur l'environnement tel que celui de la dioxine ; La valorisation agricole des boues résiduaire peut être considérée comme le mode de recyclage le plus adapté pour rééquilibrer les cycles biogéochimique (C, N, P ..), pour la protection de l'environnement et d'un très grand intérêt économique.

Cette dernière filière, vise à ménager les ressources naturelles et à éviter tout gaspillage de matière organique dû à l'incinération ou à l'enfouissement dans les décharges et à remplacer ou réduire l'utilisation excessive d'engrais coûteux.

Cependant, la controverse qui s'est développée au cours des dernières années autour de l'épandage agricole des boues et la qualité des produits alimentaires fait surgir une

nouvelle demande sociale pour mettre en œuvre des épandages de boues de station d'épuration sur des cultures non agroalimentaires.

En effet, l'utilisation de terrains boisés pour recycler une partie des boues peut alors constituer une alternative aux épandages agricoles tout en préservant les ressources et en augmentant la production de bois. Donc, ces boues peuvent être utilisées dans l'entretien des espaces verts et la mise en valeur des sols.

Surtout lorsqu'on sait que les sols méditerranéens, et plus particulièrement les sols d'Algérie sont généralement caractérisés par leur faible taux de matière organique qui conduit facilement à leur compactage et leur manque en éléments nutritifs, qui constituent des facteurs majeurs qui influencent la survie des végétaux en milieu urbain et leur dépérissement

Donc, pour que l'intégration des arbres en ville se déroule dans des conditions favorables, une fertilisation s'avère indispensable, non seulement pour favoriser leur croissance mais aussi pour réduire leur vulnérabilité à certaines maladies et parasites, et augmenter leur résistance au gel et à la sécheresse...etc.

Dans ce cadre, l'objectif de notre travail consiste à :

- Apprécier la qualité des boues par une approche physico-chimique et voir les effets de son utilisation dans l'amélioration du substrat de culture.
- Caractériser la réaction des espèces étudiées (*Schinus môle*, *Acacia cyanophylla* et *Eucalyptus gomphocephala*) vis-à-vis de la fertilisation en se basant sur des critères morphologiques, physiologiques et biochimiques.
- Trouver une solution aux boues des stations d'épuration en substituant les engrais chimiques qui sont économiquement coûteux par une boue qui présente peut être les mêmes performances, mais qui restera, du point de vue économique, moins coûteuse, et disponible localement pour l'entretien des espaces verts.
- Augmenter le nombre d'arbre en santé et assurer la durabilité du couvert forestier en milieu urbain.

CHAPITRE 1 : la foresterie urbaine

1.1. Introduction

L'arbre est un élément essentiel du milieu urbain. Il contribue à l'amélioration des conditions sociologiques, psychologiques, économiques et écologiques de la vie en ville. C'est un structurant esthétique, architectural et paysager qu'il ne faut pas négliger.

Cependant, le milieu urbain n'offre pas aux arbres un environnement qui correspond à leurs exigences de vie ; l'arbre y subit quotidiennement des perturbations qui engendrent un stress altérant sa croissance et menace sa survie. Les stress communément éprouvés comprennent le compactage du sol, la pollution de l'air, les blessures mécaniques, la sécheresse, et la carence en eau et en éléments nutritifs...etc.

Nos connaissances sur la gestion de ce patrimoine naturel dans les villes algériennes restent très fragmentaires, et il ne nous est pas toujours possible de satisfaire aux questions que se posent les gestionnaires sur l'entretien des arbres ou sur les qualités particulières d'une espèce. La gestion différenciée des peuplements dans un objectif de développement durable est de plus en plus privilégiée.

Selon la FAO (2000), la superficie recommandée est de 9-12 m² / habitant.

En Algérie et selon la circulaire inter-ministérielle du 31 octobre 1984 adressé aux chefs lieu de daïra et aux présidents d'APC, cette superficie est de 1.5m² / habitant qui est très loin de la superficie recommandée (Alatou *et al.*, 2001).

1.2. Définition

La notion de foresterie urbaine est née en Amérique du nord à la fin des années 1960, issue de ce qui était désigné initialement comme foresterie environnementale.

La foresterie urbaine est l'aménagement des arbres réalisé de telle manière qu'ils contribuent au bien-être physiologique, sociologique et économique de la société urbaine. Elle concerne les terres boisées, et les arbres groupés ou isolés des lieux habités; elle revêt de multiples aspects car les zones urbaines contiennent une grande variété d'habitats (rues, parcs,

coins négligés, etc.) auxquels les arbres apportent leurs nombreux avantages et problèmes”. (Grey et Deneke, 1986 in FAO, 1995).

Selon Nilsson et Randrup (1997), la foresterie urbaine est la planification, la conception et la gestion des arbres et des peuplements forestiers ayant des valeurs d'agrément, situés dans des zones urbaines ou à proximité.

1.3. Importance des espaces verts

Il est très important de mettre en valeur et de conserver les terres forestières, voire tous les espaces verts, non seulement pour leur aspect esthétique, mais aussi pour des raisons écologiques, économiques et sociales.

1.3.1. Importance des espaces vert pour l'amélioration de la qualité de vie

- **Rôle psychologique**

La végétation et la nature renforcent notre attention spontanée, permettent à notre système sensoriel de se détendre et nous insufflent une énergie nouvelle. Des visites dans les espaces verts sont synonymes de détente et aiguisent notre concentration, en même temps, nous recevons de l'air frais et de la lumière du soleil qui sont importants pour nos rythmes diurne et annuel (Kaplan et Kaplan, 1989 cités par Nilsson et Randrup, 1997).

Des études ont démontré que les patients hospitalisés qui peuvent regarder des arbres guérissent plus rapidement et souffrent moins de complications que ceux qui n'ont pas accès à ce type de paysage (FAO, 1995; Nilsson et Randrup, 1997; Anonyme2, 2006). De nombreux panoramas où dominent les arbres stimulent la reprise (psychologique) car ils provoquent des sentiments positifs, atténuent les émotions négatives telles que la peur, la colère et la tristesse, peuvent bloquer ou réduire les pensées créatrices de tension nerveuse (Garrec, 1989 ; Ulrich, 1990 in FAO, 1995 ; Bory, 2000).

Arbour *et al.* (2004), ont qualifié les arbres en milieu urbain, comme étant des anti-stress par excellence.

- **Rôle de détente et de loisir**

La principale contribution des arbres au confort humain, dans les pays chauds, est sans doute la fourniture direct ou indirect d'ombre (Stefulesco, 1989 ; FAO, 1995 ; Arbour *et al.*, 2004). Aussi, dans les pays développés et en développement les parcs urbains et les forêts

péri-urbaines sont d'importantes aires de loisir, même une petite parcelle ne comportant que quelques arbres peut avoir une grande valeur récréative comme terrain de jeux et de détente pour les enfants. (Stefulesco, 1989 ; FAO, 1995).

- **Rôle d'isolation phonique**

Les écrans composés d'arbres et d'autre type de végétaux ont la réputation de posséder la capacité potentielle de réduire l'intensité du bruit engendré par la circulation des véhicules sur les routes et par les industries bruyantes, etc.. (FAO, 1995 ; Arbour *et al.*, 2004). Selon des études hollandaises, environ 20% de la population est gêné par les bruits de la rue, alors que 11% est gêné par le trafic aérien (Stanners et Bourdeau, 1995 cités par Nilsson et randrup, 1997).

Chacalo et Pineau (1991) rapportent qu'au Mexico le bruit peut atteindre des niveaux de 100 dB(A) de façon intermittente et quelque 75dB(A) en permanence à proximité des principales routes urbaines à grande circulation et de l'aéroport, Comme le soulignent ces mêmes auteurs, ces chiffres sont d'autant plus alarmants qu'on sait qu'une exposition prolongée (plus de huit heures) à des niveaux sonores de 85 à 90 dB(A) peut entraîner la perte de l'ouïe.

Harris (1992 cité par Arbour *et al.*, 2004), mentionne que pour réduire le niveau sonore de façon appréciable, les écrans végétaux doivent être denses, hauts et larges (25 à 35m de largeur), et que leur efficacité est d'autant meilleure s'ils sont situés à proximité immédiate de la source de bruit.

- **Rôle décoratif**

L'utilisation de végétaux dans les aménagements paysagers spécifiques comme les jardins ou parcs d'ornements, mais également dans des conceptions plus naturelles (végétation de berges) ou plus rigides (autoroute, immeuble), joue un rôle de décoration et d'embellissement. En effet, la présence de l'arbre est rassurante pour le citoyen qui habite dans un immeuble ou un « grand ensemble » et qui n'a plus guère de contact avec la nature (Garrec, 1989 ; Bory, 2000).

Les arbres non seulement donnent de l'originalité et de la variété aux paysages urbains grâce à leurs différents feuillages, fleurs, leur taille, couleurs et silhouettes, mais ils peuvent améliorer le milieu de vie en atténuant l'éclat de la lumière et les reflets. Ils peuvent aussi

conférer plus de cohérence à un paysage urbain en complétant son architecture (FAO, 1995 ; Arbour, 2004).

1.3.2. Importance des espaces verts pour la biodiversité

Les jardins et les parcs anciens, sans parler des cimetières, sont souvent visiblement riches en biodiversité. Il s'agit des principaux habitats des végétaux et des animaux. Les installations plus anciennes, bien établies, attirent, par exemple, oiseaux et mammifères et autres petites créatures en leur fournissant un abri et de la nourriture (Ferry et Fochot, 1989 ; Nilsson et Randrup, 1997 ; Arbour *et al.*, 2004).

1.3.3. Importance des espaces verts pour la qualité de l'environnement

- **Rôle de lutte contre la pollution**

Les arbres ont également un rôle important à jouer dans la purification de l'air, ils absorbent et neutralisent de nombreux polluants gazeux (ozone, dioxyde de soufre...etc.) et interceptent les matières particulaires (Nilsson et randrup, 1997 ; FAO, 1995 ; Arbour *et al.*, 2004). Les arbres soutirent de l'atmosphère le CO₂, le gaz à effet de serre le plus répandu pendant la photosynthèse et le piègent dans la biomasse ligneuse (FAO, 1995 ; FAO, 2000; anonyme 2, 2006 ; Adrina et Ambrosii, 2006). Les chercheurs estiment qu'un arbre planté en milieu urbain peut séquestrer de 5 à 10 fois plus de carbone qu'un arbre planté dans les secteurs ruraux (Anonyme 2, 2006).

Certaines essences sont aptes à fixer des métaux lourds, que d'autres retiennent les poussières dans leurs poils épidermiques (Bory, 2000). En effet, un arbre en bonne santé est capable de soutirer de l'air plus de 7000 particules de poussière/litre d'air, on ne peut nier alors qu'il est un « appareil » de climatisation et de purification efficace (Bernatsky, 1978 cité par Arbour, 2004 ; Anonyme2, 2006). Dans beaucoup de villes du tiers monde, la concentration et la composition des polluants atmosphériques sont déjà à même de provoquer des maladies chez des sujets vulnérables et la mort prématurée des personnes âgées, notamment celles atteintes de troubles respiratoires (Hardoy *et al.*, 1992).

Au niveau du sol, les structures végétales de type haie, constituent d'excellents régulateurs, en absorbant tout ou une partie des produits phytosanitaires utilisés en excès sur

les parcelles cultivées (engrais, pesticides), limitant ainsi les problèmes de pollution de sols, de rivières ou de nappes phréatiques.

- **Rôle de lutte contre le ruissellement et l'érosion**

Les arbres interceptent et emmagasinent l'eau de pluie à la surface des feuilles et des branches, réduisent sa descente vers le sol, favorisent son infiltration, diminuant ainsi le ruissellement et l'érosion (FAO, 2000 ; Adrina et Ambrosii, 2006) et retardant la formation des débits de pointe (FAO, 2000).

En freinant le ruissellement des petits orages, qui sont responsables de la grande majorité du lessivage des polluants, les arbres protègent la qualité de l'eau (Xiao *et al.*, 1998.

Une étude effectuée au Canada a mesuré les quantités de pluie interceptées, retenues dans la litière et s'écoulant ou s'infiltrant lors d'une précipitation de 25 mm (tab. 1).

Tableau n°1 : Quantités de pluie interceptées, retenues dans la litière et s'écoulant ou s'infiltrant lors d'une précipitation de 25 mm.

Essence	Eau interceptée (mm)	Eau retenue dans la litière (mm)	Eau écoulee/infiltrée dans le sol (mm)
Épinette blanche	5	7	13
Pin rouge	8	8	9
Sapin baumier	8	10	7
Érable à sucre	5	6	14
Peuplier faux tremble	4	19	2

Une portion considérable de l'eau de pluie, soit environ 25 %, est interceptée et que l'augmentation du couvert végétal réduisait aussi la quantité d'écoulement des eaux pluviales. Pour un accroissement du couvert végétal d'environ 25 % à 50 %, la réduction moyenne annuelle de l'écoulement des eaux pluviales mesurée se situait aux alentours de 10 % à 20 % (Mahendrappa, 1982 cité par Anonyme1, 2005)

1.3.4. Importance économique

D'un grand intérêt sont les effets potentiels de plantes établies autour des immeubles a fin de réduire les coûts du chauffage en hiver (en bloquant le vent froids d'hiver) et la climatisation en été (en transpirant de l'eau et en ombrageant les surfaces) (FAO, 1995 ; Nilsson et Rundrup, 1997, Simpson, 1998), et par la suite réduire les émissions de polluants des centrales électriques (Anonyme2, 2006). A titre d'exemple, le propriétaire d'une maison protégée contre le vent par des arbres peut économiser entre 10 et 15 % des frais de chauffage (Anonyme1, 2005).

Les arbres urbains présentent d'autres intérêts ; ils canalisent les accumulations de neige (bancs de neige) et réduisent les frais de déneigement des rues et les risques d'accidents automobiles (Anonyme2, 2006) ; fournissent une grande variété de produits qui sont consommés par les citoyens des pays en développement pour satisfaire leurs besoins de subsistance et créer des revenus : par l'utilisation de combustibles ligneux (bois ou charbon de bois, les populations les plus pauvres utilisent aussi souvent comme combustible des brindilles et des feuilles) ; des fruits, des feuilles, des pousses et même des fleurs comestibles, des épices et des plantes à usage pharmaceutique.

1.4. Principaux facteurs du dépérissement des arbres urbains

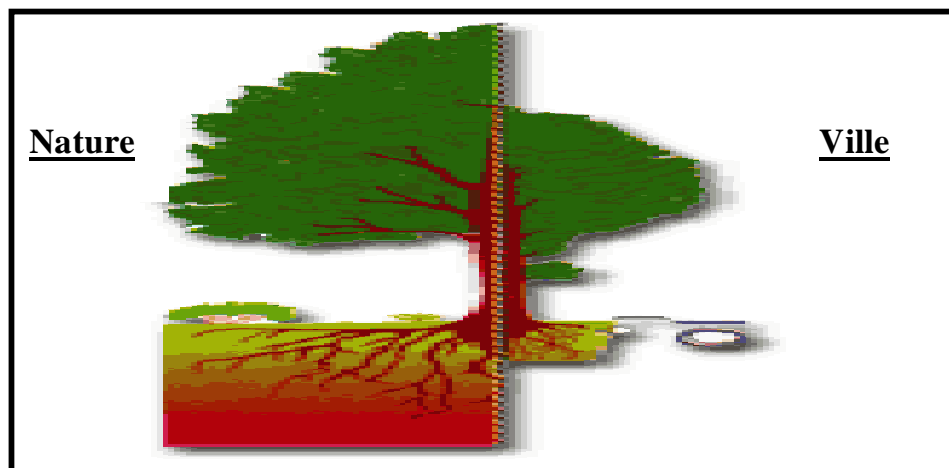


Figure n° 1: Comparaison schématique de la croissance de l'arbre dans deux milieux (naturel et urbain) (d'après Bory, 2000)

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 inférieure à celles d'individus de la même espèce vivant dans des conditions plus favorables. L'arbre en ville se caractérise par une couronne contrainte et un système racinaire atypique (Garrec, 1989 ; Bory, 2000).

De nombreux facteurs influencent la survie des végétaux en milieu urbain et leur dépérissement, tel qu'illustré au schéma suivant :

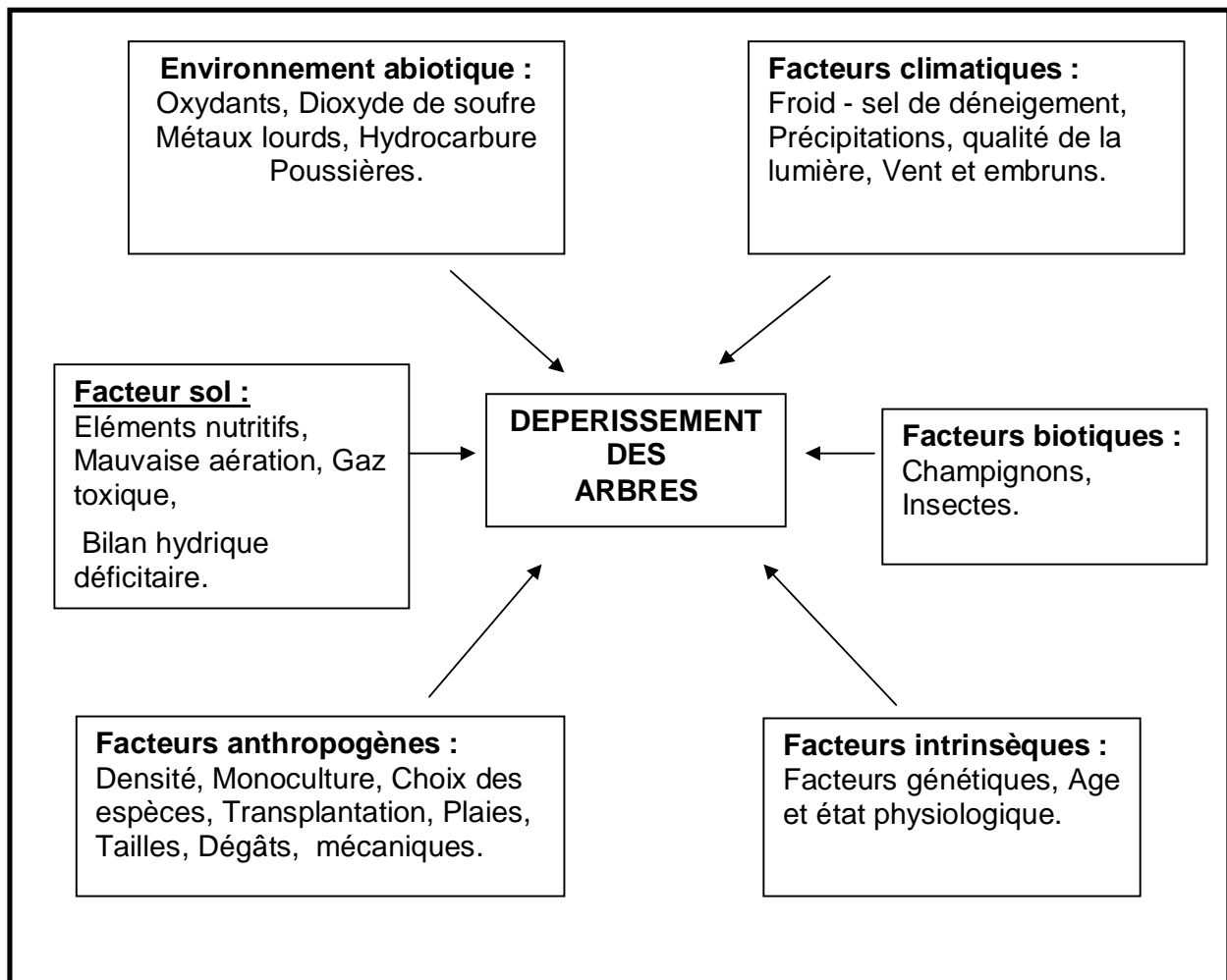


Figure n°2 : Schéma de l'ensemble des facteurs agissant sur les arbres en milieu urbain d'après Garrec (1989).

1.4.1. Facteurs abiotiques

- **Polluants atmosphériques**

Selon les services de la protection de l'environnement au Canada, les véhicules automobiles constituent la source la plus importante de composés phytotoxiques (oxydants, hydrocarbures, plomb) avec un taux de pollution de 39%, ensuite viennent les combustibles utilisés pour le chauffage domestique (source principale de dioxyde de soufre). Enfin la proximité de certaines usines peut amener d'autres polluants (chlore, fluore, poussières...) (Garrec, 1989).

La concentration des différents polluants présents dans l'atmosphère des villes ne dépasse pas, en général, le seuil de toxicité qui provoquerait la mort des arbres. En revanche, leur action continue et leur combinaison affaiblissent le végétal et augmentent sa sensibilité aux agressions. Cela est confirmé par Moll (1989) qui juge qu'en général, la durée de vie moyenne d'un arbre d'alignement nouvellement planté, ne dépasse pas 10 à 15 ans.

Les dégâts des émissions atmosphériques en métaux sur les végétaux se manifestent sous différentes formes : sénescence prématurée des arbres, croissance interrompue et nécroses (Rahmoune et Semadi, 1995 ; Dellaa, 2003).

Cette pollution atmosphérique concerne essentiellement le système foliaire des arbres. A titre d'exemple le SO₂ pénètre dans les feuilles par les stomates dont il stimule l'ouverture, cela entraîne l'augmentation de la transpiration et donc une plus grande sensibilité à la sécheresse. De même les particules, poussières et aérosols qui proviennent de la dégradation des matériaux (bâtiments, pneus, freins, chaussées, etc.) forment une couche sur les feuilles qui gêne l'absorption de la lumière et donc la photosynthèse. Certaines poussières corrosives peuvent occasionner des lésions de la cuticule foliaire (Bory, 2000).

Sur le littoral méditerranéen, le dépérissement des arbres est attribué aux embruns marins pollués, différents chercheurs ont montré l'action synergique entre les aérosols du sel marin et de certains polluants (hydrocarbures, métaux lourds, et notamment l'action prépondérante des tensioactifs anioniques ou détergents qui facilitent la pénétration du sel dans les feuilles (Stammiti et Garrec, 1993). Une étude réalisée par El Ayeb (2001), montre que le dépérissement d'*Acacia cyanophylla* et d'*Eucalyptus gomphocephalla* sur le front du littoral en Tunisie est dû aux embruns marins chargés en tensioactifs d'origine urbaine.

Toutefois, certains aérosols et poussières peuvent perturber le système racinaire après leur dépôt sur le sol et leur entraînement par l'eau de pluies (Peulon, 1988 cités par Garrec, 1989 ; Escourrou, 1996 in Delaa, 2003).

- **Sel de déneigement**

Aussi, la concentration en sel de déneigement est considérée comme l'une des causes principales de mortalité des arbres en villes, en effet, la présence de NaCl conduit à une diminution de l'activité des racines et le dérèglement du métabolisme de l'arbre et meurt d'épuisement en quelques années (Bory, 2000). C'est presque exclusivement au niveau des arbres d'alignement, le long des voies de circulation, que se pose le problème des effets néfastes de ces sels (Garrec et Peulon, 1989).

1.4.2. Facteurs édaphique

Le milieu urbain est un milieu bien particulier où le sol ne possède pas toujours des caractéristiques très propices au bon développement des végétaux (tassement, bilan hydrique déficitaire, etc...) (Garrec, 1989 ; Bory, 2000).

Quand le sol est tassé, sa densité apparente augmente et sa porosité diminue, Ces effets freinent la croissance de la plante, car le sol devient impénétrable pour les racines et, de plus, réduit l'eau et l'oxygène disponibles. Une conséquence du tassement du sol est l'engorgement qui peut tuer les racines autour des arbres existants. L'ameublissement du sol s'est révélé efficace pour atténuer son tassement (Hakansson et Reeder, 1994; Rolf, 1994 in Nilsson et Randrup). Aussi, le ramassage de feuilles et de brindilles empêche la formation de litière et donc le phénomène de restitution des éléments minéraux (en conditions normales, 80% des sels minéraux retournent au sol après dégradation de la litière par les micro-organismes. De ce fait, on observe des carences en certains éléments nutritifs et des excès en d'autres, ce qui peut nuire à la croissance des végétaux (une importante réduction de la croissance, voire, conduire à long terme à la mort de l'arbre) (Bory, 2000).

1.4.3. Facteurs anthropogènes

L'homme a sa part de responsabilité dans la propagation de maladies par son manque d'attention. L'infection survient le plus souvent à partir d'une plaie « plaie de taille » ou d'une contamination par les racines. En effet, il faut éviter la coupe de grosses branches car cela

occasionne des plaies qui ne se referment pas et entraîne l'installation d'une pourriture qui peu à peu creuse le tronc jusqu'aux racines et conduit à la mort de l'arbre à moyen terme.

Un autre facteur de stress important dans les zones urbaines est le vandalisme. Il s'agit essentiellement d'un problème social. L'aménagement de parcs paysagers et de jardins communautaires réussis dans les quartiers pauvres densément peuplés a montré que si l'on suscite un sens de propriété chez les résidents, le vandalisme régresse (Flint, 1985). Nowak *et al.* (1990 in Nilsson et Randrup, 1997) ont relevé le plus fort taux de mortalité des arbres dans les zones défavorisées au plan socio-économique. Le taux de mortalité des arbres était très lié au taux de chômage. Comme on a pu le constater au fil des ans, les conflits sociaux concernant les forêts urbaines ont souvent été fréquents et intenses (Kronijnendijk, 1997 in Nilsson et Randrup, 1997). Par conséquent, la foresterie urbaine réussie passe obligatoirement par la participation des populations locales à l'élaboration de la politique, à la planification et à la gestion (Nilsson et Randrup, 1997).

1.4.4. Facteurs climatiques

Le climat présente aussi des altérations (sécheresse, vents, gel et dégel...) qui perturbent la physiologie de l'arbre (Garrec, 1989).

Une des principales causes de la mort de nombreux arbres nouvellement plantés est la sécheresse (Bradshaw *et al.*, 1995 in Nilsson et Rundrup, 1997 ; Davies, 1998 in Percival, 2004). La quantité d'eau retenue dans le sol est limitée et relativement immobile. Une étude plus approfondie des arbres d'alignement à Munich a démontré que la résistance des arbres à la sécheresse a une importance fondamentale pour leur performance. En surmontant les problèmes d'approvisionnement en eau des arbres, les principales difficultés sont la plantation d'arbres ayant un système racinaire plus étendu, pour augmenter le volume de terre disponible pour fournir de l'eau et assurer l'irrigation nécessaire pour reconstituer les réserves en eau du sol avant qu'elles n'atteignent des niveaux excessivement bas (Nilsson et Randrup, 1997).

Une tempête de verglas a endommagé environ 80 % des arbres de l'ouest du Québec. La gravité de la situation a exigé l'élagage, et dans une moindre mesure, l'abattage de plusieurs végétaux pour dégager les voies de circulation ainsi que le réseau aérien d'électricité. Bon nombre d'entre eux ont subi des blessures importantes qui ont été soignées par des traitements arboricoles appropriés, dès le début du printemps (Lamontagne, 1999).

A Constantine, au mois de février de l'année 1999, les températures minimales ont chuté brutalement jusqu'à -13°C , les arbres feuillus sempervirentes comme l'Eucalyptus, Acacias, faux Poivrier, Le Caroubier ont reçu un stress thermique qui a desséché complètement leur feuillage et une partie de leur couronne, ce qui a occasionné des dégâts importants. Ce type de catastrophe laisse donc les praticiens à réfléchir sur le choix possible des espèces à planter en alignement et en espaces verts car les dégâts occasionnés sont importants (Alatou *et al.*, 2001).

1.4.5. Facteurs biotiques

Les arbres qui poussent en milieu urbain connaissent de nombreux stress qui les rendent vulnérables aux insectes et aux maladies. Même si la plupart des espèces d'insecte jouent un rôle important pour les arbres, certains insectes peuvent blesser les arbres et affaiblir leur structure en défoliant les cimes, aspirant la sève et perçant l'écorce. Les insectes peuvent être classés selon la manière dont ils se nourrissent: broyeurs, suceurs et perceurs (Adrina et Ambrosii, 2006).

Un des arbres urbains les plus importants (*Ulmus spp.*) a pratiquement disparu dans de nombreuses régions d'Amérique et d'Europe. Cela est dû au champignon parasite de l'orme (*Ceratocystis ulmi*). Le même problème se pose dans le sud de l'Europe pour les platanes (*Platanus spp.*), attaqués par *Ceratocystis fimbriata* f. sp. *platani*, et pour les cyprès (*Cupressus sempervirens*), affectés par *Seiridium cardinale*. (Nilsson et Rundrup, 1997).

L'été est souvent la période des traitements phytosanitaires intensifs, particulièrement si des journées très chaudes succèdent à des pluies très fortes et créent les meilleures conditions de développement des moisissures et des champignons divers (Bory, 2000)

Les attaques parasitaires répétées et la monoculture sont les facteurs qui conduisent directement au dépérissement des arbres par leur faiblesse de résister aux maladies ou aux insectes lors de situation épidémique.

Des diverses recherches ont abouti à des résultats très intéressants sur le plan génétique, d'ailleurs les généticiens du laboratoire de l'AFOCEL ont créé des Peupliers qui poussent vite, droit et sans maladie et ont découvert le gène de résistance à la chenille processionnaire du Pin qui a dévasté de grands massifs forestiers.

1.5. Plantation et entretien d'arbres et de peuplements forestiers urbains

1.5.1. Sélection des espèces

La sélection des arbres urbains est liée à deux grands problèmes: premièrement, les arbres urbains sont des cultivars communs sélectionnés pour des plantations "paysagées". Ce type de plantation n'est pas toujours le même que la plantation "urbaine", étant donné que les conditions de croissance peuvent varier considérablement entre paysages ruraux et paysages urbains. Deuxièmement, les conditions de croissance varient d'une région à l'autre, cela peut par exemple poser des problèmes pour les arbres originaires du sud qui sont plantés en nord. Il faut d'abord définir les conditions du site puis faire en sorte qu'elles s'harmonisent avec les exigences et les tolérances des plantes appropriées (Nilsson et Randrup, 1977).

Le choix devra résulter d'une analyse des paramètres du milieu et il nécessitera, bien sûr, une bonne connaissance des espèces végétales (Durand, 1989)

Le choix des arbres devrait tenir compte de l'aspect esthétique, de la zone de rusticité, des dimensions, de la forme et des conditions du site de croissance. Pour minimiser les conflits et réduire les besoins d'entretien, il faudrait visualiser les arbres selon leurs pleines dimensions fonctionnelles avant de choisir un site de plantation. La sélection d'un arbre qui convient bien aux conditions du sol, à la lumière disponible, à la circulation des piétons, au drainage, à l'espace et au microclimat du site désiré est essentielle pour assurer sa survie à long terme et protéger le public (Adrina et Ambrosii, 2006).

Il faut donc prendre des dispositions pour que l'intégration de l'arbre en ville se déroule dans des conditions favorables, en effet, il faut adapter le choix et la densité des espèces aux contraintes de l'environnement ; utiliser des arbres mieux formés pour surmonter ces contraintes parmi lesquelles de nombreuses pollutions ; utiliser des espèces plus diversifiées, donc mieux adaptées aux conditions d'humidité, aux vents, au pH et à la fertilité du sol, et moins sensibles aux épidémies (Guérin, 1989).

Les espaces boisés en milieu urbain ont une incidence quantitative plus forte quand ils sont plantés en un peuplement dense et continu qu'on laisse s'acclimater. On ne doit pas planter d'arbres là où les branches risquent de toucher à des câbles aériens et où les racines d'endommager des fondations de bâtiments (ou encore des voies d'accès pour automobile ou des trottoirs) (Anonyme1, 2005).

Aussi, il est d'une grande importance d'introduire dans les plantations une large diversité d'essences pour éviter les risques potentiellement important de maladies (Paulin, 1989)

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 de 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 Sophora, le Melia, l'Ailanthé, les Acacias, l'Orme, le Robinier, le Tilleul, le biota, le Prunier, le Mioporum, le Saule, le Troene, le Peuplier, le Casuarina, les pins, le Faux Poivrier,... 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 (Alatou *et al.*, 2001).

1.5.2. Plantation d'arbres

- **Epoque de plantation**

La meilleure époque de plantation pour la remise en culture de jeunes sujets, se situe généralement, immédiatement après le défeuillage. Toutefois, ce sont les conditions atmosphériques qui, en dernier lieu, déterminent le moment propice pour la plantation des végétaux en leurs assurant les meilleures chances de reprise et de développement (Bourne, 1989).

Selon Guérin (1989), la période de plantation doit être strictement limitée entre Novembre et Mars. Les arbres feuillus peuvent être plantés au printemps, quand le sol est dégelé, ou à l'automne, de la chute des feuilles jusqu'au gel. Les peupliers, les saules, les frênes, les ormes et les bouleaux hivernent mieux s'ils sont plantés au printemps. Les conifères peuvent être plantés tôt au printemps jusqu'à la quatrième semaine de feuillaison des décidus ou à l'automne, de la première semaine d'août à la fin d'octobre.

- **Préparation des sols**

La réussite d'une plantation exige que le sol permette une croissance et un développement normal du système racinaire, base du développement de la partie aérienne. Pour cela, le sol doit être préparé au préalable.

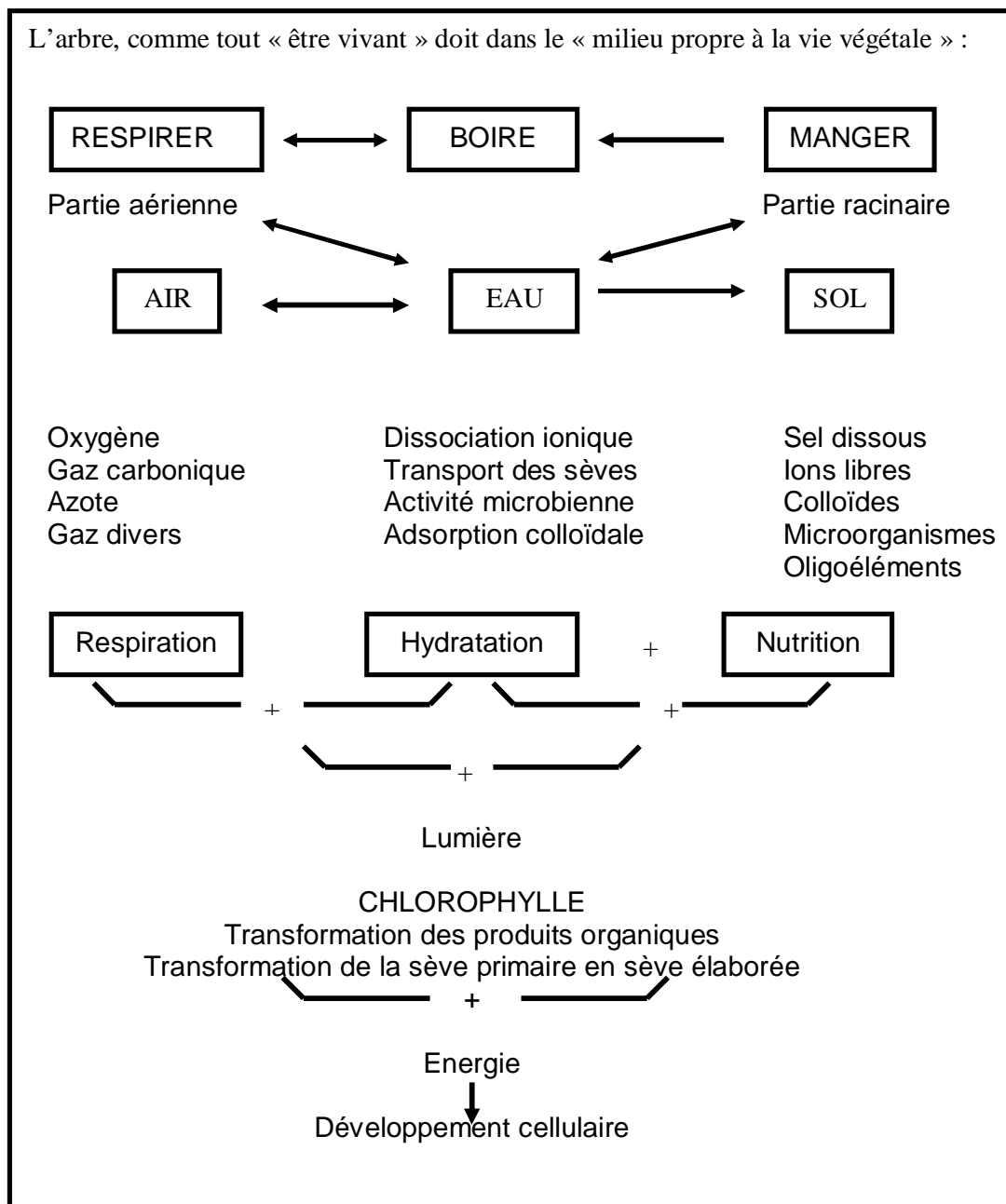


Figure n° 3 : Schéma de la fertilisation d'après Bourne (1989)

D'après Bourne (1989), l'arbre, comme tout « être vivant » doit dans le « milieu propre à la vie végétale » : respirer, boire et manger (figure 3). Donc, la préparation du sol est une étape très importante pour la croissance des arbres. C'est dans ce contexte que s'inscrit cette contribution, qui a pour objectif l'amélioration de l'état de l'arbre en ville en ayant recours à une fertilisation par des apports de déchets provenant des traitements des eaux usées urbaines.

La préparation des sols aura pour objectif de :

- Créer un profil cultural bien aéré, perméable à l'air et à l'eau, permettant le développement optimum du volume racinaire ;
- Augmenter la capacité du sol à retenir l'eau et en faciliter la circulation par apport d'argile ou d'humus, seuls susceptibles de créer des complexes capables de retenir l'eau dans leurs molécules;
- Placer les éléments fertilisants, à court et moyen terme, à la disposition des racines.

Les parcelles ainsi préparées sont maintenant prêtes à recevoir pour 5 ans, les jeunes arbres qui seront élevés sur les pépinières pour devenir ultérieurement des « arbres urbains » de tout premier choix.

Le trou de plantation doit permettre une rapide croissance racinaire, sans aucune restriction. Il doit avoir un diamètre beaucoup plus grand que celui de la masse racinaire de l'arbre, si le sol est compacté, le trou doit avoir une largeur deux à trois fois plus grande que celle de la masse racinaire. En général, la régénération des racines est peu profonde et horizontale. Un trou de plantation large avec des côtés inclinés favorise une propagation optimale des racines (Gallant, 2001).

1.5.3. Méthodes d'entretien

Un certain entretien est nécessaire dans les espaces boisés en milieu urbain. Pendant quelques années après la plantation, on doit arroser les semis, les débarrasser des mauvaises herbes, les protéger des rongeurs et les munir d'un tuteur. De plus, si on permet à la litière de s'accumuler au sol, une plus grande quantité de l'eau de pluie sera retenue, car la litière a une capacité de rétention d'eau relativement élevée.

- **Arrosage**

Le plus gros stress subi par les arbres nouvellement plantés (et parfois les arbres déjà établis) se rapporte à la disponibilité de l'eau (Adriana et Ambrosii, 2006). Selon Guérin (1989), l'arrosage doit être fréquent, surtout pendant les périodes sèches, et au moins les deux premières années (sont primordiaux pour la reprise rapide, la croissance et l'auto-défense des jeunes arbres).

Lindsey et Bassuk (1992) cités par Nilsson et randrup (1997), ont montré que les besoins journaliers en eau d'un arbre urbain pourraient être calculés en estimant l'évapotranspiration et en la rattachant au type de sol et aux facteurs climatiques locaux. Les plantations en milieu urbain peuvent être irriguées de plusieurs façons, par exemple, par submersion, par sillons ou par aspersion, pour n'en citer que quelques-unes. La méthode utilisée dépendra du type de plantation; de la quantité, de la qualité et des ressources en eau; du terrain, des fonds et de la main-d'oeuvre disponibles.

- **Fertilisation**

La fertilisation d'un arbre peut favoriser sa croissance, réduire sa vulnérabilité à certaines maladies et parasites et même enrayer sa dégradation. Les arbres qui poussent dans les forêts peuvent normalement compter sur suffisamment de nutriments pour maintenir une croissance appropriée. Par contre, en milieu urbain les arbres n'ont pas toujours la vie aussi facile, surtout si la terre végétale a été enlevée et que le sous-sol est de mauvaise qualité.

L'assimilation de fertilisants est à son maximum en périodes de croissance rapide des racines et les applications doivent donc être effectuées au printemps et à l'automne. La dose de fertilisation dépend de la vigueur de l'arbre, du type de fertilisants, des conditions du sol et de la méthode d'application (Gallant, 2001).

- **Pose de tuteurs**

Mettre des tuteurs aux arbres de plus d'un mètre afin de prévenir qu'ils soient bougés (par le vent, les gens et les animaux). Il faut s'assurer que les attaches ne causeront pas de dommages à l'écorce. Les tuteurs devraient être retirés après deux ou trois saisons de croissance. Ce tuteurage permet de contrôler la végétation, obtenir des sujets droits et de maintenir les arbres en place en cas d'intempéries (Bourne, 1989).

- **Élagage**

Il y a plusieurs raisons pour élaguer les arbres: formation de jeunes sujets, entretien de la santé et de l'aspect, contrôle de la taille de la plante, influence sur la floraison, la fructification, la vigueur et la nécessité de compenser la perte de racines. L'élagage comme partie de la formation de jeunes sujets permettra d'obtenir des arbres à la structure robuste, qui

seront plus sains et qui auront besoin d'un élagage beaucoup moins drastique une fois arrivés à maturité (Harris, 1992 cité par Nilsson et Randrup, 1997).

Les répercussions finales de l'élagage sur la croissance et la taille des arbres doivent être examinées en tenant compte de l'âge, des habitudes de croissance et de fructification, du stade de développement tissulaire ainsi que du milieu auquel les arbres sont exposés (Kozlowski 1991 cité par Adrina et Ambrosii, 2006)

Ces opérations coûtent très chers. Par contre on a négligé le plus souvent l'intérêt économique de l'élagage et de la taille de formation qui se résume dans la production de bois de qualité (sans défauts internes, sans nœuds...), même si cette production est incomparable par rapport à la production purement forestière, pourquoi donc se priver de cette part de revenus ou de bénéfices, et pourquoi pas, essayer de rendre la chose aussi bien rentable que coûteuse, quand il existe des moyens d'améliorer la qualité de bois comme la taille de formation et l'élagage (Anonyme 2, 2006).

1.6. Gestion prévisionnelle stratégique et opérationnelle

La conservation des arbres en milieu urbain peut être réalisée efficacement seulement si l'on élabore et on met un plan de gestion stratégique des forêts urbaines qui standardisera les politiques et les pratiques visant les activités reliées aux arbres. Plusieurs recommandations ont été décrites et comprennent ce qui suit:

- augmenter le nombre d'arbres en santé et assurer la durabilité du couvert forestier actuel;
- faire comprendre les principes écologiques de base au sein de la communauté humaine;
- formuler des politiques et des normes à l'échelle régionale pour mettre sur pied les meilleures pratiques de gestion;
- dresser et mettre des plans de gestion stratégique se fondant sur des inventaires d'arbres;
- entreprendre d'autres recherches sur l'importance des bienfaits écologiques fournis par la forêt urbaine, et mettre des stratégies tenant compte de la conception fonctionnelle des villes et de bienfaits comme les corridors et l'ombrage (Adrina et Ambrosii, 2006)

1.7. Contrainte qui pèsent sur la planification et la gestion

Selon la FAO (2000), les contraintes qui pèsent sur la planification et la gestion de forêts urbaines saines sont :

- manque de crédits à allouer aux programmes municipaux d'entretien d'arbres, à savoir les ressources nécessaires pour réparer les dégâts causés par les catastrophes naturelles (orages de verglas, ouragans), et pour dresser des inventaires forestiers, formuler des plans de gestion, mettre en application les arrêtés et surveiller la santé des arbres.
- insuffisance de l'espace destiné aux arbres dans l'infrastructure urbaine.
- surexploitation des parcs et des espaces naturels.
- conditions de croissance âpres qui rendent précaire la survie des arbres.
- manque d'information sur la tolérance des cultivars d'arbres urbains aux contraintes environnementales comme l'emploi de sels de dégivrage et l'ozone.
- mauvaise sélection des espèces arborées qui crée des problèmes d'entretien.
- mauvaise qualité des plantes fournies par les pépinières et manque de soins adéquats après la plantation.
- limitation de la diversité génétique due au nombre relativement restreint des espèces dominantes dans les forêts urbaines municipales.
- mauvaises pratiques d'entretien des arbres de la part des citoyens et manque de formation des arboriculteurs.
- absence d'inventaires forestiers et de plans d'aménagement des forêts urbaines au niveau des communautés.
- faible adoption et manque de mise en application des arrêtés qui réglementent l'enlèvement des arbres, les espèces plantées et la sauvegarde des arbres protégés pendant les travaux de construction, et qui imposent la plantation d'arbres dans les nouvelles urbanisations.
- manque de politiques régionales et de normes de bonne gestion.
- manque d'informations à l'intention des experts et des résidents.
- participation limitée au niveau local à la plantation et à l'entretien des arbres.
- manque de prise de conscience du grand public des avantages de la présence de forêts urbaines saines.

1.8. Description des espèces étudiées

1.8.1. *Schinus molle*

Nom scientifique : *Schinus molle*

Nom commun : Faux poivrier ou poivrier d'Amérique

Nom arabe : Felfel Rafiaa El Awrak

Étymologie : du latin "*Schinos*", lentisque produisant un suc semblable à sa résine, et *mollis*, "velu".

Le genre *Schinus* comprend une trentaine d'espèces, principalement réparties sur l'Amérique du Sud (Tonnelier. 1998).



Figure n°4 : *Schinus molle* (<http://www.aromatiques.com>)

- **Taxonomie:**

Embranchement :	Spermaphytes
Sous embranchement :	Angiospermes
Classe :	Dicotylédones
Sous classe :	Rosidae
Ordre :	Spindales
Famille :	Anacardiacees ou Térébinthaceae
Genre :	<i>Schinus</i>
Espèce :	<i>Schinus molle</i>

- **Caractères botaniques**

- Feuillage : persistant à odeur de térébinthe qui explicite son appartenance à la famille botanique des Anacardiaceae (Anacardiaceae ou Terebinthaceae).
- Feuilles : Alternes de couleurs vert sombre, composées de 15 à 20 paires de folioles étroites dentées, la foliole terminale est plus grande (4 à 9 cm de long sur 1.5 à 3.5 cm de large).
- Rameaux : grêles et retombants vers le sol. (Lapie et Maige, 1914).
- Floraison: en longues grappes pendantes au printemps.
- Fleures : petites, unisexuées, couleur Jaune verdâtre
- Fruits : petites drupes rougeâtres, ont une grosseur et une saveur rappelant celles du grain de poivre, en grappe de 4 à 6 mm de diamètre contenant une seule graine marron
- Graines : de petites tailles, germent facilement (Tonnelier, 1998).

- **Caractères forestiers**

- Hauteur : 10 à 15 m à port pleureur.
- Tronc : Nouveux à écorce noir rougeâtre.
- Enracinement : longue racine pivotante.

- **Ecologie**

- Origine : Amérique centrale et du Sud (Gernot,2002).
- Climat : adapté au climat maritime, craint le gel. Supporte très bien la sécheresse
- Sol : indifférent, croit bien sur les sols calcaires bien drainé
- Emplacement : Soleil.

- **Biologie**

- Reproduction : par semis au printemps. Il a tendance à devenir envahissant par la production d'importantes quantités de graines et par des racines à grande vigueur végétative (Tonnelier, 1998).
- Plantation : Au printemps ou à l'automne.
- Entretien : Arroser la première année.

- **Utilisation**

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

- Les fruits séchés sont appelés poivre rose, utilisés comme épice. Une consommation trop importante des fruits provoque vomissements et diarrhées.
- Le bois homogène et rougeâtre convient pour la menuiserie.
- 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.
- 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).

1.8.2. *Acacia cyanophylla*

Nom Scientifique: *Acacia cyanophylla* Lindl., *Acacia saligna* (Labill) H. Wendl. (Seigler, 2002), *Acacia glauca* (www.plantes-ornementales.com)

Nom commun : Mimosa

Nom arabe : akakia.



Figure n°5 : *Acacia cyanophylla* L. (<http://www.plantencyclo.com>)

- **Taxonomie**

Embranchement:	Spermaphytes
Sous embranchement :	Angiospermes
Classe :	Dicotyledones
Sous/Classe :	Dialypétales
Ordre :	Rosales
Famille :	Legumineuses
S/Famille :	Mimosaceae
Genre :	Acacia
Espèce :	<i>Acacia cyanophylla</i>

- **Caractère botanique**

- Le feuillage : persistant, phyllodes (feuilles entières) de 10-30 cm x 2-3 cm, alternes courtement pétiolés, lancéolées, plus ou moins larges à linéaires, parfois légèrement arqués à nervure // pennées, vert foncé ou plus ou moins bleuté (glaucue), de couleur vert-bleue.
- Inflorescence : en glomérules assez gros, de 22 à 55 fleurs, jaune vif, groupés en grappes de 3-7, l'unité de base de la reproduction chez les mimosaceae est l'inflorescence et non la fleur individuelle
- Les fleurs : petites, régulières, avec un nombre d'étamines indéfini, sont généralement disposées en capitules jaunes ou jaunes blanchâtre, bienconnues sous le nom de « Mimosa » (Lapie et Maige, 1914). Ce sont des fleurs hermaphrodites. La floraison s'effectue une fois par an. En régions méditerranéenne, l'époque de floraison s'étale du mois d'avril au mois de mai (www.plantes-ornementales.com).
- Les fruits : gousses, assez rétrécies entre les graines, 7-13 cm x 0,5 cm généralement assez droites. La fructification commence autour de la troisième année.
- Les graines : oblongues, d'une couleur brun verdâtre foncé, à funicule moins long qu'elles. Le nombre de graines pour kilogramme oscille entre 14.000 - 80.000. Présentent un bon taux de la germination compris parmi les 55 - 90%. La graine doit être scarifiée, pre-trempée pour 12 heures dans l'eau chaude et semée dans une serre

chaude en mois de mars. La graine germe en 3 - 4 semaines à 25°C. La graine traitée doit être plantée à une profondeur de 0.5 centimètre (Crompton, 1992)

- **Caractères forestiers**

- Dimension : arbre, petit arbre, arbuste ou arbrisseau de 2 à 10 m de hauteur. C'est une espèce à croissance rapide.
- Port : Etalé.
- Enracinement : Il possède un enracinement puissant du type pivotant qui facilite leur résistance à la sécheresse. La partie superficielle est garnies d'importantes nodosités (les nodules renferment des bactéries à croissance rapide du genre rhizobium, ces bactéries symbiotiques fixent l'azote atmosphérique et le réduisent en azote organique assimilable par la plante). Ce système racinaire vit en symbiose avec un champignon (*Glomus mosette*) qui procure à la plante du phosphore et favorise la fixation de l'azote et la croissance de la plante.

- **Ecologie**

- Origine : Australienne occidentale (Crompton, 1992). Il a été introduit au Moyen-Orient, en Amérique centrale, en Afrique du nord puis en Afrique du sud comme stabilisateur de dunes et pour le contrôle de l'érosion.
- Climat : dans son habitat d'origine pousse dans un climat tropical, tempéré et chaud, la température estivale varie entre 23 et 36 °C, la température hivernale varie entre 4 et 9°C (Crompton, 1992). Il croit mieux où les températures moyennes maxima et minima sont respectivement de 30 et 13 °C, cependant il craint le froid (ne survit pas à températures de -3°C). Du point de vue pluviométrie, il préfère les régions semi-arides (avec une pluviométrie annuelle de 350 à 600 mm), se contente de 300 mm et même moins en Algérie.
- Sol : *Acacia cyanophylla* (Lindl) est indifférente aux caractères édaphiques. elle s'adapte aux différents types de sol. Essentiellement à ceux qui sont faiblement acides ou calcaro-sableux, elle tolère les sols salés et alcalins.
- Altitude : 800m

- Tempérament. : très plastique. elle tolère la salinité du sol et de l'air, la sécheresse, l'alcalinité, l'exposition maritime, les vents chargés en sel, sols stériles. Selon Albouchi *et al.* (2001), son implantation dans les régions arides n'est pas toujours réussite du fait, vraisemblablement, du choc de transplantation résultant du changement brutal des conditions hydriques de pépinière (alimentation optimale) à celles des sites de plantation caractérisés souvent par le manque d'eau. Ce choc de transplantation pourrait être évité grâce à une acclimatation à la sécheresse en pépinière.
- Association : il peut se développer en peuplement hétérogène (mixte), plus particulièrement avec des pins et des Eucalyptus (plantations en mélange avec Eucalyptus "tell"), mais étouffe les espèces à croissance lente telle que les cyprès et les casuarinas.

- **biologie**

- Longévitité : 20 ans environ
- Reproduction : très facile par semis elle est même devenu un problème dans certaines régions car elle devient envahissante, rejette et drageonne abondamment.
- Exposition : Soleil.

- **Utilisation**

- Utilisé pour la restauration des sols, des versants des montagnes et des collines érodées, ainsi que les terrains pour la stabilisation des sables mobiles (Crompton, 1992), pour la fixation de dunes littorales et continentales et (pour la conservation des eaux et du sol (Albouchi *et al.*, 2001),
- Par son aptitude à fixer symbiotiquement l'azote atmosphérique, il permet de régénérer la fertilité des sols. Une étude à souligner le rôle de l'inoculum microbien dans l'exploit de tolérance au sel et l'amélioration de la croissance et de la nutrition d'*A. cyanophylla* (Hatimi, A., 1999).
- Piquets, chauffage, tanin (écorce 22%)
- Il a été utilisé comme brise-vent (Crompton, 1992 ; Albouchi *et al.*, 2001).
- Il a été utilisé principalement comme arbre ornemental, arbre d'ombre et d'alignement, planté aussi dans les parcs et jardins publics.

- Présente un intérêt fourrager certain, en effet, les phyllodes, jeunes pousses, gousses et graines, si frais ou sèche, est riche en protéine et d'un goût agréable aux moutons et aux chèvres (Crompton, 1992 ; Nefzaoui et Chermiti, 1991 ; Albouchi *et al.*, 2001).
- L'écorce est très riche en tanin utilisé en tannerie et teinturerie. Ces tanins dépriment la valeur nutritive de l'*Acacia cyanophylla* et la croissance de l'agneau. (Ben Salem *et al.*, 2002) .
- Bois utilisé comme piquets ou tuteurs, combustible et charbon de bois.
- Produit une gomme utilisée en industrie alimentaire (Crompton,1992).
- *Acacia cyanophylla* a été utilisée en mélange avec des grignons pour la fabrication d'un composte en vue d'obtenir un substrat répondant aux besoins des pépinières d'élevage des plants forestiers (Oueslati *et al.*,1995).
- A sa capacité de pousser sur différents types de sols, *A. cyanophylla* se compte aujourd'hui parmi les essences forestières les plus employées dans les reboisements des zones arides et semi-arides (Albouchi *et al.*, 2001).

1.8.3. *Eucalyptus gomphocephala*

Nom scientifique : *Eucalyptus gomphocephala*

Nom arabe : El kafour



Figure n°6 : *Eucalyptus gomphocephala* (<http://www.plantencyclo.com>)

- **Taxonomie**

Embranchement:	Spermaphytes
Sous embranchement :	Angiospermes
Classe :	Dicotylédones
Famille :	Myrtacées
Genre :	Eucalyptus
Espèce :	<i>Eucalyptus gomphocephala</i>

- **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.
- Fleures : boutons sessiles, de 20-25 x 12-15 mm, à opercule en forme de champignon + hémisphérique ou ± ogival et plus large que le réceptacle. Sont bisexuelles, groupées de 3 à 7 en ombelles axillaires et pédoncule aplatie de 25-35 mm de long.
- 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 harassantes.
- Graines : petites, de couleur noirâtre, conservant longtemps leur faculté germinative (2 à 5 ans)
- Ecorce : persistante, jusqu'aux petites branches, grise, courtement fibreuse, finement sillonnée longitudinalement. Selon Seigue (1985) in Mokrani (2002), l'écorce peut représenter un caractère important de distinction entre les différentes espèces.
- Hybride signalé en Algérie (trabut) : *E. gomphocornuta* : *E. gomphocephala* x *E. cornuta*.
- Espèce voisine : *E. occidentalis*, avec lequel il peut se confondre lorsqu'on ne peut observer ni les boutons, ni les fruits.
- Variété : 1 reconnue.

- **Caractères forestiers**

- Dimension : c'est un arbre de taille moyenne qui peut atteindre 20-40 m de hauteur : et 0,90 à 1,80 m de diamètre :
- Port : élancé, mais tronc souvent fourchu, assez court, 1/3 à 1/2 de la hauteur de l'arbre, cime moyennement étalée.
- Couvrement : assez dense
- Enracinement : puissant.

- **Ecologie**

- Origine : côte de l'Australie occidentale (aire très restreinte).
- Climat : pluviométrie de 750 à 1000 mm, avec maxi. Hivernal ; climat doux avec hivers généralement sans gelées, chaleurs estivales modérées. En Algérie, EB : semi-arides, subhumides et humides à hiver doux à chaud ($P > 500$ 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 et au sel ; résiste bien aux vents des mers.
- Association végétale : supprime tout sous bois
- Structure : arboretum, alignements, reboisement en Oranie.

- **Biologie**

- Accroissement: haut. : 12m à 20 ans, diam. : 0,35 à 20 ans, vol. : 6 – 12 m³/ha/an
- Longévité : atteint facilement 100 ans en Australie
- Reproduction : peu fertile en Graines, mais élevage facile en pépinière ; rejet vigoureusement de souche.
- C'est une espèce qui supporte un taux élevé de carbonates assimilables dans le sol.

- **emploi**

- très utilisée en reboisement en raison de sa plasticité et sa capacité de résistance au calcaire et au sel et à fournir du bois de sciage, cet arbre est planté aussi pour stabiliser les dunes, établir des brise-vent, et fixer le sol (Duke, 1983; Seigue, 1985 in Mokrani, 2002). Riche en tanin et huiles essentielles (Duke, 1983).

CHAPITRE 2 :

Boues résiduaires urbaines

2.1. Origine des boues

L'épuration des eaux usées consiste à décanter les éléments polluants particuliers et à extraire les éléments dissous qui sont transformés en matière sédimentable suite à un traitement approprié. Ainsi, à la sortie de la station il en résulte d'une part une eau épurée rejetée dans le milieu naturel, et d'autre part, il reste des sous-produits désignés sous le terme des boues résiduaires (Werther et Ogada, 1999). Ce traitement met des procédés mécaniques, physicochimiques et biologiques dont l'application dépend à la fois des caractéristiques des eaux à traiter et du degré d'épuration désiré (Dudkowski A., 2000). La qualité des eaux usées et le type de traitement de celles-ci déterminent la qualité des boues générées (Guirkingner, 2006). Les procédés de traitement des eaux usées et la dénomination des boues qu'ils produisent sont globalement présentés dans la Figure 8.

2.1.1. Le prétraitement de l'eau

Le prétraitement consiste à éliminer les matières susceptibles de gêner l'exploitation du réseau d'égouts de la station (Koller, 2004) (voir figure n° 7).

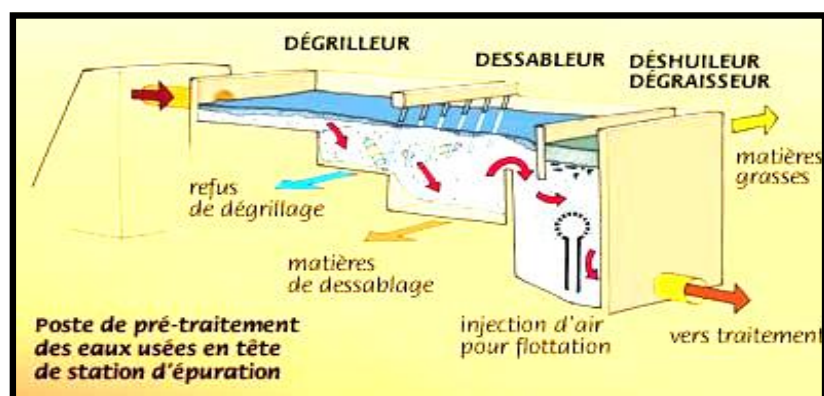


Figure n°7: Poste de prétraitement des eaux usées (source : ADEM, 2001)

2.1.1.1. Le dégrillage

Consiste à faire passer les eaux usées brute à travers des grilles dont l'écartement est de l'ordre du centimètre (Thomazeau, 1981). Les déchets de dégrillage peuvent être assimilés aux ordures ménagères (Gamrasni, 1984).

2.1.1.2. Le dessablage

Est en fait une décantation rapide des substances lourdes dont, les dimensions varient entre 0,2 et 1 cm (sables et graviers). Ces fragments entraînent dans leur chute des produits organiques qui rendent le dépôt putrescible. Les dessaleurs sont curés périodiquement et les matières solides sont généralement mélangées aux boues (Gamrasni, 1984).

2.1.1.3. Le déshuilage

Permet d'éliminer par écrémage ou par un système de goulottes les matières flottantes (huiles, hydrocarbures, éléments solides flottants) qui passent à travers les grilles et qui forment une couche mince en surface et gêne le processus d'aération (Gamrasni, 1984). Les résidus de déshuilage ne doivent être mélangés aux boues que s'il est prévu une incinération (Duchene, 1990 cité par Roula, 2005)

2.1.2. Les traitements mécaniques

2.1.2.1. La décantation primaire

Consiste en une circulation lente de l'eau usée dans de grands bassins rectangulaires ou circulaires afin de laisser le temps aux matières en suspension (MES) de dimension inférieure à 0,2 cm de se précipiter dans le fond du réceptacle. Le raclage périodique du fond de bassin permet de rassembler des boues à forte teneur en matière organique et contenant souvent plus de 97% d'eau, elles ont une odeur désagréable et un aspect noir et grumeleux (Gamrasni, 1984). Les résidus récupérés au fond du bassin sont des « **boues primaires** » (Guivarche, 2001, ADEM, 2001).

Dans la plupart des stations d'épuration, on effectue deux décantations, la décantation primaire sur les eaux usées du prétraitement et la décantation secondaire (après le traitement biologique ou physicochimique).

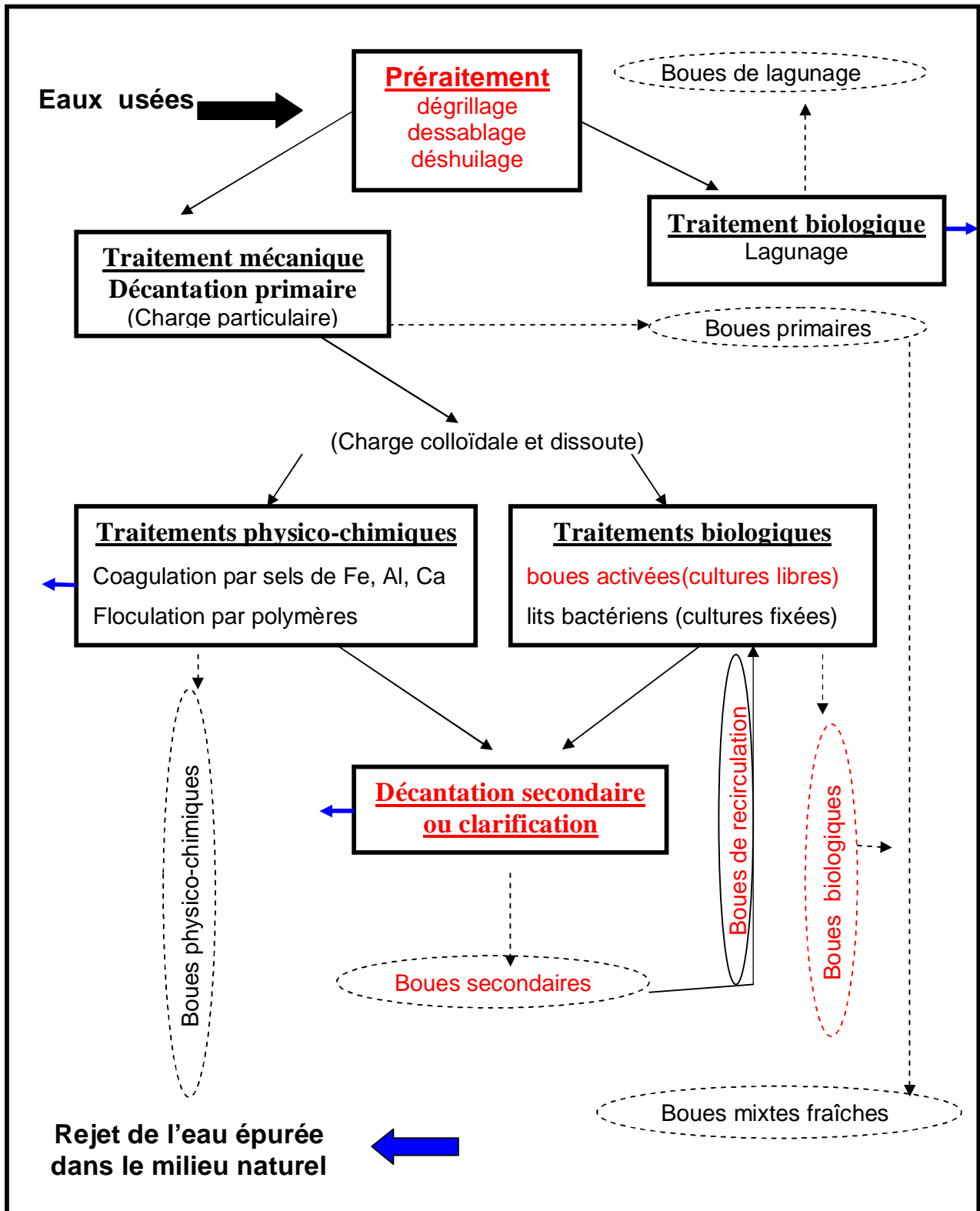


Figure n°8: Principaux traitements des eaux usées et dénomination des boues obtenues.

En rectangle : traitements des eaux usées ; en ellipse : désignation des boues ; en rouge : type de traitement et boues utilisées dans notre étude.

2.1.2.2. La décantation secondaire ou clarification

Le clarificateur est un ouvrage qui permet la séparation des floccs et de l'eau épurée. Il obéit aux mêmes principes qu'un décanteur primaire. Cette décantation assure la séparation de la plus grande partie des MES des traitements biologiques et physico-chimique. Dans ce cas là, les résidus récupérés au fond du bassin sont des "**boues secondaires**". Les boues issues de ces deux types de décantation sont mélangées et forment ainsi ce que l'on nomme "**boues fraîches**" (Gamrasni, 1984 ; Guivarch, 2001).

2.1.3. Les traitements physicochimiques

Ces procédés sont utilisés pour les MES de très petite dimension et les particules colloïdales pour lesquelles la décantation et la filtration posent des problèmes techniques, Le principe est d'ajouter dans l'eau usée des agents de floculation minéraux (sulfate ferreux, chaux) ou organiques (poly-électrolytes naturels ou de synthèse) qui vont fixer ou agglomérer ces matières dans des floccs qui, après décantation, forment les « **boues physico-chimiques** ». Ces boues renferment une partie importante de sels minéraux issus des eaux brutes et de l'agent coagulant. Les traitements physicochimiques sont souvent utilisés dans des stations recevant un débit très variable d'eaux usées (stations touristiques essentiellement) (Gamrasni, 1984 ; Echenfelder, 1982 ; Guivarch, 2001 ; ADEM, 2001).

2.1.4. Les traitements biologiques

Utilisent la faune et la flore existantes dans les eaux usées en facilitant l'assimilation de la matière organique, de l'azote et du phosphore par un apport d'oxygène (Gamrasni, 1984). Ces traitements visent à éliminer les matières biodégradables des eaux usées en les transformant en corps et résidus microbiens plus facilement décantables. Les boues issues de ces traitements sont appelées « **boues biologiques** » essentiellement formées par les résidus de bactéries cultivées dans les ouvrages d'épuration (ADEM, 2001).

Il existe plusieurs procédés :

2.1.4.1. Les boues activées

Le procédé à boues activées consiste en un réacteur biologique aérobie, où les microorganismes flottent librement dans un liquide aéré, sous forme de petit amas appelés biofloccs. Dans une station à boues activées, la biomasse est continuellement séparée de l'eau épurée dans le décanteur secondaire, et recyclée dans le bassin aérateur pour maintenir la

population des microorganismes intervenant dans l'épuration (Edeline, 1997 ; Guivarch, 2001).

2.1.4.2. Les lits bactériens

On procède par ruissellement de l'eau usée dans les lits bactériens, dans ce cas là, la biomasse existante est fixée sur un support solide inerte (forment un biofilme) et à travers lequel percole l'eau usée décantée (à traiter) (Gamrasni, 1984 ; Edeline, 1997). Ce support peut être une masse de pierre ou de matières plastiques présentant une grande surface et sur laquelle s'accroche et se développe un film bactérien qui consomme les matières organiques contenues dans l'eau en présence de l'oxygène de l'air, le film croit au fur et à mesure de la consommation des matières organiques et s'exfolie sous l'influence des gouttes d'eau qui tombent sur le gamissage. L'eau épurée est décantée et une partie des boues est recyclée comme pour les boues activées. (Brame, 1986 cité par Roula, 2005)

2.1.4.3. Le lagunage

Les eaux usées peuvent également être épurées par lagunage. Celles-ci sont dirigées dans des bassins étanches en plein air. L'oxygène nécessaire au développement des microorganismes hétérotrophes est fourni par les algues photosynthétiques (Guivarch, 2001).

A la différence des boues primaires et des boues physicochimiques, qui sont des matières brutes décantées, les boues biologiques résultent de la transformation des matières organiques contenues dans les eaux usées.

2.2. Le traitement des boues

Les boues issues de l'épuration des eaux (boues brutes) se présentent au départ sous forme de liquide et avec une forte charge en matière organique hautement fermentescible, Ces deux caractéristiques sont gênantes et posent beaucoup de problèmes techniques pour leur évacuation « quelle que soit la destination » et impose la mise en place d'une filière de traitement (Amir, 2005). Ces traitements permettent donc de limiter les nuisances olfactives, les risques sanitaires, mais aussi faciliter leur stockage (Gamrasni, 1984 ; Guivarch, 2001).

Les traitements des boues sont présentés globalement dans la Figure 9.

2.2.1. La stabilisation des boues

Les traitements de stabilisation utilisés sont de type biologique, chimique ou thermique. Ils s'appliquent à l'ensemble des boues afin de réduire leur fermentescibilité, notamment des

matières à évolution bactérienne rapide, afin de limiter, voire annuler, les nuisances olfactives (Koller, 2004 ; ADEM, 2001).

2.2.1.1. La stabilisation biologique

Elle se fait soit par voie aérobie dans les bassins d'aération, soit par voie anaérobie dans des digesteurs avec production d'un biogaz riche en méthane (méthanisation). Dans le premier cas, on obtient des boues "aérobies" dans le second cas des boues "digérées ou anaérobies".

Le compostage constitue un procédé particulier de stabilisation biologique aérobie. Il se réalise de préférence sur des boues déjà déshydratées de façon à économiser l'approvisionnement en support de compostage, les boues n'étant pas auto-compostables, elles sont mélangées à divers produits organiques structurants et à C/N élevés (sciure, écorce, paille, déchets verts, etc.) dans des proportions allant de 10 à 50% de boues (Echenfelder, 1982).

2.2.1.2. La stabilisation chimique

Bloque simplement l'activité biologique, et donc l'évolution de la boue, par adjonction d'une quantité importante de chaux élevant le pH au delà de 10 (Koller, 2004).

Le chaulage et le compostage se pratiquent souvent sur des boues déjà stabilisées biologiquement en station d'épuration. Ils constituent en quelque sorte un traitement complémentaire de stabilisation. Toutefois, pour des boues primaires ou physico-chimiques, ce sont les uniques modes de stabilisation.

2.2.1.3. Le séchage thermique

Le séchage thermique, stabilise la boue en la déshydratant fortement (environ 5% d'eau dans les boues séchées thermiquement) (Guivarch, 2001).

Pour des raisons de coût, le séchage se pratique sur des boues déjà déshydratées mécaniquement.

2.2.2. La réduction de la teneur en eau des boues

Selon la puissance du procédé de séchage utilisé, épaissement, déshydratation ou séchage thermique, on obtient des boues à différents pourcentages de siccité : Boues liquides (4 à 10 %), Boues pâteuses (10 à 25), Boues solides (25 à 50 %), Boues granulées ou en poudre pour une siccité supérieure à 85 % (ADEME, 1996).

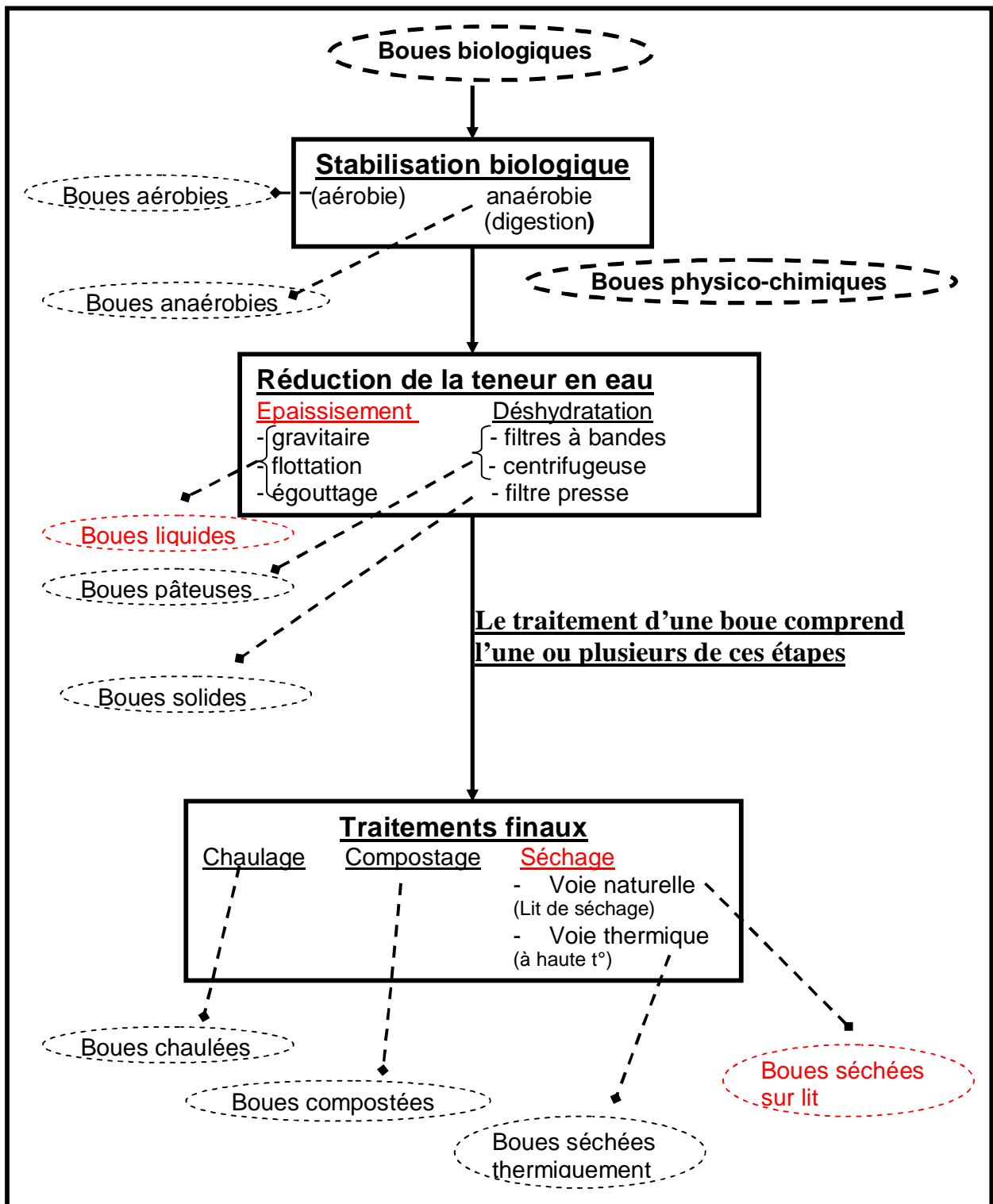


Figure n°9: Principaux traitements des boues et désignation des boues obtenues

En rectangle : traitements des boues ; en ellipse : désignation des boues.

En rouge désignent les traitements et le type de boue utilisée dans notre étude

2.2.2.1. L'épaississement

Visé à augmenter la siccité (teneur en matière sèche) des boues sans pour autant modifier le caractère liquide de la boue. Cet épaississement peut se faire simplement par voie gravitaire « décantation » dans un concentrateur ou par des moyens mécaniques (égouttage, flottation ou centrifugation)

2.2.2.2. La déshydratation

Correspond en fait à une augmentation forte de siccité, modifie l'état physique des boues. Celles-ci passent de l'état liquide à l'état pâteux ou solide. Les filtres à bandes et les centrifugeuses donnent des boues plutôt pâteuses en raison de performances de déshydratation qui plafonnent à 18-20 % de siccité pour la première famille de matériels, et 20-25 % de siccité pour la seconde. Les filtres-presses produisent par contre des boues de structure solide (30 à 35 % de siccité) car conjuguant un conditionnement au lait de chaux et aux pressions élevées. Ces matériels sont réservés aux installations les plus importantes.

2.2.2.3. Le séchage

Elimine en grande partie ou en totalité l'eau par évaporation, soit par voie naturelle (lits de séchage), soit par voie thermique. La technique des lits de séchage se pratique à l'air libre sur des boues liquides et combine évaporation naturelle et drainage de l'eau libre à travers une couche filtrante de sable et de graviers. Le séchage thermique permet une élimination quasi-totale de l'eau (siccité d'environ 95 %).

2.2.3. L'hygiénisation des boues

Les traitements d'hygiénisation résultent souvent d'une conduite particulière des traitements de stabilisation : des boues correctement chaulées, séchées thermiquement ou encore compostées peuvent être considérées comme des boues hygiénisées. Des traitements comme la pasteurisation ou l'ionisation hygiénisent les boues mais sans les stabiliser. L'arrêté du 8 janvier 1998 sur l'épandage des boues d'épuration définit l'hygiénisation comme un « traitement qui réduit à un niveau non détectable les agents pathogènes présents dans la boue ». Une hygiénisation peut également être requise ou recherchée dans certains contextes d'épandage en agriculture ou pour la transformation en matières fertilisantes commerciales.

La dénomination des différents types de boues résulte de :

- la caractéristique du traitement des eaux (primaire, physico-chimique, biologique...);
- procédé de stabilisation des boues (aérobie, anaérobie, chaulage, compostage) ;
- nature de l'effluent (urbain, laiterie, abattoir, papeterie,...) ;
- et état physique des boues (liquide, pâteuse, solide, pulvérulent, granulé).

En conséquence, il est de la plus haute importance de choisir le mode de traitement des boues également en fonction des débouchés agronomiques identifiés dans le secteur géographique proche de la station d'épuration. Si la boue doit être incinérée, mieux vaut qu'elle soit la plus déshydratée et la plus organique possible pour maximiser la capacité à brûler. Si la boue doit aller en décharge, sa fermentescibilité doit être réduite et se présenter sous forme déshydratée.

2. 3. Composition des boues

Les boues résiduelles représentent avant tout une matière première composée de différents éléments : Matière organique, éléments fertilisants (N et P ...), éléments traces métalliques (ETM), éléments traces organiques (ETO) et agents pathogènes.

La composition des boues varie en fonction de l'origine des eaux usées, de la période de l'année et du type de traitement et de conditionnement pratiqué dans la station d'épuration (Werther et Ogada, 1999)

2. 3.1. Matière organique

La matière organique représente en moyenne 50% de la matière sèche (Perrin, 1993 et Barideau, 1988 cités par Bourekeb, 2002). La matière organique des boues est constituée de matières particulaires éliminées par gravité dans les boues primaires, des lipides (6 à 19 % de la matière organique), des polysaccharides, des protéines et des acides aminés (jusqu'à 33 % de la matière organique), de la lignine, ainsi que des produits de métabolisation et des corps microbiens résultant des traitements biologiques (Colin, 1977 cité par Jedidi, 2000 ; ADEME, 2001).

Selon Jedidi *et al.* (2000), les quantités de matière organique apportées par le fumier et les boues résiduelles sont le double de celles des composts mûres.

La matière organique, constitue une ressource pour la nutrition des plantes (carbone, azote, phosphore et sels minéraux), augmente la capacité de rétention en eau du sol (Bruhier *et al.*, 2002) et stabilise la structure du sol (Dridi et Toumi, 1999 ; Bruhier *et al.*, 2002 ; O.N. U.A.A., A.I.I.E. et I. M. P., 2003).

2.3.2. Eléments nutritifs

Selon la dose appliquée, les boues peuvent couvrir, en partie ou en totalité, les besoins des cultures en éléments nutritifs (azote, phosphore, magnésium, calcium et en soufre) ou peuvent aussi corriger des carences à l'exception de celle en potassium (Zebarth *et al.*, 2000).

La teneur en éléments nutritifs dépend de l'état physique des boues, et/ou des traitements qu'elles ont subis (IAURIF , 2003).

Tableau n°2 : Fertilisants des boues

Boue	pâteuse	sèche	chaulée
MS (% du produit brut)	16 à 22	90 à 95	25 à 40
MO (% de la MS)	50 à 70	50 à 70	30 à 50
Mat. Minérale (% MS)	30 à 50	30 à 50	50 à 70
Azote (N* % boue brut)	0.8 à 0.12	3.0 à 5.0	0.6 à 0.9
Phosphore (P ₂ O ₅ % boue brute)	0.6 à 0.9	5.0 à 7.0	0.6 à 1.0
Potasse (K ₂ O % boue brute)	0.08	0.5	0.1
Chaux (CaO % boue brute)	0.5 à 1.5	4.0 à 6.0	6.0 à 9.0
Rapport C/N	5 à 6	4 à 6	8 à 11

(Source: IAURIF , 2003)

* à 80 -90% sous forme organique et 10-20% sous forme ammoniacale, si la boue est liquide

- **Azote "N"**

Du point de vue fertilisation, la disponibilité de l'azote est dépendante du traitement d'épuration des eaux. En règle générale, on observe une libération immédiate de l'azote ammoniacal, et un effet plus tardif de l'azote organique. (Impens et Avril, 1992). Selon N'Dayegamiye (2001 cité par N' Dayegamiye, 2004), les fumiers de ferme et les boues

mixtes ayant de faible rapport C/N et des taux élevés en cellulose se décompose rapidement, libérant ainsi de l'azote disponible aux plantes cultivées.

Cet élément 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'azote est également requis dans d'autres composés vitaux pour la plante tels que la chlorophylle, les acides nucléiques et les enzymes. La carence en N, inhibe la croissance, entraîne la chlorose des feuilles par diminution de la teneur en chlorophylle en commençant par les plus vieilles (Heller *et al.*, 1993) et l'apparition de tiges plus minces et plus rigides (Taiz et Zeiger, 1998 cités par Bélanger, 2005 ; Skiredj 2005). L'excès d'azote provoque une stimulation de la croissance des feuilles au dépend des fleurs, excès de pression osmotique, flétrissement, nécrose racinaire et une faible croissance.

- **Phosphore "P"**

Les boues contiennent en moyenne 2.5 % de phosphore. Les processus d'épuration tertiaire, par traitement au chlorure ferrique augmentent la teneur des boues en phosphore. Mais cette précipitation avec les sels de fer n'entraînerait qu'une disponibilité de 17 à 45 % par rapport aux superphosphates. Par contre, quand $\text{Ca}(\text{OH})_2$ est utilisé comme précipitant, le prélèvement de phosphore est de 90 à 110 % comparé à celui des superphosphates (Impens et Avril, 1992).

Cet élément joue un rôle dans le transfert d'énergie; la photosynthèse et la dégradation des glucides, etc. (Skiredj, 2005). La carence en cet élément provoque un rougissement de la tige et du pétiole des feuilles. Un excès donne un jaunissement général et un brunissement des extrémités et des bores des feuilles, suivi de nécrose et une faible croissance des racines.

- **Potassium "K"**

Les boues contiennent de très faible teneur en moyenne 1% de la MS (moleta et cansell, 2003). Les sels de K sont très solubles et donc éliminés facilement des boues (Impens et Avril, 1992).

Le potassium joue un rôle fondamental dans l'absorption des cations, le maintien de la turgescence de la cellule et la régulation stomatique. Intervient aussi indirectement dans la synthèse des protéines à partir d'aminoacides (lors d'une carence en K, on observe une accumulation d'aminoacides) de même que dans la synthèse de polysaccharides à partir des

oses (lors d'une carence, on observe une accumulation d'oses) (Hellali, 2002 ; Skiridj, 2005). Le potassium est un élément de résistance des plantes au gel, à la sécheresse et aux maladies, c'est un activateur de plusieurs systèmes enzymatiques. Dans toutes les conditions de stress, l'apport de K permet de corriger les perturbations éventuelles.

Une carence en potassium dérègle le potentiel osmotique des cellules végétales de même que l'induction de nombreux enzymes impliqués dans la photosynthèse et respiration cellulaire, elle provoque aussi des chloroses et des nécroses en marge des feuilles. La tige devient mince et faible (Taiz et Zeiger, 1998 cités par Bélanger, 2005).

- **Calcium "Ca"**

Selon Barideau (1988 cité par Bourekeb, 2000), les boues contiennent de 4 à 7% de MS. Contrairement au potassium, le calcium est peu mobile. Il a tendance à former des complexes organo-métalliques, les chélats. Le calcium diminue la perméabilité cellulaire ; freine la pénétration de l'eau de la plus part des ions notamment, du potassium et du fer. L'antagonisme qu'il manifeste à leur égard a des conséquences bénéfiques quand ces ions sont toxiques (Cd) (Brown et Avalos, 1993). Ce élément joue un rôle important dans la régulation du potentiel osmotique (ouverture des stomates, maintien de la turgescence). Il active certaines enzymes, notamment les ATP ases. La carence conduit au flétrissement et la mort des bourgeons terminaux, à la nécrose des petites feuilles et au brunissement des racines (Skiredj, 2005).

- **Magnésium "Mg"**

Selon Impens et Avril (1992), les sels de Mg sont très solubles et donc éliminés des boues. Les boues contiennent donc de très faibles teneur (0,5 à 1,5% de MS).

C'est un constituant de la chlorophylle et, par conséquent, il joue un rôle important sur la photosynthèse. (Skiredj, 2005 ; Heller, 1993). La carence apparaît sur les feuilles les plus âgées, on observe une décoloration qui commence entre les nervures, allant du blanc au brun rouge ou au jaune selon les cultures. Le processus final aboutit à la nécrose et une abscission prématurée des feuilles (Taiz et Zeiger, 1998 cités par Bélanger, 2005).

2.3.3. Eléments traces métalliques (ETM)

La plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation métaux lourds, l'appellation « éléments en trace métalliques » ou par extension « éléments traces ».

Les éléments traces sont des "éléments" chimiques, au sens de la classification périodique des éléments, et ils se trouvent à l'état de "traces" quant ils sont présents à moins de 1 pour mille dans la croûte terrestre ou 0,1 pour mille dans les êtres vivants. (Adler, 2001).

Les épandages de boues apportent des quantités non négligeables d'éléments minéraux, il s'agit en particulier des "éléments traces métalliques" (ETM), dont certains sont des oligo-éléments indispensables à faible dose (zinc, cuivre), pouvant devenir toxiques au-delà d'une certaine concentration; d'autres sont des éléments toxiques même à faible concentration (cadmium, plomb, mercure), ces éléments ne sont pas utilisés par la plante pour son développement mais peuvent s'y trouver par accumulation (McBride, 2003; Timbal, 2004).

Les ETM ont une origine industrielle (Cd, Ni, Hg, Cr), domestique (Cd, Cu, Pb) et pluviale (Ni, Pb, Zn). Des expériences de longue durée ont permis de montrer que les taux de transfert des ETM du sol vers les végétaux sont inférieurs à 1% des quantités apportées sur les sols (Dudkowski, 2000 ; ADEM, 2001).

Selon la nature des eaux épurées, la teneur en certains éléments présents dans les boues peut s'élever considérablement, des apports répétés de boues par épandage pourraient, à long terme, provoquer dans les sols des accumulations incompatibles avec la qualité des cultures (Jordão Pigozzo *et al.*, 2006).

Les plus nocifs pour l'homme sont le cadmium, le plomb, le mercure, et qui sont mal éliminés par l'organisme. Les effets nocifs de ces éléments sur la santé peuvent survenir par accumulation plusieurs années après le début de l'exposition (IAURIF, 2003). Leur présence constitue donc une des contraintes de leur réutilisation en agriculture.

Selon Terce (2001), les boues concentrent entre 70 et 90% des quantités d'ETM des eaux usées entrantes dans la station d'épuration.

Les ETM s'accumulent dans une couche superficielle du sol de 0 à 20 cm. Seul le lessivage du zinc vers les nappes phréatiques est significativement modifié par les épandages : il diminue car il serait en partie retenu en surface par la matière organique des boues (Timbal, 2004).

- **Zinc "Zn"**

Les boues contiennent entre 91 et 49000 ppm (Alloway, 1990 in Alloway, 2004). La forme la plus courante et la plus mobile du zinc dans les sols est Zn^{+2} qui est facilement adsorbé sur les composants minéraux (argile, hydroxydes de fer et d'aluminium) et organiques, ce qui conduit à une accumulation dans les horizons superficiels. Le Zn est considéré comme facilement soluble par rapport aux autres ETM dans les sols, il est très mobile et disponible dans les sols légers et acides (Perrono, 1999).

Le Zn joue un rôle important dans la formation de plusieurs hormones de croissance, (Skiredj, 2005). La carence en Zn provoque des troubles dans le métabolisme de l'auxine, d'où des perturbations dans la croissance il provoque la nanification des plantes et leur donne un port en rosette (Alloway, 2004), donne une chlorose mouchetée des feuilles, suivie de nécrose et chute des feuilles (Roula, 2005).

L'excès provoque : la chlorose surtout des jeunes feuilles, y compris les nervures, les feuilles ont des nervures rouges ou noires puis se détachent (Roula, 2005) ; inhibe la croissance et diminue la production de la biomasse (Rout et Das, 2003).

- **Cuivre "Cu"**

Les apports annuels totaux de Cu et Zn par les lisiers sont estimés 30 à 50 fois supérieurs à ceux résultants de l'épandage de boues résiduaires (Smith, 1996, Hall et Dalimier, 1994, Davis et Dalmier, 1994, cités, par Chassin *et al.*, 1996). Cet élément joue plusieurs rôles : stimulation de la germination et de la croissance ; renforcement des parois cellulaires ; c'est un catalyseur aussi de la formation d'hormones de croissance, il joue également un rôle essentiel dans la nitrification (Skiredj, 2005).

L'insuffisance en Zn provoque des chloroses aux jeunes feuilles, plantes molles séchant facilement. L'excès donne des chloroses aux feuilles avec des taches brunes (Roula, 2005), bloque la biogenèse des mitochondries (Bligny, 2004).

Le Cu induit une inhibition de la minéralisation de la matière organique plus élevée que le Zn (29% pour le Cu contre 18.8% pour le Zn) (Gabteni et Gallili, 1988).

- **Cadmium "Cd"**

Les boues apportent d'avantage de Cd de l'ordre de 10g/ha/an avec un apport annuel de 3 tonnes de matières sèches par hectare de boues (Chassin *et al.*, 1996). C'est le micropolluant le plus étudié dans le cas de l'épandage des boues (Mahler *et al.*, 1978 ; Bingham, 1979 ; Mahler *et al.*, 1982; Allard *et al.*, 1988; Impens et Avril, 1992) , car il est assimilé par les plantes et accumulé par les mammifères et par l'homme. La concentration du Cd dans les fertilisants commerciaux peut être comparée avec celle des boues (Stenström et Vahter, 1974).

Andersson et Nilsson (1974, cités par Mahler *et al.*, 1978) ; Bittell et miller (1974 cités par Mahler *et al.*, 1982), ont suggéré que l'absorption du Cd était partiellement dûe à la compétition entre les ions Ca^{+2} et Cd^{+2} aux surfaces de la racine.

Le Cd affecte les principales fonctions biologiques comme la croissance, l'accumulation des métaux, la photosynthèse et l'état hydrique des plantes (Laetita, 2004).

Des travaux portant sur l'épandage des boues d'épuration ou d'eaux usées pour une période de 11 ans en forêts ou 12 ans sur sol cultivé à raison de 84 t/ha montrent une accumulation de Cd dans les 20 premiers centimètre du profil. D'autres travaux arrivent au même résultat, mais pour des courtes périodes de temps de l'ordre de l'année (Allard *et al.*, 1988)

- **Plomb "Pb"**

Le Pb est cent fois moins mobile que le Cd. L'argile et surtout la matière organique représentent les phases d'adsorption dominantes de ce dernier (Perrono, 1999).

Il est toxique pour les animaux et son introduction dans la chaîne alimentaire, avec le risque d'accumulation, représente un danger, par contre la présence du plomb dans le sol conduit à une accumulation sur la couche superficielle. Le Pb n'est pas un toxique systémique puisqu'il ne se diffuse pas dans le système vasculaire de la plante et ne contamine pas ou peu les parties aériennes. Son absorption racinaire n'est effective qu'au delà de seuils très élevés, supérieurs à 1000 ppm dans le sol. En revanche, les feuilles ou les fruits peuvent subir une contamination plus ou moins important, liée au dépôt de poussières de Pb à proximité des sources polluantes : la consommation des végétaux pollués conduit au risque d'intoxication des animaux et de l'homme (Dérache, 1986 cité par Ftaissa 1998).

2.3.4. Composés traces organiques « CTO »

Les composés traces organiques sont des produits chimiques d'origine domestique (détergents, solvant, peinture...), industrielle, urbaine (eaux de ruissellement drainant la pollution liée à la circulation automobile) et agricole (pesticides) (IAURIF, 2003).

De plus, les CTO se dégradent dans le sol à des vitesses variables et n'ont donc pas un flux cumulatif. Cependant, au même titre que les ETM, les CTO peuvent devenir toxiques pour les micro-organismes des sols à haute dose ; or ces derniers sont indispensables à la fertilité des sols.

Des expérimentations ont montré que les HPA (hydrocarbures polycycliques aromatiques) et PCB (polychlorobiphényles) apportées par les boues ne passent pas du sol vers les plantes. Les retombées atmosphériques sont plus préoccupantes, puisque les contaminants se déposent directement à la surface des plantes, puis sont dirigés vers le circuit de transformation agroalimentaire (ADEM, 2001).

2.3.5. Micro-organismes pathogènes

Les boues contiennent des milliards de microorganismes vivants qui jouent un rôle essentiel dans les processus d'épuration. Seul une infime partie est pathogène (virus, bactéries, protozoaires, champignons, helminthes, etc.) et provient en majorité des excréments humains ou animaux (ADEM, 2001 ; Sahlström *et al.*, 2004).

La concentration d'une eau usée en germes pathogènes dépend du secteur d'activité duquel elle provient : les eaux provenant d'abattoirs ou de toutes industries traitant de produits d'animaux sont plus largement contaminées (Ecrin, 2000).

Les pathogènes sont nombreux dans les boues mais, pour la majorité, leur survie est assez faible (présentent une durée de vie limitée dans le sol). Cependant des éléments parasitaires présentent une résistance élevée dans ces milieux. Les boues résiduelles d'origine urbaine renferment fréquemment des œufs d'helminthes. Quelques nématodes parasites (Trichuridés : *Trichuris* et *Capillaria*, *Ascaris*, *Toxocara*) et cestodes (Taeniidés : *Taenia* et *Echinococcus*) méritent attention, les plus abondants étant les Trichuridés et les Taeniidés. En

réalité, dans la majorité des pays européens, seul *Taenia saginata* (Ténia du bœuf) peut avoir un impact sur la santé des ruminants et de l'Homme, on conçoit donc la nécessité de surveiller la présence de ces œufs dans les boues tant pour la santé des bovins que pour celle de l'Homme. Le délai entre l'épandage et la mise au pâturage des animaux est de trois semaines pour des boues hygiénisées, et de six semaines pour des boues non hygiénisées. Les mêmes contraintes sont applicables pour les fourrages, les dates se fondant non sur la mise au pâturage mais sur la date de récolte. Une étude danoise a montré que la survie maximale des œufs de *Taenia saginata* était de 5 à 6 mois sur les pâturages (Cabaret *et al.*, 2002).

D'une façon générale, les boues doivent subir un prétraitement avant leur utilisation en agriculture (Garrec *et al.*, 2003).

2.4. Voies d'élimination des boues

Du fait de leurs caractéristiques, plusieurs voies d'élimination ou de valorisation de ces boues sont possibles, selon qu'on souhaite mettre en valeur leur caractère fertilisant ou énergétique (tableau n°3) :

Le largage en mer représente à la fois un déplacement des problèmes de pollution, et une perte de matériel potentiellement réutilisable ou recyclé ;

- La mise en décharge a les mêmes inconvénients (ADEM, 1999; Koller, 2004) ;
- En ce qui concerne l'incinération des boues, les investissements et les coûts de fonctionnement font que cette solution ne s'adapte qu'à de gros gisements de boues issus des grandes stations d'épuration. Les coûts du combustible nécessaire remettent en question ce mode d'élimination des boues, aussi, l'incinération présente un risque lié à l'impact de gaz toxiques sur l'environnement tel que celui de la dioxine (ADEM, 1999 ; Koller, 2004) ;
- L'utilisation agricole est aujourd'hui la solution la plus satisfaisante sur le plan de l'environnement et la plus économique (Lambkin *et al.* 2004, Koller, 2004). Cette pratique quand elle est bien maîtrisée, ne présente aucun risque sanitaire ni environnemental. (Koller, 2004 ; Guinkinger, 2006). Leur épandage implique donc des précautions réglementaires qui tiennent compte de la composition des boues et des propriétés physicochimiques des sols (Moleta et Cansell, 2003).

En France, par exemple, le traitement des eaux usées génère l'équivalent de 50 grammes de matière sèche par jour et par habitant, sous forme de boues. Entre 55 et 60% d'entre elles sont

épanchées en agriculture, tandis que 20 à 25% sont mises en décharge et 15 à 20% sont incinérées (Timbal, 2004).

Tableau n°3 : Production de boues des pays de l'Union Européenne (plus la Suisse) et voies d'élimination en 1990 (Madoui, 1997, OTV, 1997 in Guivarch, 2001)

Pays	Production de boues (tonne MS/an)	Destination (%)			
		Décharge	Valorisation agricole	Incinération	Rejet en mer
Allemagne	2 500 000	54	32	14	-
Royaume Uni	1 075 000	8	55	7	30
France	850 000	25	55	20	-
Italie	800 000	55	34	11	-
Espagne	350 000	50	10	10	30
Pays-bas	335 000	63	31	5	-
Suisse	270 000	5	50	45	-
Grèce	240 000	90	10	-	-
Suede	200 000	40	60	-	-
Autriche	170 000	35	31	34	-
Danemark	170 000	12	67	21	-
Finlande	150 000	75	25	-	-
Norvège	95 000	44	56	-	-
Belgique	60 000	55	30	15	-
Irlande	36 000	34	23	-	43
Portugal	25 000	28	11	-	61
luxembourg	15 000	13	87	-	-
Total U.E. + Suisse	7 341 000	40.3	39.2	10.7	9.6
<i>Moyenne</i>					

En Algérie et selon une enquête faite par le bureau d'étude EEC edil portant sur l'état des stations d'épuration urbaines et industrielles en exploitation et en projet, la capacité totale des stations d'épuration s'élève à 14.332.110 Equivalents-Habitants et rapporte que ce chiffre peut atteindre le nombre de 15.000.000 Equivalents-Habitants, vue que la capacité de

plusieurs stations n'est pas encore arrêtée (en phase d'étude préliminaire), ce qui vaut une production de 273.750 tonne de MS/an (EDIL Inf-EAU, 1996).

Les boues urbaines représentent moins de 2 % des déchets épandus pour enrichir le sol à des fins agronomiques en remplacement de la fertilisation chimique et organique des sols ; alors que les déjections animales en représentent 94 % (Echenfelder, 1982 ; Dudkowski 2000).

Toutefois, le recours à d'autres fertilisants induit aussi des polluants dans les sols sans que cela ne suscite, outre mesure, de polémiques (tableau 4).

Tableau n°4 : Teneur en métaux lourds dans différents types de fertilisants en ppm

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Superphosphate triple	43/53	145/315	9/60	5/66	0.5/5	141/625
Phosphate Alumino-calcique	90/100	1 350	25	10	40	145
Sulfate de magnésium	0.07	3	3	6	4.5	12
Fumier champignon	2	60	160	25	250	930
Fumier de ferme	0.7	11	28	21	10	150
Lisier de porc	0.5	18	488	14	12	784
Fumier de bovin	0.5	15	71	8	8	357
Composts urbains	3		650	89	527	625
Boues urbaines	5	80	334	39	113	921

(Source : IAURIF, 2003)

En effet, certains types d'engrais obtenus par transformation de produits de gisements miniers renferment des teneurs en ETM souvent très supérieures à celles de la majorité des sols. Ainsi, les gisements de minerais phosphatés sont souvent des lieux d'accumulation d'ETM, beaucoup de ces éléments accompagnent le phosphate dans les traitements de concentration destinés à produire l'engrais commercialisé. C'est notamment le cas du cadmium dont le taux d'accompagnement du phosphore représente de 70 à 100 % du métal initialement présent dans le minerai. L'épandage de ces engrais provoque donc un enrichissement inéluctable des sols en cadmium. C'est aussi le cas du chrome, du zinc, du nickel, du manganèse ou du cobalt qui, à l'état d'impuretés dans les engrais, représentent une source d'apport notable aux sols.

De même, l'utilisation d'amendements organiques traditionnels comme le fumier de ferme ou les lisiers, va participer à l'accroissement de la teneur en ETM du sol (Heitzmann, 2004).

2.5. Valorisation des boues en milieu forestier et en milieu agricole

La valorisation en agriculture et foresterie des boues résiduaire est intéressante, tant par les quantités de matières organiques qu'elles contiennent que par la présence en quantités appréciables d'éléments fertilisants (Moleta et Cansell, 2003 ; Koller, 2004).

Cette filière permet le retour au sol de la matière organique et de ses composés fertilisants, réduisant d'autant l'utilisation d'engrais minéraux coûteux (Guirkinger, 2006).

Les effets favorables sont de deux ordres : D'abord, un effet à court terme attribuable à une partie de l'azote, du phosphore et de la matière organique immédiatement assimilable et utilisable ; la croissance de la culture et la structure du sol sont les principaux bénéficiaires de ces effets. Plus tard, on constatera un effet à long terme qui portera sur la fertilité générale du sol et qui est due à l'azote organique, au reste du phosphore et aux lentes transformations de la matière organique (Perrin, 1993).

Cependant, la présence de micropolluants métalliques et organiques dont certains sont toxiques et cancérogènes constitue un facteur limitant important pour leur emploi dans l'agriculture (Petitjean, 1996 ; Jakubus et Czeka, 2001). Si les quantités d'éléments traces métalliques ne sont pas contrôlées et maîtrisées, l'emploi des boues peut poser des problèmes de qualité des sols (Alloway et Jackson 1991) et contribuer à une importante accumulation des ETM et d'autre contaminants, réduisant ainsi le potentiel agricole (Nagar *et al.*, 2004)

De tel augmentation du contenu du sol en métaux peut résulter en une réduction de la croissance des plantes; Les métaux s'accumules dans la chaîne alimentaire d'où leur intérêt quant à leur impact potentiel sur la santé humaine (Nagar *et al.*, 2004).

Des risques sanitaires liés à la présence de germes pathogènes sont également à prendre en considération, même si ceux-ci demeurent faibles, surtout pour les produits qui ont été préalablement compostés ou déshydratés. En outre, le pouvoir épurateur du sol a ses limites.

Malgré le danger immédiat qui peut être causé par les pathogènes, ils demeurent plus maîtrisables que les problèmes liés aux ETM (Soudi, 2005).

2.5.1. La Valorisation Agricole

Les effets bénéfiques de l'utilisation des boues dans l'agriculture ont été prouvés par de nombreux chercheurs. En effet, leur application améliore les propriétés physique, chimique et biologique du sol (Korboulewsky *et al.*, 2001 ; White *et al.*, 1997 in Bozkurt et Yarılgaç ,2003), qui se traduit par une augmentation de la biomasse et du rendement des plantes : pommiers (Bozkurt et Yarılgaç ,2003 ;) ; blé hivernal (Chang *et al.*, 1982a); sorgho et du millet (Sabey et Hart 1975) ; maïs (N'Dayegamiye *et al.*, 2004).

Masoni *et al.* (2002) ont aussi démontré l'aspect positif des boues issues de l'industrie vinicole dans l'amélioration du rendement du blé d'hiver.

Ait Hamou et Hermouche (1997) ont travaillé sur une boue urbaine digérée et ont pu mettre en évidence son action fertilisante et ont montré que l'effet des boues se manifestait et se caractérisait par des résultats avoisinants au fumier de ferme sur le rendement et la qualité des tubercules de pomme de terre

Debba (2005) qui a utilisé des boues résiduelles lagunées et des boues de produits laitiers a montré que les rendements des parcelles ayant subi les traitements de boues peuvent atteindre le double des parcelles témoins.

Les deux contraintes majeures qui doivent être gérées, lorsqu'on opte pour une valorisation agricole des boues, sont les ETM et les pathogènes.

Des risques sanitaires liés à la présence de germes pathogènes sont également à prendre en considération, même si ceux-ci demeurent faibles, surtout pour les produits qui ont été préalablement compostés ou déshydratés. En outre, le pouvoir épurateur du sol a ses limites.

Malgré le danger immédiat qui peut être causé par les pathogènes, ils demeurent plus maîtrisables que les problèmes liés aux ETM (Soudi, 2005)

2.5.2. L'épandage en forêt

Des possibilités de valorisation agronomique existent potentiellement en sylviculture (production de bois) ou pour la réhabilitation de sites dégradés (végétalisation).

En France, certaines parcelles boisées pourraient être utilisées pour recycler les boues, par exemple des plantations forestières destinées à la production de biomasse ligneuse (Timbal, 2004).

L'utilisation de plantations forestières peut offrir de nombreux avantages par rapport à des systèmes de valorisation purement agricoles. En effet, le bois par exemple est un produit qui ne fait pas partie de la chaîne alimentaire (Marx *et al.*, 1995).

La réponse des peuplements forestiers à l'épandage est variable. Elle dépend, comme nous pouvons le supposer, de l'espèce forestière et de la composition chimique des produits épandus. Les réponses les plus favorables sur la croissance ont été obtenues sur les peuplements de feuillus lors d'un épandage de boues urbaines (Bailly et Gautry, 2006)..

Au Québec, Couillard (1986), en utilisant de la boue anaérobie liquide, a constaté que des semis de Mélèze « laricina » se comportent d'une manière satisfaisante sur un substrat aussi pauvre que du sable.

Le Tacon *et al.* (1978) rapportent que l'élimination de la phase de maturation diminue le taux de survie des plantations. Les plants survivants souffrent de nécroses, chloroses et autres symptômes de toxicité ; le taux de survie variant de 60% avec une boue non stabilisée, à 100% après six mois d'épandage de la boue à l'air libre.

Couillard et grenier (1988) ont pu noter que la production de biomasse augmentait avec des applications de boues répétées (comparativement à une application massive), et que, pour un même nombre d'applications, les doses plus grandes produisent de meilleurs résultats.

Le Tacon *et al.* (1988) ont également mis en relief l'augmentation de la croissance du Frêne, plant en intercalaire avec l'Aulne blanc, suite à l'épandage de boues résiduaires.

Labrecque *et al.* (1998) ont utilisé des boues des eaux usées comme fertilisant dans la culture intensive avec de courtes rotations du saule pour accroître la productivité de cette essence (Des boutures de *Salix discolor* Mühl. et de *Salix viminalis* L.), chaque augmentation de la dose de boue s'est traduite par une augmentation de la productivité. Une dose modérée

de boue sous forme de granules séchées (100 kg/ha d'azote « disponible ») semble être un fertilisant adéquat pour l'établissement du saule tout en minimisant les risques de lessivage des nitrates.

Benbrahim *et al.* (2003) ont mis en évidence l'impact, à moyen et long terme, des épandages réguliers et en faibles quantités de boues dans un jeune peuplement de Pin maritime, l'épandage des boues a amélioré la nutrition minérale des arbres, notamment pour le phosphore, l'amélioration de la nutrition en azote n'intervient que la troisième année qui suit l'épandage. L'effet le plus spectaculaire est certainement celui observé sur la biomasse du sous bois avec une augmentation de 298% et de 150% respectivement, après l'épandage de boues liquides et de compost ; en terme de biodiversité, les apports de boues ont augmenté la richesse spécifique, particulièrement dans le cas du compost et des boues chaulées et un début de changement du paysage floristique avec l'apparition de nouvelles espèces (les espèces dominantes de la flore locale n'ont pas été qualitativement affectées).

Timbal (2004) a constaté qu'au bout de 3 ans, les boues liquides augmentent la croissance des arbres de 16%, et que cette croissance est vraisemblablement due à l'amélioration de la nutrition minérale, surtout phosphatée, mise en évidence en analysant les aiguilles de pin. Mais l'effet le plus spectaculaire est visible sur le sous-bois, avec une augmentation de biomasse de 300% avec les boues liquides et 150 % avec le compost.

Les débouchés potentiels des boues sont encore nombreux en sylviculture et reconstitution de sols. La capacité d'amendement des boues peut être exploitée pour des travaux d'aménagement de talus routiers (Bruhier *et al.*, 2002), la réhabilitation de friches industrielles, urbaines ou de décharges, l'épandage sur parcelles boisées, la création d'espaces de loisirs...etc., permet un apport de matière organique en grande quantité nécessaire à la réinstallation du couvert végétal et à la cicatrisation du paysage.

2.5.3. Autres valorisations

Il est également envisageable de fabriquer des matières fertilisantes commerciales à partir de la matière sèche des boues d'épuration (Dudkowski, 2000) les boues peuvent servir de matière première pour la fabrication d'engrais et d'amendements organiques ou calciques. C'est une voie développée ou en voie de développement, dans plusieurs pays.

De confectionner également des substrats de culture issus de différents mélanges de matériaux à base de boues. En effet, Roula (2005) a constaté que des plants de chêne liège élevés dans les substrats à base de boues à savoir (50% boues résiduaire, 50% grignon d'olive) et (40% boues résiduaire, 60% grignon d'olive), présentent des caractères morphologiques et physiologiques appréciables comparativement à un substrat utilisée en Algérie dans les pépinières classiques.

2.6. Condition d'utilisation sur les sols.

Certaines mauvaises utilisations des boues, soit en des lieux non appropriés, soit à des doses et des fréquences trop élevées, peuvent entraîner des complications d'ordre sanitaire. Néanmoins, il ne faut pas exagérer les risques encourus lors de l'utilisation des boues : à de rares exceptions près (boues riche en métaux lourds ou non hygiénisées), Ils sont faibles, mais il convient d'en être conscient. (Perrin, 1993)

Pour maintenir ou améliorer le taux actuel de recyclage des éléments nutritifs et des matières organiques contenus dans les boues, il sera nécessaire d'élargir le champ d'application des règlements existants à la gestion des boues qui sont utilisées notamment pour la sylviculture, l'entretien des espaces verts et la mise en valeur des sols.

- Les boues devraient être utilisées lorsque cela présente un intérêt agronomique pour les cultures ou lorsqu'il peut en résulter une amélioration de la qualité du sol.
- Le taux d'application doit être adapté aux besoins des cultures et / ou du sol, en fonction de la teneur en substances nutritives du sol.
- L'utilisation des boues devrait respecter certains principes visant à réduire le plus possible le risque d'effets néfastes pour :
 - la santé des hommes, des animaux et des plantes ;
 - La qualité des eaux souterraines et / ou superficielles ;
 - La qualité du sol à long terme ;
 - La biodiversité des micro-organismes vivant dans le sol.
- Les boues ne devraient pas être utilisées sur les sols dont le pH est inférieur à 5, ni sur des terres saturées d'eau, inondées, gelées ou enneigées (exception faite des boues solides), ni sur le site d'anciennes carrières.
- L'épandage devrait être réalisé de manière à éviter le ruissellement des boues et à minimiser la compaction des sols ainsi que la production d'aérosols.
- Les boues sont utilisables si les conditions suivantes sont réunies :

- Il n'y a pas de dépassement des apports boues,
 - Il existe un intérêt agronomique en ce qui concerne l'apport en nutriments ou l'amélioration de la teneur en matière organique du sol.
 - La quantité de nutriments apportée est adaptée aux besoins des cultures du sol conformément aux meilleures pratiques.
 - L'utilisation des boues ne devrait pas créer de nuisances olfactives excessives pour le voisinage.
 - Les boues ne doivent pas être épandues sur des sols dont la teneur en un ou plusieurs éléments traces excède les valeurs fixées selon la norme.
- Des mesures doivent être prises pour éviter tous les risques sanitaires liés à une accumulation des métaux due aux épandages répétés des boues sur un même sol, notamment :
- Un laps de temps à respecter entre l'épandage et la récolte (pour les cultures maraîchères et fruitières) ou entre l'épandage et le pâturage (prairies) ;
 - Les tonnages maxima à épandre (de 3 à 6 tonnes de matières sèches tous les 3 ans) ;
 - La qualité initiale du sol (pH) ;
 - La périodicité des contrôles analytiques à effectuer tant au niveau des sols que des boues.

Tableau n°5 : Les teneurs en métaux lourds des boues (mg / kg) selon la norme (AFNOR, 1985).

Eléments	Norme AFNOR Limite	Norme AFNOR Référence
Cadmium	40	20
Cuivre	2000	1000
Plomb	1600	800
Zinc	6000	3000

CHAPITRE 3 :

Stress et mécanismes de tolérance

3.1. Introduction

Les conditions environnementales peuvent largement fluctuer et les plantes ont à affronter un nombre très important d'agressions physicochimiques, telles que des vents violents, des régimes de sécheresse extrême ou l'inondation soudaine des sols, des variations importantes de température et d'éclairement, la présence de molécules toxiques pour leur développement, ou simplement l'insuffisance de tel ou tel élément nutritif nécessaire à leur développement.

La prolifération des végétaux à la surface de notre planète dans ces milieux naturels les plus divers, démontre la capacité exceptionnelle de ces organismes à développer des réponses adaptatives aux conditions les plus hostiles à la vie. De manière plus générale, les contraintes abiotiques jouent un rôle majeur dans la stratégie de développement des plantes, et par voie de conséquence, dans la structuration des paysages (Joyard, 2000).

La résistance aux stress dépend fortement du stade de développement de la plante, plusieurs critères physiologiques et biochimiques ont été dégagés, à l'échelle de la cellule, ou de la plante entière, et utilisés dans un but de discrimination entre espèces ou variétés pour la résistance aux stress. Certains tests reposent sur le pari que certains traits précis de la biochimie et de la physiologie cellulaire sont directement corrélés à la tolérance aux stress: perméabilité cellulaire, accumulation de substances organiques caractéristiques des stress, induction de protéines spécifiques, perturbation des photosystèmes, etc.

3.2. Stress et phytotoxicité

Le stress est une contrainte qui peut se résumer à une ou plusieurs forces de déformation appliquées à un corps. Cette contrainte modifie les dimensions et la forme du corps exposé traduisant sa tension intérieure. A la différence d'un stress physique, un stress biologique n'est pas une force proprement parler et est associé dans le langage commun à une

agression possiblement irréversible et donc une déformation plastique du corps exposé (Bois, 2005).

Le terme phytotoxicité est généralement lié à un phénomène par lequel une substance potentiellement toxique est accumulée au sein du tissu végétal à un niveau affectant la croissance et le développement optimal de la plante. Cependant, cette définition semble inadéquate dans la mesure où des perturbations d'ordre métabolique pourraient être initiées sans qu'il y ait encore un effet sur la croissance. La réduction de la croissance et éventuellement le développement de certains symptômes d'intoxication (chloroses, nécroses) constituent le résultat communément observé, occasionné par le stress métallique. Toutefois, il faut se rendre compte de la complexité des interactions des métaux lourds avec les processus physiologiques et métaboliques cellulaires.

Dans les cultures sous abris, la fertilisation conduit à élever exagérément la concentration des sels dans les supports de culture (Boyer, 1982 in Zid et Grignon, 1991) et permet un apport non négligeable des éléments métalliques dans le sol (Chang *et al.*, 1982b ; Coker *et al.*, 1987 ; Yingming et Corey, 1993 ; Lowia, 1994).

Donc un apport de boue résiduaire comme fertilisant dans notre expérimentation, peut être à l'origine de différents stress : métallique, salin, osmotique.etc.

Une fertilisation continue et répétée serait ainsi à l'origine d'un dépôt cumulatif des éléments devenant à long terme toxiques surtout quand les conditions physicochimiques du sol favorisent leur prélèvement par la plante.

En effet, la plante, se comporte comme une pompe à éléments nutritifs minéraux, quelle que soit la substance, il existe une concentration au-delà de laquelle un végétal lui est sensible. En deçà de cette concentration, on trouve des végétaux plus ou moins résistants ou plus ou moins sensibles (plante halophyte ou métallophyte) (Rahmoune, 2004).

Il convient de souligner que la toxicité ou non d'un élément métallique est attribuée non à sa teneur totale dans le sol mais plutôt à l'importance de la fraction absorbable donc disponible pour la plante.

La disponibilité d'un élément, définie comme étant son aptitude à passer du sol dans la plante, et qui est gouvernée par les caractéristiques édaphiques comme : le pH qui est le

facteur principal, la capacité d'échange cationique (CEC), la teneur en matière organique, le potentiel redox, et la température (Echevarria *et al.*, 2000 ; Terce, 2001).

La variation de ces paramètres aboutit à des réactions chimiques variées au niveau du sol : dissolution - précipitation, adsorpti-désorption et complexation-décomplexation des ETM qui seraient déterminantes de leur niveau d'absorption par le végétal.

3.3. Facteurs affectant la disponibilité des éléments métalliques

3.3.1. pH

Il a été démontré que la disponibilité des métaux estimée par leur teneur dans les tissus végétaux est inversement proportionnelle au pH du sol (Mahler *et al.*, 1982 ; Chang *et al.*, 1982b ; Singh et Narwal, 1984 ; Vlamis *et al.*, 1985 ; Yang *et al.*, 1993 ; Echevarria et al, 2000 ; Alloway, 2004 ; Nagar *et al.*, 2004).

Aussi un abaissement du pH, par excrétion racinaire de composés acides dont les acides organiques, augmente la biodisponibilité des métaux (Mench et Martin, 1991).

De ce fait, la maîtrise de l'acidité par la mesure du pH est un élément de contrôle de la mobilité des éléments traces métalliques.

3.3.2. Capacité d'échange cationique (CEC)

La concentration maximale qu'un sol peut contenir devrait être fonction de sa CEC, c.a.d. de sa capacité de retenir les ions des métaux lourds.

La CEC du sol constitue donc à son tour un paramètre de contrôle de la mobilité des éléments métalliques. Dans ce contexte, plusieurs auteurs ont montré que l'accumulation des métaux lourds dans les plantes est élevée au niveau des sols à capacités d'échanges cationiques faibles (Haghiri, 1974 ; Willart et Verloo, 1988).

La CEC augmente avec la teneur en argile du sol, il est logique donc que les concentrations maximales des ETM soient plus élevées dans le cas des sols à texture fine (comme l'argile et le limon argileux) que dans celui des sols à texture grossière comme le sable (Webber et Singh, 1999).

Les applications successives des boues résiduaires ont montré une augmentation dans la CEC au même temps qu'une baisse dans le pH (Jordão Pigozzo *et al.*, 2006).

3.3.3. Matière organique (MO)

La matière organique soluble agit aussi sur la biodisponibilité des ETM, elle augmente la capacité de transfert des cations métalliques vers les plantes par la formation de complexes organométalliques solubles (Echevarria, 2000; McLaren et Crawford, 1973 cités par Camobreco *et al.*, 1996 ; Alloway, 2004 ; Nagar *et al.*, 2004 ; Toribio et Romanya , 2006) .

Anderson et Christensen (1983, in Allard *et al.*, 1988) rapportent que si la fraction insoluble de la matière organique est susceptible de baisser la mobilité de Cd, la fraction soluble peut à l'inverse l'accroître en raison des nombreuses liaisons metal-ligand qui entre en compétition avec la fixation sur les colloïdes argileux ou organiques.

Van Erp et van Lune (1991, in Camobreco 1996), pensent que le Pb et Cu sont liés fortement à la matière contrairement aux Cd et Zn, et par conséquent ne seraient pas très affectés par la décomposition de la boue.

La maturation de la matière organique se traduit par le rapport acide fulvique/acide humique, la fraction fulvique forme principalement des complexes solubles avec les ETM augmentant ainsi leur mobilité; cependant ces complexes sont moins stables que les complexes humiques correspondants. Les acides humiques forment les complexes insolubles et stables et peuvent être considérés comme emmagasinage organique des ETM (Hinesly *et al.*, 1976 ; Diehl, 1975 ; Huang *et al.*, 2005).

Outre les composés organiques résultant de la dégradation de la matière organique des sols, il existe des composés synthétisés par les microorganismes ou les mycorhizes dans la rhizosphère (acides organiques, acides aminés...), dont le rôle dans la nutrition oligo-minérale des plantes est essentiel (Bourrelier et al, 1998).

La matière organique affecte la CEC, qui est une mesure de rétention des bases, en effet, la CEC augmente avec l'augmentation de la matière organique (Haghiri, 1974).

3.3.4. L'oxydoréduction

La biodisponibilité des métaux lourds est également dépendante du potentiel redox du sol. Un abaissement de ce dernier augmente la solubilité des cations métalliques et par voie de conséquence favorise leur absorption et leur accumulation dans le tissu végétal (Schwab et Lindsay, 1983 ; Echevarria 2000, Alloway, 2004 ; Nagar *et al.*, 2004).

3.3.5. Composition ionique de la solution du sol

Il convient de souligner que la composition ionique de la solution du sol pourrait être déterminante de la mobilité des métaux du sol vers la plante. La présence simultanée de divers cations métalliques est à l'origine d'interactions très complexes affectant leur absorption et leur accumulation individuelle. En effet, l'accumulation d'un métal pourrait être soit, augmentée (Synergisme positif) soit diminuée (antagonisme) soit indifférente (indépendance) par la présence d'autres cations métalliques. Les cations macrodynamiques (Ca, Mg et K) peuvent également réduire l'absorption d'ETM atténuant ainsi leurs effets phytotoxiques (Gabrielli et Pandolfini 1984 ; Korner *et al.*, 1987).

A titre d'exemple, la présence élevée de zinc peut limiter l'accumulation du cadmium dans les plantes (Rahmoune *et al.*, 1988 ; Rahmoune, 1992).

3.3.6. Comportement physiologique des plantes

Des facteurs liés aux comportements physiologiques des plantes jouent également un rôle important dans la biodisponibilité des ETM : influence de l'organe de la plante (les ETM sont absorbés essentiellement dans les racines et beaucoup moins dans les parties comestibles), de l'espèce et de la variété (les plantes à croissance rapide sont plus accumulatrices) (Terce, 2001).

L'insuffisance ou l'excès d'un élément assimilable dans le sol réduit l'efficacité des autres éléments, et par suite le rendement et peut se manifester par des symptômes de toxicité ou de carence des végétaux (Mn, Cu,...), parfaitement visibles (chloroses et nécroses), utiles pour le diagnostic.

3.3.7. Forme chimique des éléments

La forme chimique des métaux lourds affecte leur bio-disponibilité et leur toxicité. On sait que les métaux lourds existent dans l'environnement sous différentes formes chimiques : ions libres, liés avec des substances organiques instables, ou complexes stables avec de l'humus. Les formes les plus toxiques sont les formes ioniques, les moins toxiques sont les métaux liés aux substances organiques, par exemple avec l'humus, les polysaccharides et les polypeptides. La concentration excessive d'ions libres mène à des dérèglements du métabolisme cellulaire (Kozłowski *et al.*, 1999)

3.4. Mécanismes de tolérance

3.4.1. Mécanismes de tolérance à la toxicité chimique des ions

L'effet du stress est essentiellement dû aux ions à l'intérieur des tissus lorsqu'ils atteignent des concentrations toxiques pour le métabolisme.

En effet, l'élément métallique introduit dans la cellule végétale, va développer une toxicité liée à sa faible solubilité, à son pouvoir oxydant et/ou à sa faculté à remplacer des métaux biologiques. La parade mise en œuvre par les plantes au cours de l'évolution consiste à rendre plus solubles ces métaux en modifiant leur forme chimique, en les associant à des peptides (glutathion, phytochélatines...), puis à déplacer les complexes ainsi créés à l'aide d'autres transporteurs dans un compartiment où ils seront piégés et où leur toxicité sera moindre : la vacuole qui occupe jusqu'à 90% du volume cellulaire, sert un peu de "poubelle" à la cellule végétale (Cyrille Forestier, 2004). Ce type de stress est connu sous le nom de stress ionique, est par conséquent spécifique au type d'espèce chimique d'ions (Levitt, 1980 ; Gowrishankar, 1999).

3.4.1.1. Mécanismes de tolérance externe

La tolérance au stress d'ions toxiques est souvent accomplie par des mécanismes qui excluent les ions du compartiment cytoplasmique. Ces mécanismes permettent à la plante de se protéger des métaux lourds tout en réduisant leur absorption.

Les plantes peuvent précipiter les ETM en augmentant le pH de la rhizosphère, ceci résulte de l'excrétion racinaire de OH⁻ ou de CO₃H⁻ ou en excréant des anions tel que les phosphates (Sauerberck et Hein, 1976 ; Reichman, 2002).

Cet effet du pH pourrait également exister au niveau de l'apoplasme racinaire réduisant ainsi l'entrée du métal dans le symplasme (Reichman, 2002).

D'autres travaux réalisés par Taylor (1988) et Reichman, (2002), montrent l'importance des acides organiques dans la limitation de l'absorption des métaux lourds. En effet, une fois excrétés dans le milieu, ils vont chélater les cations métalliques en dehors de la cellule pour les transformer en d'autres formes moins nocives et moins absorbables par la plante.

La paroi cellulaire pourrait également constituer un site important pour la rétention des ions métalliques sous des formes inactives (Nishizono *et al.*, 1987 ; Rahmoune, 1992). Ces ions se trouvent liés aux composants structuraux de la paroi (la cellulose, l'hémicellulose et la lignine...) (Warner, 1993).

Les mécanismes précités contribuent à la réduction de l'absorption et de l'accumulation des cations métalliques. Par contre, d'autres plantes, sont considérées hyperaccumulatrices de certains métaux lourds, essentiellement dans les compartiments endocellulaires. Ces mécanismes seraient à la base d'une tolérance interne aux métaux lourds.

3.4.1.2. Mécanismes de tolérance interne

Il s'agit de mécanismes qui permettent à la plante de s'adapter à l'envahissement intracellulaire par les métaux lourds. Ces derniers sont réputés être nocifs du fait qu'ils interagissent avec de nombreux systèmes enzymatiques provoquant ainsi l'altération de certaines voies métaboliques vitales. La synthèse induite de certaines molécules chélatrices dont, les acides organiques (Wang *et al.*, 1992 ; Joyard, 2000 ; Reichman, 2002.), et les protéines et peptides (les métallothionéines et les phytochélatines) (Reichman 2002 ; Joyard, 2000 ; Ross, 2005) est jugée primordiale pour rendre inoffensif les cations métalliques.

Selon Rahmoune (1992), les phytochélatines pourraient être responsables de l'atténuation des effets néfastes de nombreux stress environnementaux (stress métallique). Dans le cytoplasme, les métaux lourds, peuvent rencontrer plusieurs sites avec lesquels ils réagissent tels que les extrémités de chaîne cystéique et histidinique des protéines pyrines et porphyrine

3.4.2. Mécanismes de tolérance au stress osmotique

En général, la concentration des ions ou des sels diminue le potentiel osmotique de la solution du sol au niveau des zones racinaires des plantes. Le premier effet observé chez toutes les plantes y compris les halophytes lorsqu'elles sont transférées d'une solution de moindre potentiel osmotique à une solution de potentiel osmotique plus élevé, est la perte de turgescence, cette plasmolyse est suivie d'une réduction du potentiel osmotique intérieur de la plante qui s'ajuste au potentiel osmotique du milieu extérieur (El Jaafari, 1993 ; Buchanan *et al.*, 2000 ; Rahmoune, 2004).

Cela nécessite un ajustement osmotique adapté, afin que le potentiel hydrique cellulaire demeure inférieur à celui du milieu extracellulaire et à celui du sol. Ce phénomène assure, d'une part, la poursuite de l'absorption de l'eau du sol et, d'autre part, la rétention de l'eau intracellulaire et le maintien de la turgescence (Levigneron *et al.*, 1995) et des processus qui en dépendent, l'ouverture des stomates, la transpiration, la photosynthèse et la croissance (Morgan, 1984 ; Levigneron *et al.*, 1995)

Cette stratégie d'adaptation est assurée grâce aux solutés organiques dits compatibles. Les composés inorganiques peuvent aussi avoir un effet dans la régulation osmotique et dans la tolérance à la sécheresse. Il semblerait même que ce type de molécule soit plus efficace que les composés organiques.

Niu *et al.* (1995), Hare *et al.* (1997), supposent que l'accumulation des premiers représente un coût plus élevé en énergie et en ressource minérales, alors que les seconds, à l'origine du stress, sont en excès et donc moins coûteux à accumuler (coût énergétique très faible).

Au niveau cellulaire, il est couramment admis que les ions impliqués dans l'ajustement osmotique sont largement circonscrits dans la vacuole qui peut représenter jusqu'à 90% du volume cellulaire et où ils sont utilisés comme osmoticum. Cette accumulation d'ions dans la vacuole permet à la fois d'ajuster son potentiel osmotique et de détoxifier le cytoplasme où s'effectuent la plupart des processus de métabolisme cellulaire (Levigneron *et al.*, 2005). Tandis que le potentiel osmotique du cytoplasme est ajusté avec les solutés organiques qui implique l'accumulation, au niveau cellulaire des sucres solubles

(Prat et Fathi-Ettai , 1990 ; Zhang et al, 1999 ; Ait Haddou ,2002 ; Abdul, 2004), acides aminés (Prat et Fathi-Ettai , 1990 ; bagni,1994) tel la proline (El-jaafari, 1993 ; Driouich *et al.*,2001 ; Thiery et al, 2004 ;) associés à d'autre solutés organiques tel que le malate (Osmond et Popp, 1983 in Driouich *et al.*, 2001)...etc.

3.5. Paramètres considérés dans l'étude

3.5.1. Chlorophylles

3.5.1.1. Définition

Les chlorophylles sont des molécules responsables de la couleur verte des plantes, elles sont associées à d'autres pigments, les carotènes et les xanthophylles (Milcent, 2003).

La chlorophylle est un composé chimique indispensable à la photosynthèse. Elle est présente dans tous les organismes végétaux (CEREVE, 1999). Chez les plantes supérieures, on la rencontre dans les cellules des feuilles et des tiges vertes (Kerbrat, 2001). Ce pigment, situé dans les chloroplastes des cellules végétales, absorbe la lumière utilisée par la photosynthèse, mécanisme de transformation de l'énergie lumineuse en énergie chimique.

Il existe plusieurs sortes de chlorophylles qui diffèrent par leur structure moléculaire et leur mode d'absorption des ondes lumineuses :

- La chlorophylle *a* existe chez tout les végétaux ($\approx 2\text{g} / \text{Kg}$ de feuilles fraîches), elle représente 75 % de la chlorophylle des plantes vertes.
- 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*.

Chez les végétaux supérieurs, la chlorophylle "b" peut atteindre 50% de la chlorophylle "a" (CEREVE, 1999 ; Leninger, 1989 cité par Delaa, 2003), alors que Milcent (2003) donne une proportion naturelle a/b d'environ 3/1.

Ces deux formes de chlorophylle ont des pics d'absorption de la lumière différents ce qui permet une optimisation de l'utilisation du spectre solaire (660 nm pour la chlorophylle a, 450 nm pour la chlorophylle b) (CEREVE, 1999)

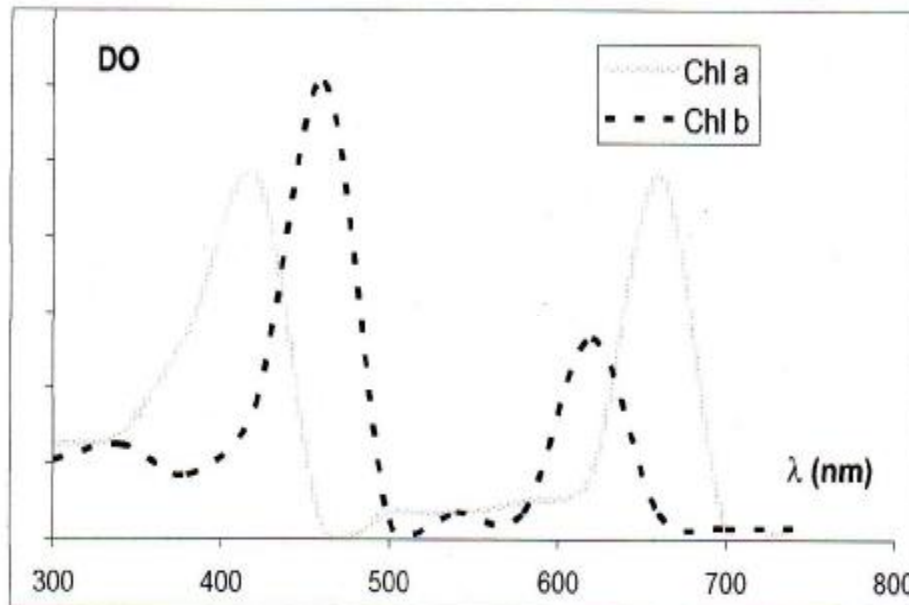


Figure 10: Spectre d'absorption des chlorophylles (a et b)

3.5.1.2. Structure de la chlorophylle a et b

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.

La chlorophylle **a** comporte un radical **CH₃** (groupe méthyle) substitué en position R sur le noyau tetrapyrrolique . La chlorophylle **b** comporte un radical **CHO** (groupe formyle)

La chlorophylle **a** est le précurseur direct de la chlorophylle **b**

Les structures chimiques des chlorophylles ont été abondamment étudiées. Elles sont toutes caractérisées par (voir figure 11) :

1. un atome de magnésium central

2. entouré de 4 atomes d'azote
3. qui sont eux-mêmes aux sommets de 4 cycles à 5 sommets
4. un cinquième cycle, lié au troisième
5. une longue chaîne latérale (phytol)

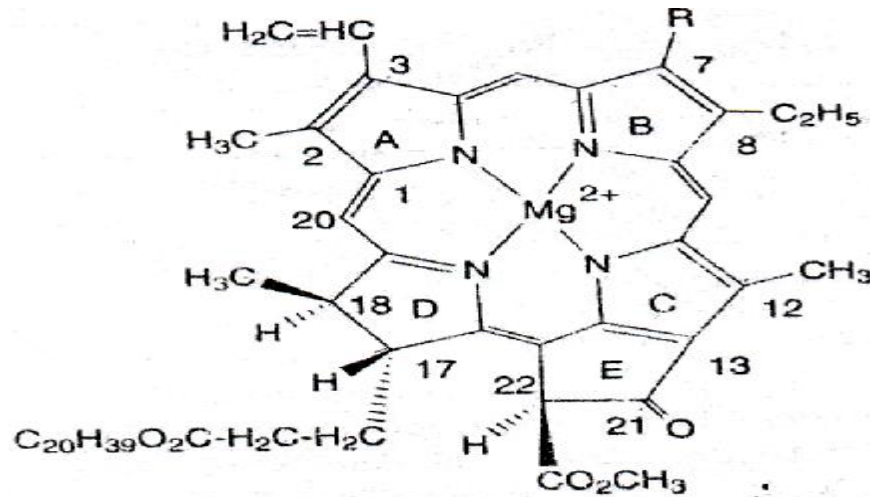


Figure11 : Structure de la chlorophylle a et de la chlorophylle b (d'après Milcent, 2003).
(CH₃ dans la chlorophylle a est remplacé par -CHO dans la chlorophylle b)

3.5.1.3. Chlorophylle et stress

Il est clairement exposé dans la littérature que la photosynthèse et les échanges gazeux des feuilles sont affectés par plusieurs stress dont, la salinité, le stress hydrique, le stress métallique, la compaction du sol, une nutrition inadéquate...etc. (Tabaeizadeh Z, 1998 ; Tripathi et Tripathi, 1999 ; Chugh et sawhney, 1999 ; Almeida viegas *et al.*, 1999 ; Iklil, 2002 ; Wikipédia, 2005).

3.5.2. La proline

3.5.2.1. Définition

La proline est un corps blanc, soluble dans l'eau et l'éthanol. Elle est oxydée facilement par la ninhydrine. La proline étant un acide aminé dont l'azote alpha fait partie d'un cycle pyrrolidone. À cause de cela, la chaîne latérale de la proline, au lieu de s'étirer

perpendiculairement à la chaîne principale du polypeptide, revient se coller dessus comme une anse de tasse (benoit.leblanc@usherbrooke.ca)

3.5.2.2. Structure de la proline

La proline est le seul acide aminé dont la fonction amine soit secondaire (le groupement NH_2 n'est pas libre). Le radical de la proline comprend donc 3 carbones saturés dont le dernier est lié à la fonction α aminée incluse dans la liaison peptidique. Le tout forme un noyau pyrrole (4 carbones et 1 azote) (Raisonnier, 2003).

La proline, a une structure très particulière. C'est le seul parmi tous dont le radical a un nombre de proton pair. Tous les autres acides aminés ont un radical impair (Boulay, 2004) .

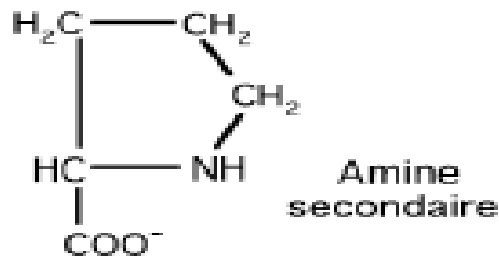


Figure n° 12 : Structure de la proline (Raisonnier, 2003)

3.5.2.3. Synthèse de la proline

La proline est synthétisée à partir de l'acide glutamique via l'acide 5 carboxylique 1 pyrroline (P5C) mais également via l'arginine et l'ornithine (Levigneron *et al.*, 1995 ; Lignowski et Slittstoesser, 1971 cités par Tahri, 1998 ; Leprince *et al.*, 2004 ; Sairam et Tyagi, 2004).

- la première réaction est catalysée par la γ -glutamate kinase qui phosphoryle le glutamate en γ -glutamylphosphate, ce qui correspond à la première réaction de synthèse de la glutamine ;

- la seconde réaction fait intervenir le NADH,H^+ et déphosphoryle le γ -glutamylphosphate en glutamate- γ -semialdéhyde;
- la troisième réaction est spontanée, ne faisant intervenir aucune enzyme : c'est la cyclisation du glutamate γ -semialdéhyde;
- enfin, une réductase forme la proline qui, selon les organismes, utilise le NADH,H^+ ou le NADPH,H^+ (Matysik *et al.*, 2002 ; Kavi Kishor *et al.*, 2005)

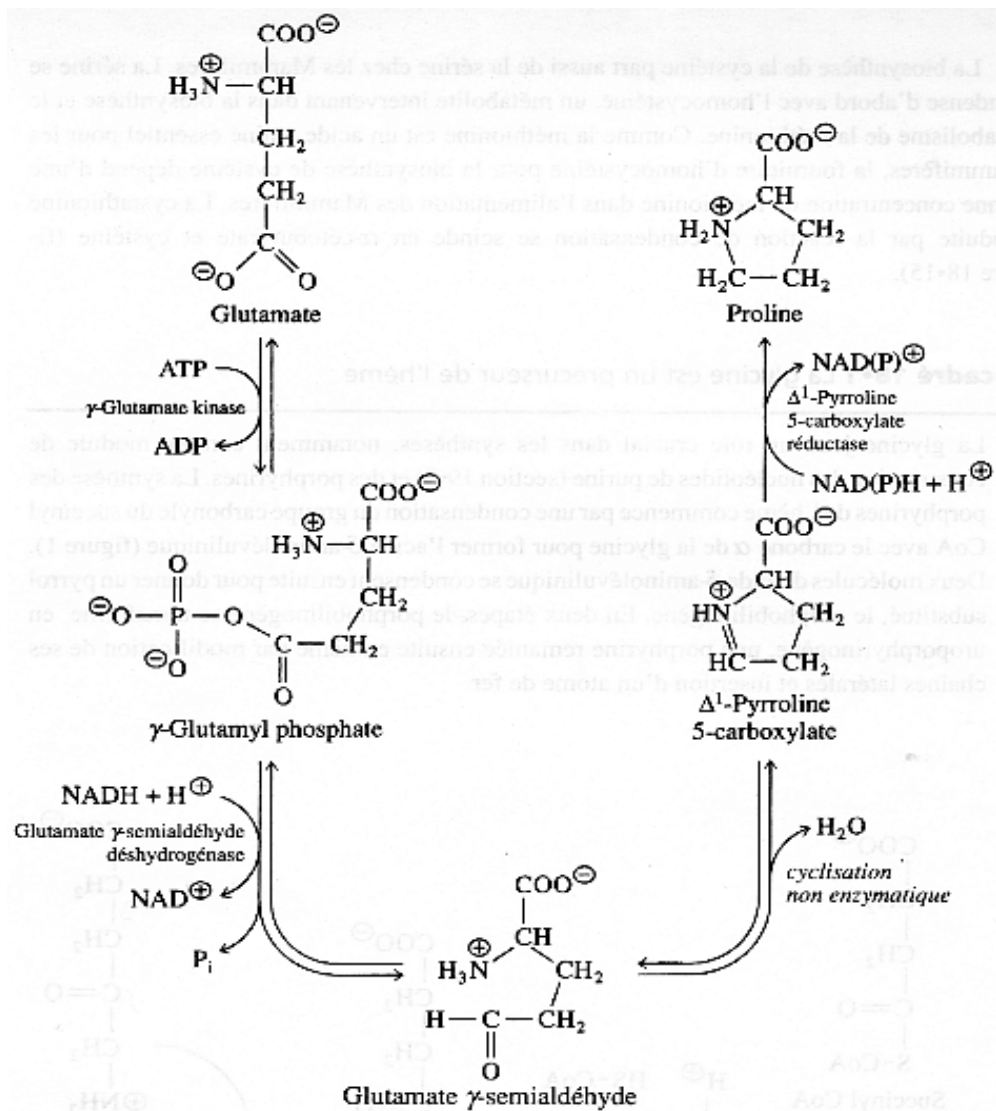


Figure n°13: Synthèse de la proline à partir du glutamate (d'après Matysik *et al.*, 2002)

3.5.2.3. Proline et stress

Les plantes accumulent dans les cellules des ions ou des solutés, ce qui diminue le potentiel hydrique de ces cellules et limite les pertes en eau. Parmi ces solutés, la proline s'accumulant à l'état libre dans le cytosol est reconnue comme étant un osmolyte impliqué dans ces réajustements osmotiques (Thiery *et al.*, 2004) .

L'accumulation de la proline a été démontrée chez de nombreuses espèces et dans différentes situations de stress (salins, osmotiques, hydriques, thermiques, métallique...) (Tahri *et al.*, 1998 ; Almeida Viégas et Gomes da Silveira ,1999 ; Çiçek et Çakirler, 2002; El-Iklil *et al.*, 2002 ; Matysik *et al.*, 2002 ; Panda, 2003 ; Abdul, 2004 ; Leprince *et al.*, 2004 ; Bligny, 2004 ; Thiery *et al.*, 2004 ; Juan M. Ruiz *et al.*, 2005).

Il peut s'agir d'un osmoticum cytoplasmique qui permet de neutraliser les effets ioniques et osmotiques de l'accumulation du sel dans les vacuoles (Stewart et Lee, 1974 ; Zid et Grignon, 1991; Kauss, 1977 cité par Tahri, 1998 ; Tsugane *et al.*, 1999).

Selon un autre point de vue, l'accumulation de proline n'est pas une réaction d'adaptation au stress, mais plutôt le signe d'une perturbation métabolique (Hanson et al., 1977 ; Larher et al., 1993 in Hernandez *et al.*, 2000).

Elle pourrait, également, intervenir dans la régulation du pH cytoplasmique (Pesci et Beffagne, 1984 cités par Bajji 1998 ; El Jaafari, 1993) ou constituer une réserve d'azote et de carbone utilisée par la plante postérieurement à la période du stress (Tal et Rosenthal, 1979 cités par Bajji, 1998 ; El Jaafari, 1993 ; Matysik *et al.*, 2002 ; Sairam et Tyagi, 2004).

Certains auteurs (Singh *et al.*, 1973 cités par Tahri, 1998 ; Thiery *et al.*, 2004) pensent que les quantités accumulées pourraient être liées au niveau de tolérance aux stress.

D'après Cöme (1992 cité par Delaa, 2003) l'accumulation de ce composé dans les feuilles de la luzerne se produit en général après l'acquisition de la résistance; elle serait donc une conséquence plutôt qu'une cause de l'endurcissement.

L'accumulation de la proline induite par les stress, peut être le résultat de trois processus complémentaires : stimulation de sa synthèse (Morris *et al.*, 1969, Boggess *et al.*, 1976 cités par Tahri, 1998) ; inhibition de son oxydation (Stewart *et al.*, 1977 ; Rayapati et Stewart, 1991 cités par Tahri, 1998) et/ou altération de la biosynthèse des protéines (Stewart *et al.*, 1991 cités par Tahri, 1998).

D'après Matysik *et al.* (2002), l'accumulation de la proline sous stress serait une stratégie importante pour s'attaquer au haut niveau d'espèce de l'oxygène réactive produit pendant conditions stressantes.

3.5.3. Les sucres solubles

Les sucres jouent un rôle prédominant dans la vie d'une plante, ils sont produits par la photosynthèse, transportés vers les tissus profonds, canalisés vers la respiration ou convertis en composés de réserve qui sont éventuellement dégradés en leurs constituants carbohydrates. L'accumulation des sucres solubles est un moyen adopté par les plantes en cas de stress, à fin de résister aux contraintes du milieu (Bajji *et al.*, 1998).

Les sucres ont été signalés comme des osmorégulateurs potentiels (Kameli et Losel, 1995; Sanchez *et al.*, 1999). Ils jouent un rôle important dans l'ajustement osmotique, lequel est considéré comme une réponse adaptative des plantes aux conditions de déficit hydrique (Zhang *et al.*, 1999) et stress salin (Ait Haddou ,2002 ; Abdul, 2004)

Ils peuvent protéger les membranes et les protéines contre la déshydratation en incitant la formation d'une sorte de verre aux températures physiologiques (David *et al.*, 1998).

Les sucres accumulés pendant le stress vont probablement être utilisés dans la croissance après la levée de cette contrainte (Kameli et Losel, 1995).

Selon Clifford *et al.* (1998), l'accumulation des sucres solubles peut résulter d'une augmentation de l'hydrolyse de l'amidon puisqu'ils ont enregistré, simultanément, une diminution de l'amidon et une accumulation de sucres solubles dans les tissus stressés.

IL a été montré que le malate pouvait représenter plus de 20% des sucres solubles dans les feuilles de Renoncule alpine acclimatées à la combinaison froid et lumière, et que cette teneur chutait significativement après dé-acclimatation.. Par opposition, la teneur

extrêmement élevée en ascorbate - molécule antioxydante - chez la Soldanelle alpine semble moins dépendante des conditions environnementales. D'autres métabolites primaires, comme le méthyl-beta-D glucose, dont la présence en grande quantité chez certaines espèces alpines est tout à fait nouvelle, ne sont peut-être pas directement impliqués dans les mécanismes photo protecteurs mais pourraient jouer un rôle de puits de carbone au sein des tissus photosynthétiques (Cornic *et al.*, 2005) .

CHAPITRE 4 :

Présentation de la station d'épuration

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

La station d'épuration des eaux usées de Constantine est située à 12 km de la ville, dans la daïra de Hamma Bouziane, sur la route de Mila. Elle s'étend sur une superficie de 12 hectares. Elle a été mise en service le 15 Mai 1997 et traite aujourd'hui une partie des rejets d'eaux usées déversées par la ville de Constantine.

4.2. Capacité de traitement des eaux usées

La station d'épuration d' Ibn Ziad a une capacité de 450.000 habitants équivalents, dimensionnée pour un débit moyen de 69.120 m³/jour soit 800 l/s et un débit de pointe de 8640 m³/heure soit 2400 l/s (traitant actuellement un débit de 150 l/s) (A.N.P.E, 1996).

4.3. Qualité des eaux usées brutes

Les eaux usées se classent généralement en deux catégories : les eaux domestiques et les eaux industrielles. La station d'épuration de Ibn Ziad traite les eaux usées domestiques de la ville de Constantine. Elles sont acheminées à la station par une conduite à écoulement gravitaire (photo 1).



Photo n°1 : Conduite principale des eaux usées qui alimente la station



Photo n°2 : eaux usées brutes entrant dans la station

Tableau n°6 : Qualité moyenne requise des eaux usées avant traitement

Charge Kg / Personne/Jour	Demande Biologique en O ₂	Demande chimique en O ₂	Solide en Suspension	ammonium (NH ₄)
	0.054	0.13	0.9	0.01
Charge moyenne de Kg /jour	20736	49.920	34560	3456
Concentration moyenne mg/l	300	722	500	50

(Source : A.N.P.E, 1996)

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 générale 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 doit correspondre aux caractéristiques suivantes :

Tableau n°7 : Normes pour la réutilisation des eaux usées épurées et rejet en zones sensibles

STEP de Constantine	En Europe (CEE)
MES: 10 mg\l	MES: 20 mg\l
DBO: 10 mg\l	DBO: 15 mg\l
DCO: 50 mg\l	DCO: 50 mg\l
Azote total: 10 mg\l	Azote total: 10 mg\l
Phosphore total: 1 mg\l	Phosphore total: 1 mg\l
Oeufs d'helminthes: <=1\l	Oeufs d'helminthes: <=1\l
Coliformes: <1000\100 ml	Coliformes: <1000\100 ml

(Source : A.N.P.E, 1996)

4.5. Traitement

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

4.5.1. Le prétraitement

4.5.1.1. Dégrillage grossier

Tous les débris solides tels que les papiers, chiffons, brindilles, etc., sont éliminés à travers des grilles (cribles à barreaux mécaniques) (Photo 3).



Photo n°3 : Dégrillage grossier

4.5.1.2 Dessablages et dégraissage

Se fait par le biais de canaux dessableurs aérés, avec écumage.

Les eaux usées dégrillées passent directement du caniveau de sortie de la chambre de dégrillage dans la chambre d'arrivée des canaux de dessablage/dégraissage. Le bassin de dessablage/dégraissage est du type aéré à rotation. Un écumeur immergé dans l'eau est également sur le pont et transporte les huiles et matières grasses flottantes dans une trémie collectrice. Les huiles et matières grasses recueillies sont alors acheminées dans une benne pour évacuation. (Photo 4)



Photo n°4 : Déshuilage / Dessablage

Le prétraitement qui est un procédé uniquement mécanique, permet l'élimination des débris non biodégradables qui risqueraient d'entraver le procédé d'épuration de la station.

4.5.2. Procédé d'épuration des eaux usées

Le procédé d'épuration des eaux usées de la station d'Ibn Ziad est du type biologique à boues activées. Les eaux usées dégrillées et dessablées sont ensuite équi-réparties en quatre dans un canal de répartition du débit .Elles sont mélangées à une partie des boues de retour puis s'écoulent par gravité dans les bassins d'aération. (Photo 5)



Photo n° 5 : Bassin d'aération

Dans le processus du traitement biologique , des bactéries naturelles sont développées et servent à décomposer les matières biodégradables contenues dans les eaux usées .Après traitement, la boue est séparée de l'eau traitée (effluent) dans des bassins de décantation secondaire (dans huit décanteurs circulaires) qui fonctionnent en parallèle (Photo 6). Ces décanteurs sont du type à pont rotatif diamétral à deux bras racleurs, avec fond en pente, entrée centrale, goulotte périphérique de décantation de l'effluent et vidange de fond des boues.



Photo n° 6 : Bassins de décantation secondaire

Chaque chambre de collecte des boues est munie d'une vanne murale à déversoir pour l'isolement de l'entrée des boues à commande manuelle. Les boues provenant des deux chambres d'extraction sont acheminées par gravité dans le puisard des boues de retour.

Les boues de retour sont relevées par des pompes à vis de sorte qu'elles peuvent s'écouler par gravité soit à travers des grilles pour retourner au bassins d'aération (pour maintenir la population des microorganismes), soit vers l'extérieur pour évacuation (boues en excées).

L'effluent clarifié s'écoule alors par gravité dans la goulotte d'évacuation commune à ciel ouvert jusqu'à l'Oued Rhumel.



Photo n°7 : Canal des rejets de la station d'épuration IBN ZIAD

4.5.3. Procédé de traitement des boues

4.5.3.1. Epaissement

Le boues excédentaires provenant de la station de pompage des boues de retour s'écoulent dans deux réservoirs d'épaissement des boues .Ces épaisseur sont du type à grille racleuse.

4.5.3.2. Séchage

Les boues épaissies sont distribuées dans les lits de séchage par l'intermédiaire d'une série de tuyaux d'admission. (Photo 7) La superficie totale des lits de séchage est de 21 600 m², ce qui permet un cycle de 12 jours pour une couche de boues de 300 mm d'épaisseur . Le liquide surnageant sera évacué manuellement par les vannes murales au cours des trois

premiers jours et renvoyé dans la station. Le restant de l'eau sera perdu par percolation et évaporation. Les boues séchées séjournent en plein air jusqu'à ce que les responsables de la station décident de leur destination finale (mise en décharge, engrais pour agriculteurs).



Photo n°8 : Lits de séchage des boues

La nature de la boue de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Constantine est liée à la composition de l'effluent et aux techniques des traitements. La boue utilisée dans notre expérimentation a été produite en août 2005 dans la station d'épuration des eaux usées de la ville de Constantine. Elle est d'une couleur noir foncé, odeur désagréable, présence d'une faune (nématode, acariens).

CHAPITRE 5: Matériels et méthodes

5.1. Caractéristiques du substrat solide

5.1.1. Prélèvement

Le sol nous est fourni par de la pépinière de Djebel El Ouahch. Séché à l'air, il est tamisé à 2 mm.

Les boues ont été prélevées de façon aléatoire, sur des lits d'épandage après 6 mois d'exposition à l'air libre. Celles-ci, ont été prises aussi bien sur les extrémités des lits qu'au centre. Arrivées au laboratoire, elles ont été broyées et tamisées dans un tamis de 2mm afin d'éliminer les résidus non broyés et avoir un matériau homogène pour les ajouter au sol et former les différents substrats (traitements).

5.1.2. Analyses physicochimiques du sol et des boues

5.1.2.1. La granulométrie

Cette étude a été réalisée selon la méthode de la pipette de Robinson (AFNOR, 1994) dont le principe se base sur la loi de Stokes.

Cette méthode consiste à une :

- Mise en suspension des particules minérales d'un échantillon de terre et stabilisation de cette suspension dans des conditions bien définies en particulier destruction des agrégats.
- Séparation des différentes classes de particules par sédimentation par gravité pour les fractions fines (< 50µm) et par tamisage pour les fractions supérieures.
- Prélèvement des fractions fines par la méthode de la pipette de Robinson (dans des conditions bien déterminées : temps, température).

Les trois fractions ainsi déterminées permettent, avec l'utilisation du triangle texturale, de connaître la texture du sol et des boues.

5.1.2.2. Détermination du pH

La mesure du pH se fait à l'aide d'un pH mètre électrométrique modèle (WTW HI 8014), sur une suspension de sol et/ou boues et d'eau distillée dans un rapport de 1/2.5, après une agitation de deux heures et un repos de 18 heures.

5.1.2.3. Détermination de la conductivité électrique (CE)

La CE est la mesure de la teneur en sel solubles d'une solution, elle est mesurée à l'aide d'un conductimètre de terrain (modèle WTW LF 90), équipé d'un dispositif de compensation de température qui permet une lecture directe à la température de référence de 20°C. L'appareil est préalablement étalonné avec des solutions de chlorure de potassium (KCl). Elle est mesurée, après agitation dans le surnageant d'une suspension de sol/eau distillée ou de boue/eau distillée dans les proportions 1/5 en poids. Les résultats sont exprimés en $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20°C

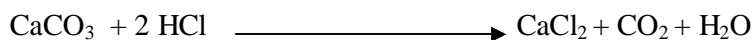
5.1.2.4. Matière organique

La méthode de détermination (en dosant le carbone) utilisée est celle de Walkley et Black (1934). 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 réduite en Cr^{-3} . La quantité de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ utilisée excède la quantité nécessaire pour l'oxydation du carbone de la matière organique à doser. Cet excès de bichromate 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.

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

5.1.2.5. Calcaire total

Le calcaire total est déterminé par la méthode volumétrique au calcimètre de Bernard décrite par Duchaufour (1965), elle consiste à doser le CO_2 provenant de la réaction du calcaire avec l'acide chlorhydrique.



Le volume du 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 quantité connue de carbonate de calcium.

5.1.2.6. Calcaire actif

Dans le sol, une partie plus ou moins importante du calcaire total se trouve à l'état de fines particules de diamètre inférieur à 2 μm , facilement solubilisées par les eaux riches en carbone organique, c'est le calcaire actif. Cette partie du calcaire total correspond plus ou moins au calcaire précipité par l'oxalate d'ammonium (N/5).

Le dosage du calcaire actif est effectué selon la méthode de Drouineau (1943). Pour cela, on utilise la propriété du calcium à se combiner aux oxalates pour donner de l'oxalate de calcium insoluble. L'excès d'oxalate est ensuite dosé par une solution de permanganate de potassium en milieu sulfurique. La réaction n'a lieu qu'à 60 ou 70 °C.

Selon Gagnard *et al.* (1988), cet élément est dosé dans les sols contenant plus de cent pour mille de calcaire total.

5.1.2.7. Phosphore assimilable

Le phosphore assimilable est déterminé par la méthode d'Olsen et Dean (1965). Le phosphore est extrait du sol ou des boues avec une solution de bicarbonate de sodium (NaHCO_3) à 0.5 M. pendant l'extraction le pH de la solution d'extraction doit être constant (8.5).

Le principe général 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.

5.2. Caractéristiques du matériel végétal

En fonction de l'intérêt qu'ils présentent dans la foresterie urbaine et les plantations d'ornement et d'alignement, à feuilles persistants et à une valeur à la fois esthétique et économique, 3 espèces ont été choisies : *Schinus molle* (Faux poivrier), *Acacia cyanophylla* et *Eucalyptus gomphocephala*. Ces espèces choisies sont aussi les plus répandues dans la ville de Constantine.

Les plantules âgées de 9 mois nous ont été fournies par la pépinière de Djebel El Ouahch. Les plants ont été choisis, parmi une population de 3000 individus afin d'assurer le maximum d'homogénéité de taille. Les plants retenus, de taille moyenne égale à (28.82 ± 0.53) cm pour *Schinus molle*, (35.68 ± 2.13) cm pour et (14.07 ± 1.42) cm pour *Eucalyptus*

gomphocephala . Durant la croissance, la mensuration est effectuée toutes les semaines durant cinq mois de traitement pour *Schinus môle* et *Acacia cyanophylla* et trois mois pour *Eucalyptus gomphocephala* .

5.3. Techniques et condition de culture

5.3.1. Site expérimental :

Les essais ont été réalisés en chambre de culture dans des conditions semi-contrôlées (température varie de 7.92 à 28.22 °C, une humidité relative qui varie entre 59 à 80%, un éclairage de 2925 volt/ 9m², une photopériode de 16 h/24 h), dans des pots de végétation d'une contenance d'environ 3,5 litres. Le milieu de culture contient à des concentrations différentes, du sol et des boues d'épuration. Nous avons en tout 5 substrats selon la teneur de boue utilisée 0 %, 10 %, 20%, 40%, 80% (ces teneurs sont exprimées en mg/kg de matière sèche) ; chaque traitement comporte 6 répétitions, ce qui donne 6×5 = 30 plants par espèce.

Tableau n°8 : Composition du substrat utilisé

Substrat	Boue	Sol
T : témoin	0 %	100%
S1 : substrat n°1	10%	90%
S2 : substrat n°2	20%	80%
S3 : substrat n°3	40%	60%
S4 : substrat n°4	80%	20%

5.3.2. Protocole expérimental :

L'expérimentation réalisée comprend deux facteurs où les espèces représentent le premier facteur, le deuxième facteur est le traitement avec ces cinq niveaux (T, S1, S2, S3 et S4), répartis aléatoirement. Chaque traitement fait l'objet de 6 répétitions.

Les observations se sont portées sur les paramètres :

- Morphologiques : hauteur de la partie aérienne, longueur des racines, surface foliaire, poids de la matière fraîche (MF), poids de la matière sèche (MS) des plantes après dessiccation à 80 °C pendant 48 h.
- Physiologiques et biochimiques : teneur en eau, chlorophylle, proline, et sucres solubles



Photo n°9 : Plants de *Schinus molle* avant traitement



Photo n°10 : Plants d'*Acacia cyanophylla* avant traitement



Photo n°11 : Plants d'*Eucalyptus gomphocephala* avant traitement

5.3.3. Période :

Les jeunes plants sont plantés en mois de Janvier. Durant la croissance, la mensuration est effectuée toutes les semaines.

5.3.4. Arrosage :

Les irrigations sont effectuées, avec l'eau de robinet, une fois par semaine à raison de 250 ml par pots, ce qui nous a permis de garder les pots à leur capacité au champ, le nombre d'arrosage est augmenté en mois de Mai et Juin à 2 fois par semaine a cause des conditions atmosphériques et de la température en chambre de culture.

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

5.4. Mesure des paramètres morphologiques des plantes

5.4.1. Mesure de la hauteur des plantes

La hauteur des plantes est mesurée à l'aide d'une règle graduée (du ras du sol jusqu'à l'apex), la hauteur de la tige nous renseigne sur l'effet des différentes teneurs de boues sur l'accroissement de celle-ci comparativement au témoin.

5.4.2. Longueur de la racine

A la fin du traitement, nous avons déterrés les plantes et mesurés la longueur à l'aide d'une règle graduée, cette mesure nous renseigne sur le développement de la partie souterraine.

Grâce à ces deux mesures, nous avons calculé le rapport partie aérienne sur partie souterraine.

5.4.3. Mesure de la surface foliaire

Pour avoir une idée sur l'effet des différentes teneurs apportées comparativement au témoin, la surface foliaire a été déterminée à l'aide d'un planimètre (scanner de type : Area Meter AM200) à la fin du traitement.

La surface foliaire (SF) a été mesurée sur un échantillon de 3 feuilles prises au hasard au milieu du plant (feuilles médianes). Les valeurs sont estimées en mm².



Figure n°15 : Planimètre servant à mesurer la surface foliaire

5.4.4. Poids frais

A la fin de l'expérimentation nous avons mesuré les biomasses, le plant est démoté soigneusement pour garder le maximum de masse racinaire, on lave la partie racinaire avec de l'eau de robinet puis on rince bien avec l'eau distillée 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 biomasse, nous avons utilisé une balance de précision de 1/1000.

5.4.5. Poids sec

Cette opération nécessite le passage des échantillons (parties aériennes et parties racinaires) à l'étuve à 85 °C pendant 48 heures, puis faire la pesée.

5.4.6. Teneur en eau

La teneur en eau est exprimée par le poids d'eau en rapport avec le poids de matière sèche ou de matière fraîche. Elle a été calculée par la formule suivante (Heller, 1998)

$$TE (Pf) = (Pf - Ps) * 100 / Pf$$

TE (Pf) : teneur en eau par rapport à la masse fraîche

Pf : poids de matière fraîche

Ps : poids de matière sèche

5.5. Mesure des paramètres physiologiques

5.5.1. Dosage de la teneur en chlorophylle :

Les teneurs en chlorophylle sont calculées par la technique de Francis et al (1970) qui consiste à mettre 100mg de matière fraîche de chaque répétition dans 10 ml d'une solution préparée préalablement de 75% d'acétone et 25% d'éthanol puis conservées dans des boîtes noires hermétiquement fermées pendant 48 heures à 30°C.

La lecture des densités optiques se fait à $\lambda = 663$ pour la chlorophylle a et à $\lambda = 645$ pour la chlorophylle b.

La détermination des teneurs est réalisée selon les formules

$$\text{CH a } (\mu\text{g/gMF}) = 12,7 \text{ DO}_{(663)} - 2,59 \text{ DO}_{(645)} \times V / (1000 \times W).$$

$$\text{CH b } (\mu\text{g/gMF}) = 22,9 \text{ DO}_{(645)} - 4,68 \text{ DO}_{(663)} \times V / (1000 \times W).$$

$$\text{CH t} = \text{CH a} + \text{CH b}$$

V : volume solution extraite et W le poids de matière fraîche de l'échantillon

5.5.2. Dosage de la proline :

La proline est dosée selon la technique utilisée par Troll et Lindesly (1955) simplifiée et mise au point par DREIER et GORING (1974) et modifiée par Monneveux et Nemmar (1986). Le principe est la quantification de la réaction proline-ninhydrine par mesure spectrophotométrique. La proline se couple avec la ninhydrine en formant un complexe coloré. L'intensité de la coloration est proportionnelle à la quantité de proline dans l'échantillon. Le dosage a été réalisé à la fin du traitement, sur les feuilles médianes.

5.5.3. Dosage des sucres :

Les teneurs en sucres solubles sont calculées par la méthode de Dubois *et al.* (1956) et qui consiste à mettre 100mg de matière fraîche de chaque répétition dans 3 ml d'une solution d'éthanol à 85% puis laissé pendant 48 heures à l'obscurité, filtrer le contenu on ajoute 20ml d'eau distillée, on prend 1 ml de la solution obtenue et on ajoute 1 ml de phénol à 5% et 5 ml d'acide sulfurique à 1.8 N

On incube pendant 15 à 20 mn à 30° dans un bain marie. La lecture des densités optiques se fait à $\lambda = 490$ nm

5.6. Les calculs statistiques

Les données obtenues pour chaque paramètre, ont été interprétées statistiquement au moyen de l'analyse de la variance (Dagnelie, 1999), ont utilisant le logiciel « MiniTab 13.31, 2000 ». Cette méthode permet de comparer les moyennes des différents types de substrats et de chercher là où ces moyennes sont considérées comme étant égales, si au contraire, il y a une différence significative (valeur de P inférieure à la valeur de α), le test de "Newman et Keuls" (Dagnelie, 1999) permet de compléter l'interprétation, et d'identifier les groupes de moyennes homogènes. Le test de Dunnett Consiste à comparer la moyenne de l'échantillon témoin avec la moyenne de l'un quelconque des échantillons traités (Dagnelie, 1999) et donc permet de distinguer seulement les groupes qui sont considérés comme étant identiques ou différents du témoin sans pour autant donné les groupes homogènes, c'est pour cette raison qu'on l'appuyé avec le test de "Newman et Keuls". En plus des corrélations établies entre quelques variables.

CHAPITRE 6 :

Caractérisation des substrats utilisés

6.1. Résultats des Analyses physicochimiques

Les analyses physicochimiques du sol, des boues résiduairees et des substrats utilisés dans notre expérimentation ont été réalisées au niveau du laboratoire de Biologie et d'Environnement, au laboratoire d'Ecotoxicologie et Stress Abiotiques, de Université de Constantine. Les résultats sont regroupés dans les tableaux 9 et 10.

Tableau n°9 : Caractéristiques physicochimiques du sol et des boues résiduairees

Caractéristiques physicochimiques	Sol	boues résiduairees	Normes
pH eau	7.51	7.14	
C.E (μS/cm)	166	1714	
Matière organique (%)	2.763	55.72	40-65 (%) (1)
Carbone (%)	1.38	27.86	
CaCO ₃ total (‰)	28,5	153,26	
CaCO ₃ actif (‰)	-	100	
P ₂ O ₅ assimilable (ppm)	9,30	95.58	
Granulométrie			
- Argile (%)	27.7	11.57	
- Limon (%)	3.2	52.55	
- Sable (%)	69.1	29.88	
Cu (ppm)		149*	
		(28.01 ± 0.025)**	1000 (2)
Pb (ppm)		185*	
		(2.325 ± 0.01)**	800 (2)
Cd (ppm)		3.13*	
		(<0.001**)	20 (2)
Zn (ppm)		850*	
		(100 ± 0.01**)	3000 (2)

(1) : Norme d'après Lacée (1985)

(2) : Norme AFNOR (1985)

* : Valeurs trouvées par Bensouiki et Aib (2002) (valeurs moyennes des différentes années (1998-2001-2002))

** : Valeurs trouvées par Bourekeb (2002)

Pour voir l'incidence de l'apport des boues résiduelles sur les caractéristiques du sol (différents substrats), nous avons mesuré quelques paramètres après cinq mois de l'épandage, les résultats sont représentés en tableau 10.

Tableau n°10 : Résultats d'analyses physico-chimiques des substrats après l'expérience

	Avant l'expérience		Après l'expérience			
	Sol	Boues	S1 : 10%	S2 : 20%	S3 : 40%	S4 : 80%
pH	7.51	7,14	7,41	7,20	6,67	6,11
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	166	1714	549	831	1433	3480
P₂O₅ (ppm)	9,30	95,58	13,74	14,25	15,63	18,84

6.1.1. Granulométrie

L'analyse granulométrique est une définition de la texture du sol à partir de la répartition pondérale des particules classées par dimension. Parmi les constituants du sol il y a lieu de distinguer deux fractions : les éléments grossier (prières, graviers, fragments organiques) et la terre fine. 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 et du tassement (Gagnard *et al.*, 1988)).

Les classes de texture sont représentées dans le tableau 11 et leurs appellations en tableau 12.

Tableau n°11: Répartition des différents types de texture en fonction des classes de textures

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

Source : Hénin, 1969 in ENITA, 2000

Tableau n°12 : Appellation simplifiée des classes de sols proposée par la station des recherches agronomique de Changins

Nature	Appréciation	% Argile
Sol léger	Léger	0-10
	Léger à moyen	10-15
Sol moyen	moyen	15-25
Sol lourd	Moyen à lourd	25-30
	lourd	Supérieur à 30

Source : Gagnard *et al.* (1988)

Selon le triangle de texture (INITA, 2000), notre sol est classé en texture argilo-sableuse et la boue en texture limoneuse fine.

On se référant au tableau cité par Hénin (1969 in INITA, 2000) (tableau 11), ce sol appartient à la classe des textures fines et la boue en classe des textures moyennes.

D'après gagnard *et al.* (1988) (tableau 12), le sol avec 27,7% d'argile est un sol moyen à lourd et la boues avec 11,57 se classe en sol léger à moyen.

Le mélange nous permet de dire que les substrats utilisés sont des sols moyens. Les textures moyennes ne provoquent pas l'asphyxie du système racinaire et permettent un bon développement des racines contrairement aux textures fines (Cotonie, 1976 in Roula, 2005).

Les sols à texture grossière (ou sableux) ne retiennent pas bien l'eau et les éléments nutritifs. Dans ces conditions les apports d'engrais doivent se faire avec précaution pour éviter le lessivage des éléments nutritifs tels que l'azote et le potassium. Les sols argileux, par contre peuvent stocker l'eau et les éléments nutritifs mais peuvent présenter de mauvaises qualités de drainage et d'aération. Pour améliorer leur structure, il est conseillé de réduire la prise en masse de ces sols par le chaulage ou par l'apport de matière organique (O.N. U.A.A., A.I.I.E. et I. M. P., 2003).

Les ETM liés aux fractions <20µm (argiles et limons fins) représentent entre 57 à 66% de la totalité des ETM retenus par la boue. Une fraction très minime des ETM est solubilisée lors du fractionnement, moins de 0.5% (Terce, 2001)

Les métaux s'adsorbent en particulier très facilement sur les argiles, très fines particules d'aluminosilicates. L'adsorption est également favorisée lorsque les concentrations en matière organique sont élevées (Heitzmann, 2004).

La CEC augmente avec la teneur en argile du sol, donc les concentrations maximales des métaux soient plus élevés dans le cas des sols à texture fine (comme l'argile et le limon argileux) que dans des sols à texture grossière comme le sable).

6.1.2. pH

Le pH représente l'acidité du sol. La mesure du pH de la solution du sol rend compte de la concentration en ions H_3O^+ . Ces ions sont en équilibre avec ceux présents à l'état fixé sur les argiles et la matière organique formant le complexe absorbant (colloïdes du sol). Suivant le pH, la nutrition des cultures peut être gênée, la diminution de celui-ci induit une baisse sensible de l'assimilabilité des principaux éléments fertilisants du sol (engrais, métaux, oligoéléments) (ENITA, 2000).

Tableau n°13 : Classe des pH (eau)

pH	< 5,5	5,5 à 6,5	6,5 à 6,8	6,8 à 7,2	7,2 à 7,5	7,5 à 8,7	> 8,7
Classe	Fortement acide	acide	Très légèrement acide	Voisin de la neutralité	Légèrement alcalin	alcalin	Fortement alcalin

Source : Gagnard *et al.* (1988)

D'après Gagnard *et al.* (1988), on peut classer les substrats de notre expérimentation comme suit :

	Avant l'expérience		Après l'expérience			
	Sol	Boues	S1 : 10%	S2 : 20%	S3 : 40%	S4 : 80%
pH	alcalin	Voisin à la Neutralité	Légèrement alcalin	Voisin à la neutralité	Très légèrement acide	acide
	7.51	7.14	7.41	7.20	6.67	6.11

Le pH des boues de la station d'Ibn Zied est voisin de la neutralité. Le sol de *Djebel El Ouahch* est caractérisé par un pH basique.

Le mélange nous permet de dire que les substrats utilisés présentent pH légèrement basique à neutre donc c'est un pH qui permet une bonne assimilation des éléments « 7.51-7.14 ». D'un point de vue pratique, les boues étudiées peuvent être utilisées comme engrais,

tant que le pH n'a pas d'influence sur l'équilibre du sol récepteur, ainsi, les plantes ne sont pas confrontées à des problèmes de nutrition qui ralentirait leur croissance et perturberait leur développement.

Lorsque le pH du milieu augmente, l'adsorption diminue plus ou moins fortement selon l'espèce végétale considérée (Singh et Narwal, 1984 ; Rahmoune, 1992). En général, un sol acide facilite la mobilité du métal ; alors qu'un sol alcalin contribue à l'immobilisation de certains (Adler, 2001; Toribio et Romanya, 2006), surtout au-dessus de pH 6 (Adler, 2001), d'autres réagissent différemment tel que : l'As qui est plus mobile dans des sol calcaires (Adler, 2001).

D'après Pousset (2002), les pH souhaitables sont plus élevés en terre argileuses qu'en terres légères : environ 7 à 7.5 dans le premier cas, 6.5 à 7 dans le second.

Après cinq mois de l'épandage, nous avons mesuré le pH des différents substrats. Les résultats montrent une modification du pH (légèrement alcalin à acide), les substrats S1 et S2 sont caractérisés par des pH basiques, le substrat S3 est très légèrement acide avec une valeur de 6.67 et le substrat S4 est acide avec une valeur de 6.11. On constate donc, une diminution du pH avec l'augmentation de la dose des boues surtout pour les deux derniers substrats, du point de vue pratique, le S3 et le S4 représente des milieux d'une plus grande disponibilité des éléments nutritifs, ce sont des milieux qui présentent des risques de phytotoxicité.

Ces résultats sont en accord avec ceux de Vlamis *et al.* (1985), qui ont travaillé sur la fertilisation de l'orge avec les boues résiduaires urbaines et suburbaine. Le même auteur déduit que le pH diminue après applications annuelles progressives des boues d'Oakland.

6.1.3. Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique relate les teneurs en différents sels solubles contenues dans un milieu donné. Ces sels peuvent contenir des ions de sodium, de calcium, de magnésium, de chlore et autres.

Selon Duchaufour (1965), les sols salins gênent ou interdisent le développement des plantes. La salinité provoque une augmentation de la pression osmotique des solutions du sol, empêchant l'absorption racinaire.

	Avant l'expérience		Après l'expérience			
	Sol	Boues	S1 : 10%	S2 : 20%	S3 : 40%	S4 : 80%
CE ($\mu\text{S/cm}$)	166	1714	549	831	1433	3480

Selon les normes données par Durant (cité par le Mémento de l'agronome, 1974), le sol de Dj. Ouahch est non salin et les boues résiduares sont salines (CE supérieur à 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Le mélange permet de donner des substrats moyennement salins

L'apport de boues à des teneurs élevées a augmenté considérablement la CE des substrats qui se traduit par une augmentation de la salinité, cette augmentation de la salinité du sol est due probablement à une minéralisation de la matière organique.

D'après Gascó *et al.* (2004), la minéralisation des boues résiduares, représente une source de substances telle que l'acide fulvique (minéralisé facilement entre 5 et 10 mois). Les composés organiques incorporés tels que les polysaccharides ont été facilement dégradés dans une période de 10 mois depuis l'application de la boue.

Les boues résiduares apportées, représentent une réserve minérale du sol.

En effet, le substrat S3 avec une CE de 14,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et le S4 avec 3480 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sont des substrats salins, donc, ces deux substrats peuvent présenter des risques quand à la croissance des plantes.

Lorsque la concentration en sels est trop élevée, les racines se développent mal et la croissance de la plante est ralentie. On aboutit même à un dépérissement des plantes

6.1.4. Matière organique

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

Tableau n°14 : Classes d'appréciation de la matière organique du sol p. mille de terre sèche.

Argile p.mille (%)	Très faible	faible	moyen	Bien pourvu	élevé
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

Source Gagnard *et al.*, 1988

Selon Gagnard *et al.* (1988), le taux de matière organique du sol de Djebel El Ouahch avec une valeur de 2,8% est très faible (pour 27.7% d'argile dans notre sol) et celui des boues est élevé (pour 11.57% d'argile).

En effet, nos boues sont riches en matière organique (55,72%) comparées à celles analysées par Sing et Narwel (1984, cités par Roula, 2005), qui ne contiennent que 42 % de matière organique.

Le mélange permet d'augmenter le taux de la matière organique des substrats.

Les matières organiques fraîches apportées au sol subissent une double transformation par la faune et la flore du sol. D'une part, une minéralisation, et d'autre part, une humification, conduisant à l'humus (acides humiques et fulviques...). Cet humus, dit « stable » va se minéraliser à son tour au rythme de 1 à 3 % par an. La formation de l'humus résulte de l'action des êtres vivants qui peuplent le sol (ENITA, 2000). Cet état de fait a été constaté à long terme par Gascó *et al.* (2004) suite à un apport de boues résiduaires.

Selon Hinesly *et al.* (1976), les acides humiques constituent seulement approximativement 7 à 9 pour cent du carbone organique total dans la boue digérée.

La matière organique a donc un double rôle de réserve en éléments minéraux et d'agent de cohésion structurale (ENITA, 2000)

En effet, la matière organique améliore la structure et diminue l'érosion du sol, a un effet régulateur sur sa température, permet au sol de stocker davantage d'eau et représente aussi un milieu de culture pour les organismes vivants, contribuant ainsi à améliorer significativement la fertilité du sol (O.N. U.A.A., A.I.I.E. et I. M. P., 2003)

Une bonne teneur en matières organiques est souvent synonyme de fertilité et une terre à très faible teneur en matières organiques est généralement fragile et peu productive. Une teneur très élevée peut être le signe d'une fertilité remarquable (sol sains à bonne activité microbienne) ou très faible (sols très acide, asphyxiants où les matières organiques s'accumulent sans se décomposer correctement) (Pousset, 2002).

Dans le sol, la matière organique apportée par les boues chélate les métaux toxiques et les rend inutilisable par les plantes (Hinesly *et al.*, 1976).

Il faut se rappeler que la matière organique est capable d'adsorber davantage d'éléments nutritifs qu'une quantité comparable d'argile. Dans beaucoup de cas, les carences en oligo-éléments sont dues à un pH du sol trop faible (sol acide) ou, plus fréquemment, par un pH du sol trop élevé (sol neutre à alcalin). Par conséquent, une modification du pH du sol peut suffire à rendre les oligo-éléments biodisponibles (O.N. U.A.A., A.I.I.E. et I. M. P., 2003).

6.1.5. Calcaire total

Le calcaire se présente sous la forme de particules plus ou moins grosses. Du point de vue purement granulométrique, ces particules sont analogues aux autres grains de sable mais du point de vue chimique, elles sont différentes. En effet, les plus fines et les plus poreuses d'entre elles peuvent libérer du calcium qui tend à neutraliser les acides et donc à rendre la terre plus basique.

La teneur en calcaire du sol est déterminante pour le choix de la forme des engrais à préconiser et notamment celle des fertilisants phosphatés (Gagnard *et al.*, 1988). En effet, en terrain riche en calcaire les phosphates ont tendance à être insolubilisés par le calcium (phosphates calciques ou magnésiens) (Pousset, 2002)

Tableau n°15 : Classe du CaCO₃ total

CaCO ₃ total	sol
0- traces	Sol non calcaire
20- 100 p.mille (‰)	Sol peu calcaire
100-250 p.mille (‰)	Sol calcaire
Supérieur à 250 p.mille (‰)	Sol très calcaire

Source : Gagnard *et al.*, 1988

D'après Gagnard *et al.* (1988), notre sol avec une valeur de 28,5‰ est peu calcaire alors que les boues de la station (153,26‰) sont calcaires.

Le mélange permet de donner des substrats peu calcaire et donc ne présente pas de risque d'insolubilisation des phosphates.

6.1.6. Calcaire actif

La fraction de calcaire d'un sol capable de libérer assez facilement du calcium est appelée calcaire actif, une terre peut être riche en calcaire total et relativement pauvre en calcaire actif. L'excès de calcaire actif nuit à certaines plantes. On considère généralement que des problèmes sérieux peuvent commencer à apparaître à partir de teneurs en calcaire actif voisines à 50 ‰ (Pousset, 2000).

Selon Gagnard *et al.* (1988), le dosage du calcaire actif est réservé uniquement aux échantillons contenant plus de cent pour mille (100 ‰) de calcaire total, donc on a dosé que le calcaire actif des boues résiduelles.

La boue avec une teneur de 100‰ est supérieure au seuil critique cité par Pousset (2002).

Mais le mélange (sol et boues) donne des substrats à teneurs modérées, qui d'après ce dernier auteur, améliorent la solidité du complexe argilo humique et donc la stabilité de la structure.

6.1.7. Phosphore assimilable

Le phosphore représente souvent un facteur limitant, par suite de sa faible concentration dans les sols (Ramade, 1984).

Selon le tableau n°16, notre sol est pauvre en phosphore assimilable contrairement à la boue qui est riche. Le mélange permet de donner des substrats moyennement riche en phosphore assimilable.

Tableau n°16 : Classe d'appréciation du phosphore assimilable du sol en ppm.

Phosphore assimilable	terre
< 15	pauvre
15 à 30	moyenne
> 30	riche

(I.T.A. M., 1975)

Toutefois, la disponibilité du phosphore pour les plantes dépend beaucoup du pH du sol, à un pH de 6, beaucoup de phosphore est disponible pour les plantes. Si le pH est plus bas le phosphore est précipité sous forme phosphate de fer ou aluminium, si le pH est plus élevé, le phosphore est précipité comme phosphate de calcium (I.T.A. M., 1975).

En terrain riche en calcaire, les phosphates ont tendance à être insolubilisés par le calcium (phosphates calciques ou magnésiens). En terrain très acide ils sont bloqués par le Fe et l'Al, surtout si la teneur en argile est élevée (Pousset, 2002).

Donc, avec les pH et les teneurs en calcaires modérés enregistrés pour nos substrats, les problèmes de précipitation et d'insolubilisation du phosphore ne se présentent pas dans notre cas.

6.1.8. Eléments traces métalliques:

Les résultats des travaux antérieurs (Bourekeb, 2002; Bensouiki et Aib, 2002) révèlent la présence du Pb, Cu, Zn, et Cd dans tout les échantillons de boues prélevées, de la station d' Ibn Ziad, pendant les années 1998, 2001 et 2002 ; et on pus établir la hiérarchie suivante $Zn > Cu ; Pb > Cd$.

Le Cd présente les teneurs les plus faibles par rapport aux autres métaux étudiés. C'est un élément très toxique par effet cumulatif qui agit même à faible concentration.

Selon la norme AFNOR (1985), les boues de la station d'Ibn Ziad sont loin d'être contaminées par le cadmium et c'est aussi le cas pour les autres métaux (Cu, Zn et Pb) ce qui les rendent utilisables dans le domaine agricole et forestier.

Selon Thévenot *et al.* (2002), la mobilité des métaux peut être ordonnée de la façon suivante : $Cu \ll Cd < Pb < Zn$.

Comme nous venons de voir, certains éléments traces métalliques comme le Cu et le Zn sont utiles aux plantes et aux animaux, d'autres comme le Cd et le Pb ne sont pas indispensables et sont toxiques. Mais qu'il s'agisse d'éléments indispensables ou non indispensables, des quantités trop importantes de certains de ces éléments peuvent entraîner une toxicité, ce qui conduit à établir des normes de teneurs maxima admissibles.

L'exportation des ETM des boues par les récoltes est très faible, elle n'excède jamais 1% de l'apport cumulé par les boues sur une période considérée (Singh et Narwal, 1984 ; Juste *et al.*, 1995 cités par Terce, 2001)

D'après Terce (2001), l'apport de boues fait baisser parfois les teneurs des plantes en ETM. Les différences qu'il a observé d'une part entre les divers essais, d'autre part entre les parcelles avec boues et sans boues, s'expliquent par des différences de pH du sol, des phénomènes de synergie ou d'antagonisme (entre ETM et avec le phosphore) et les apports organiques eux-mêmes.

Selon Singh et Narwal (1984), 90 à 99% des métaux totaux du sol traité avec des boues sont fixés sous forme organique et sulfure.

Les déchets urbains, dont la teneur en métaux ne dépasse pas les limites préconisées pour une valorisation agricole, sont une source de matière organique pour les sols. Cependant, les apports annuels des fortes doses de ces déchets au sol peuvent engendrer, à long terme, une phytotoxicité et une éventuelle pollution des sols par les métaux lourds (Juste, 1990 ; Terce, 2001 ; afsse, 2004).

En conclusion, les résultats de l'analyse de la boue issue de la station d'épuration des effluents urbains de la ville de Constantine ont montré que cette dernière est riche en phosphore assimilable avec une teneur de 95,58 ppm (ITAM, 1975). Aussi, avec une valeur de 55,72%, elle est très riche en matière organique, d'après la norme AFNOR cité par Lacée (1985), une valeur de 40 à 65% semble très bonne pour une valorisation de cette boue en milieu forestier et agricole.

Cette matière organique, constitue une ressource pour la nutrition des plantes (C, N, P et sels minéraux) et pour l'amélioration et la stabilisation de la structure du sol (Dridi et Toumi, Bruhier *et al.*, 2002 ; O.N.U.A.A., A.I.I.E. et I. M. P., 2003)

Pour le calcaire total, notre boue avec une valeur de 153,26 ‰ est calcaire selon la classification de Gagnard (1988) et présente une valeur en calcaire actif de 100‰ supérieur au seuil critique cité par Pousset (2002).

En ce qui concerne les métaux lourds, à savoir le Zn, Cu, Pb, et Cd, la boue contient des teneurs largement inférieures à celles indiquées par la norme AFNOR et qui les rendent utilisables dans le domaine agricole et forestier.

La boue présente un pH voisin de la neutralité (7,14), son apport au sol ne présente aucun risque quand à l'absorption des éléments disponible aux végétaux. Aussi, le pH est un facteur très important dans le contrôle de la mobilité des ETM.

Selon les normes données par Durant (cité par le Mémento de l'agronome, 1974) (CE supérieur à 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), notre boue (avec une valeur de conductivité électrique de 1714 $\mu\text{S}/\text{cm}$) est salée.

Les boues étudiées peuvent être utilisées comme engrais, tant que le pH n'a pas d'influence sur l'équilibre du sol récepteur, ainsi, les plantes ne sont pas confrontées à des problèmes de nutrition qui ralentirait leur croissance et perturberait leur développement.

Les boues résiduaires issues de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Constantine sont des boues biologiques secondaires issues du décanteur secondaire, elles ont subi les traitements d'épaississement et de séchage sur lits, qui ont donné une boue qui présente des qualités qui permettent sa valorisation en milieu forestier.

Le mélange de cette boue avec le sol (10%, 20%, 40% et 80% de boues), permet de donner des substrats (S1, S2, S3 et S4) qui présentent les caractéristiques suivantes :

- Textures moyennes qui permettent un bon développement des racines,
- Des pH légèrement basiques à neutres qui permettent une bonne biodisponibilité des éléments minéraux.

- Des substrats moyennement salés
- Des teneurs moyennes en matière organique MO et en phosphore.
- Des valeurs modérées en calcaire actif bénéfique pour la solidité du complexe argilo humique et donc la stabilité de la structure.

Les substrats obtenus après cinq mois d'épandage sont caractérisés par des pH basique à neutre sauf le S3 qui est très légèrement acide "6.67" et le S4 qui est acide "6.11". Du point de vue pratique, le S3 et le S4 représentent des milieux d'une plus grande disponibilité des éléments nutritifs que les autres substrats utilisés, c'est donc des milieux qui présentent des risques de phytotoxicité.

Aussi, le substrat S3 avec une CE de 1433 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et le S4 avec 3480 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sont des substrats salins, donc, ils présentent des risques de stress salin.

CHAPITRE 7 :

Effets des boues sur le matériel végétal

Les paramètres morphologiques et physiologiques dans notre expérimentation ont été mesurés au laboratoire de Développement et Valorisation des Ressources Phytogénétiques, au laboratoire d'Ecotoxicologie et Stress Abiotiques, de Université de Constantine.

Touts les résultats et les statistiques faites sont portées en annexes.

7.1. Effet des boues sur les paramètres morphologiques

7.1.1. Chlorose des feuilles

Des observations sur l'état des plantes, leurs apparences, leurs variations morphologiques ont été notées régulièrement au cours de l'essai.

En substrat témoin (sol brut), les plants présentent de petites taches de chlorose sur leurs limbes (surtout pour *Acacia cyanophylla*), dues probablement en un déficit en éléments minéraux.

En effet, Les chloroses et les nécroses foliaires sont les manifestations d'une déficience en oligoéléments dont le Mg et le Fe (Greger et Lindberg, 1987 ; Ouzounidou *et al.*, 1992) et macroéléments dont le Mg, K... (Taiz et Zeiger, 1998 cités par Bélanger, 2005 ; Skiredj, 2005).

Tandis que le substrat S3 (40% boues), représente le milieu le plus défavorable à la croissance des plants de *Schinus môle*, en effet, la phytotoxicité est apparue dès la deuxième semaine du traitement, des micro taches apparaissent, tout d'abord, au niveau du sommet des feuilles et sur les deux bords du haut du limbe, puis s'élargissent, s'unissent, envahissent la partie supérieure du limbe et progressent vers la base des feuilles (Photo 13).

Des effets similaires ont été observés par Hinesly *et al.* (1976), sur le soja soumis à une fertilisation par une boue digérée. Le même auteur a constaté que l'application de la boue a augmenté considérablement le niveau de Zn et Cd des sols et qui ont été reflétés par l'augmentation de la concentration de ces éléments dans les tissus des plantes, ce qui a conduit à la fin à une phytotoxicité.

Les symptômes visibles fournissent des bioindications sur la sensibilité comparative de différentes espèces.



Photo 12: Phytotoxicité du substrat S3 (contenant 40% de boues) pour *Schinus molle*

Les symptômes de toxicité induits par les métaux lourds se résument par le développement de chloroses et de nécroses foliaires (Agarwala *et al.*, 1977 ; Brune *et al.*, 1995). Il existe aussi d'autres symptômes de toxicité qu'on n'a pas observé durant notre expérimentation; il s'agit du brunissement du système racinaire et développement de courtes racines latérales (Greger et Lindberg, 1987).

Ces symptômes peuvent être attribués à des perturbations d'ordre nutritionnel.

Selon Miquel (2001), l'élément métallique une fois introduit dans la cellule végétale, va développer une toxicité liée à sa faible solubilité, à son pouvoir oxydant et/ou à sa faculté à remplacer des métaux biologiques.

Sylvesten (1987) a expliqué ce jaunissement des feuilles par une dégradation de la chlorophylle et la destruction des thylakoïdes.



Photo 13: Reprise de *Schinus molle*

7.1.2. Effet des boues sur la longueur de la partie aérienne

- *Schinus môle*

La figure "16a" de l'accroissement cumulé en hauteur durant cinq mois de traitement montre que les courbes de croissances présentent une allure sensiblement identique avec des différences entre les substrats. En effet, pour tous les substrats, cette croissance augmente rapidement à partir de la huitième semaine alors qu'elle est très lente dans les deux premiers mois. Le meilleur substrat est représenté par S2 suivi du S1 comparativement au témoin et vient en dernier lieu le S4 et enfin le S3 où nous avons une inhibition de la croissance de la tige.

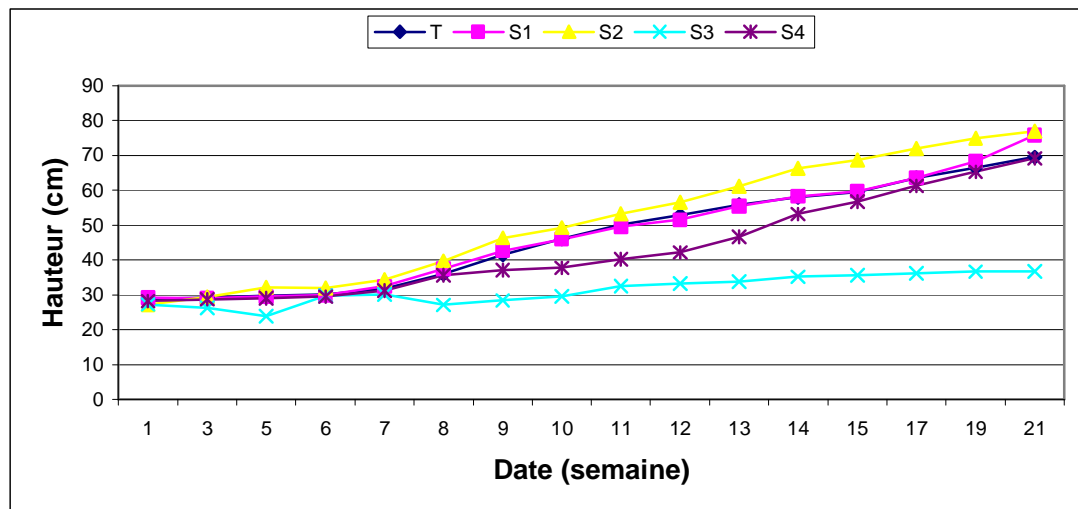


Figure n°16 a : Evolution de la longueur moyenne de la tige chez *Schinus môle* en fonction du temps

L'effet des différents substrats sur la croissance en hauteur de la tige chez *Schinus môle* est illustré dans la photo 14 et la figure 16b, les hauteurs moyennes sont maximales pour le substrat S2 et S1 avec des valeurs respectivement de l'ordre de 76,98 cm et 75,80 cm représentant des gains de croissances de 10,73% et 9,06% comparativement au témoin (tableau 17). Par contre la valeur la plus faible est relevée pour le substrat S3 avec une valeur de 33,55 cm, qui présente une réduction très sévère de l'ordre de 51,73% par rapport au témoin (nous avons une inhibition de la croissance de la tige dans ce substrat étant donné que la valeur de départ était de 27,30cm).

Les résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification (annexe2) montrent qu'il existe une différence très hautement significative pour ce paramètre ($P < 0.001$).

Ces résultats sont vérifiés par le biais du test de Newman et Keuls au seuil de 5%, qui effectivement nous isole 3 groupes distincts, où on note l'affectation du substrat S2 en groupe (A) et le substrat S3 au dernier groupe (C). Le test de Dunnett, confirme nos résultats.

Les taux de variation de la hauteur de la tige par rapport aux témoins respectifs sont consignés dans le tableau 17.

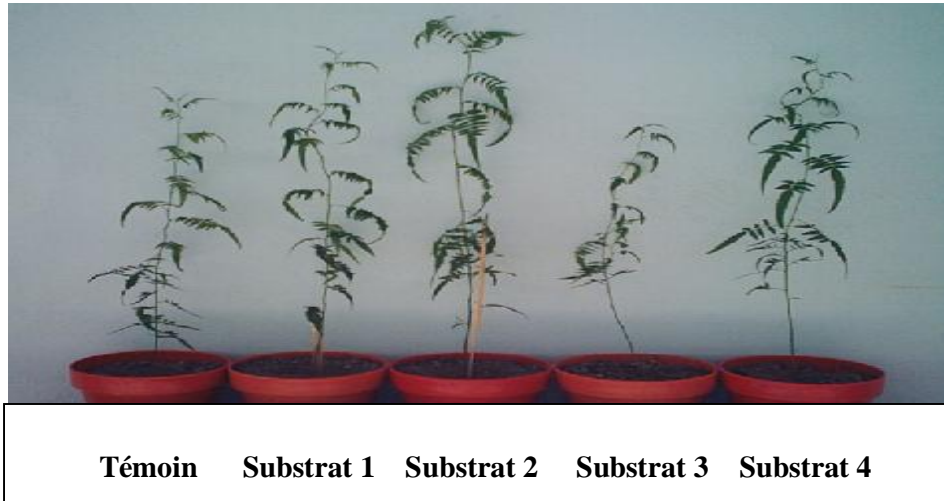


Photo 14: Plants de *Schinus molle* après traitement

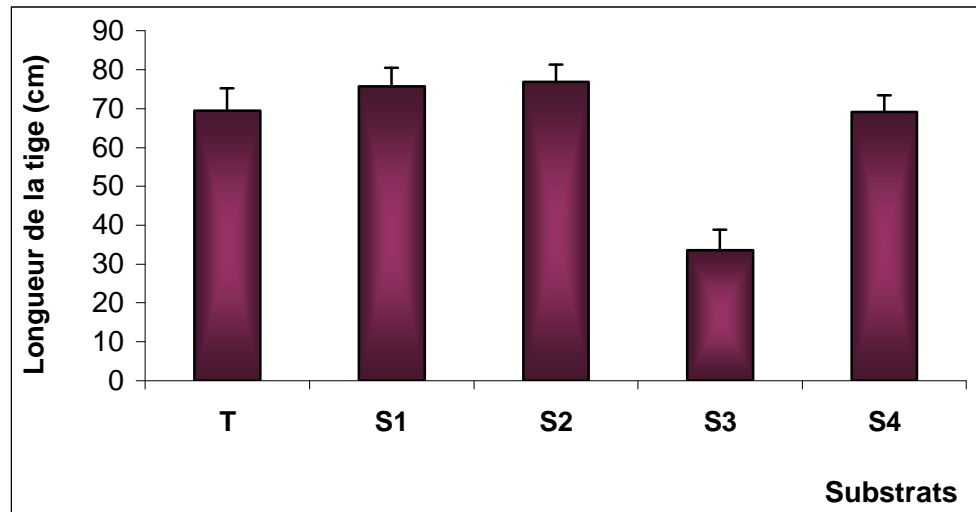


Figure n°16b: Variation de la longueur de la tige chez *Schinus molle* en fonction des substrats

- *Acacia cyanophylla*

L'allure des courbes de l'accroissement cumulé en hauteur représentée dans la figure 17a, est identique avec toutefois, une différence entre les substrats par rapport au témoin et aux autres substrats. En effet, le substrat S2 représente le meilleur accroissement.

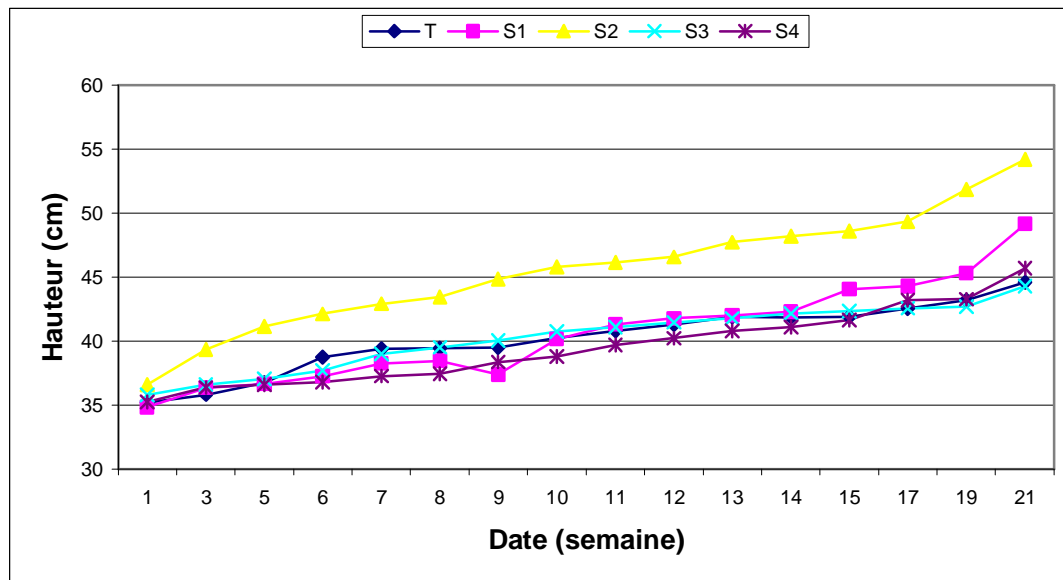


Figure n°17 a : Evolution de la longueur moyenne de la tige chez *Acacia cyanophylla* en fonction du temps

Les résultats de la longueur moyenne de la tige chez *Acacia cyanophylla*, sont illustrés par la photo "15" et la figure "17b". On remarque que le substrat S2 avec une moyenne de 54,20 cm, entraîne un gain d'accroissement de 21,51% suivi du S1 avec une moyenne de 49,17 cm et avec un gain de 10,24 % par rapport au témoin. Lorsque qu'on augmente la teneur de boue (40%) en S3, nous constatons que la croissance est légèrement affectée, nous avons une valeur de 44,30 cm avec une réduction de 0,67 % par rapport au témoin.

L'analyse de la variance montre qu'il existe une différence hautement significative entre les substrats ($P=0,008$) (annexe2).

Le test de Newman et Keuls au seuil de 5%, va dans le même sens des résultats qu'on vient de présenter, où on relève le dégagement de trois groupes, où effectivement les valeurs de hauteur les plus élevées sont enregistrées en substrats S2 et S1, ces derniers sont affectés respectivement au groupe (A) et (AB). Par opposition, les substrats S4, T et S3 qui sont affectés au dernier groupe (B).

Tableau n° 17 : Taux de variation de la hauteur de la tige (exprimé en % du témoin)

substrats	<i>Schinus môle</i>	<i>Acacia cyanophylla</i>	<i>Eucalyptus gomphocephala</i>
S1	9,06 %	10,24 %	3,50 %
S2	10,73 %	21,51 %	6,74 %
S3	-51,73 %	-0,67 %	9,97 %
S4	-0,46 %	2,50 %	12,19 %

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

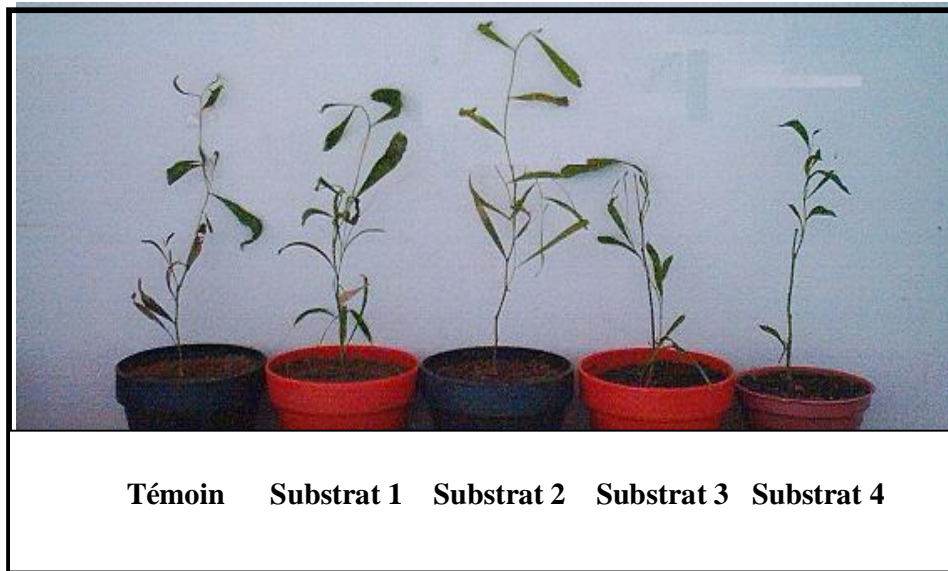


Photo n° 15: Plants d'*Acacia cyanophylla* après traitement

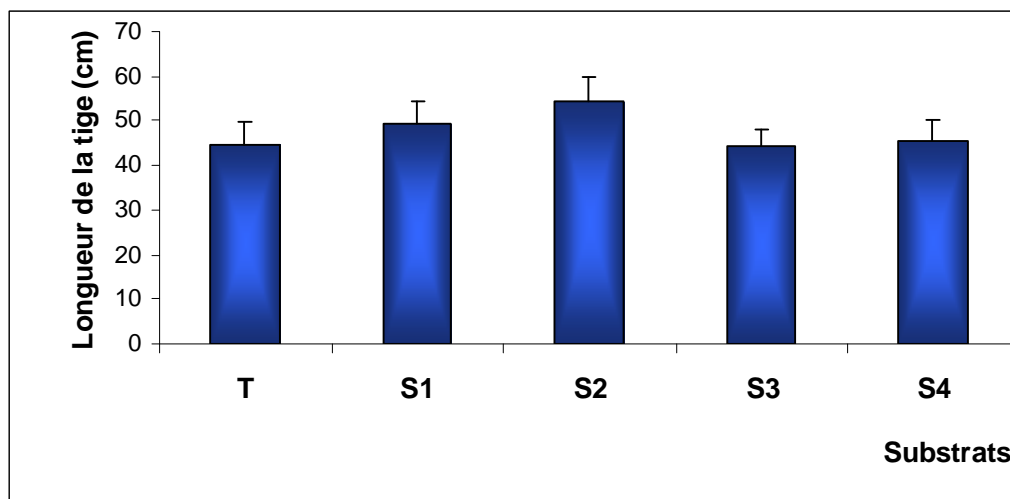


Figure n°17b: Variation de la longueur de la tige chez *Acacia cyanophylla* en fonction des substrats

- *Eucalyptus gomphocephala*

La figure "18a" de l'accroissement cumulé en hauteur chez *Eucalyptus gomphocephala* durant les trois mois de traitement, montre que les courbes de croissance présentent une allure identique pour tous les substrats.

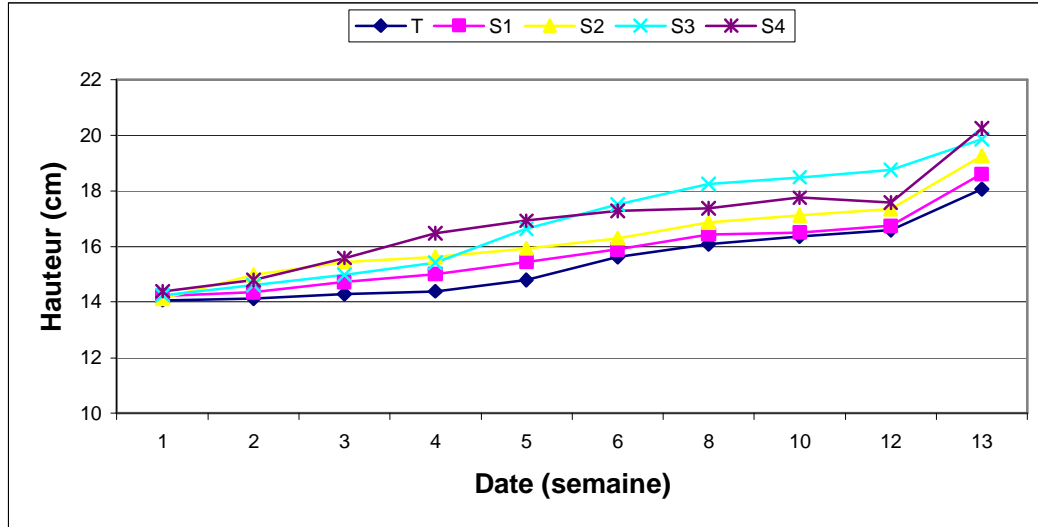


Figure n°18a : Evolution de la longueur moyenne de la tige chez *Eucalyptus gomphocephala* en fonction du temps

Les résultats concernant la longueur de la tige chez *Eucalyptus gomphocephala* sont illustrés par la figure "18b" et la photo "16". La valeur la plus élevée est enregistrée en substrat S4 avec 20,25 cm et un taux d'augmentation d'environ 12% comparativement au témoin, la valeur la plus faible est enregistrée en substrat témoin avec 18,05 cm.

Le test de l'analyse de la variance est non significatif pour ce paramètre ($P= 0,372$) (annexe2).

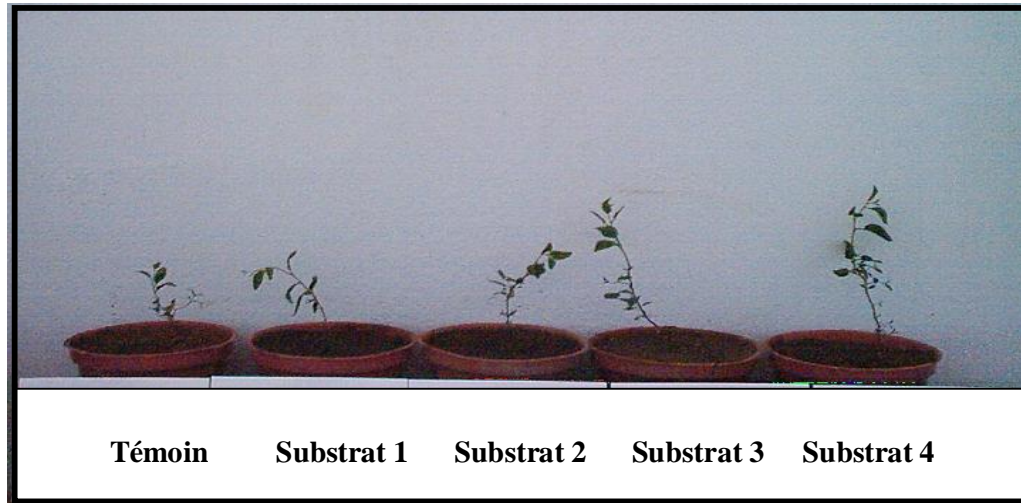


Photo n° 16: Plants d'*Eucalyptus gomphocephala* après traitement

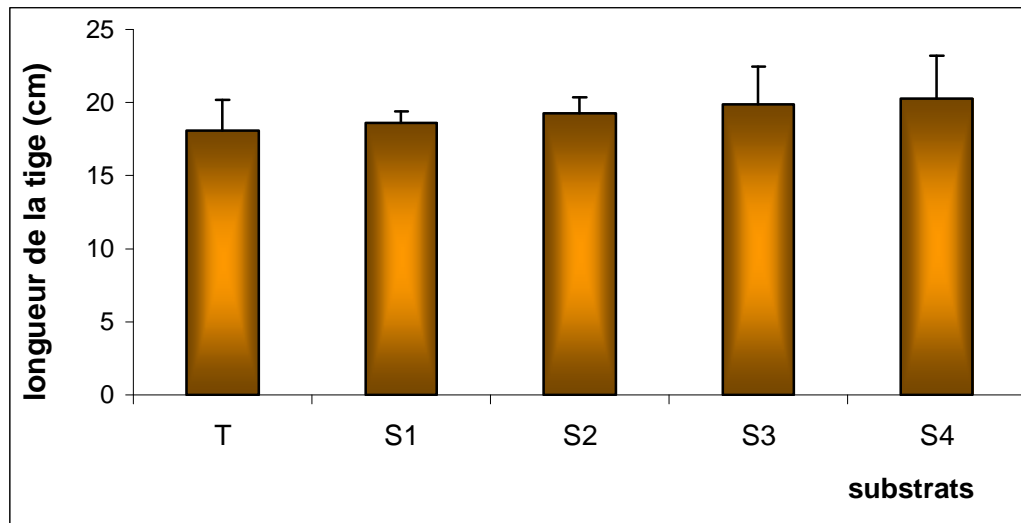


Figure n°18b : Variation de la longueur de la tige chez *Eucalyptus gomphocephala* en fonction des substrats

Concernant la croissance en hauteur, les résultats montrent que la réponse des trois espèces à la fertilisation avec les boues résiduaires varie en fonction de la teneur de celles-ci et de l'espèce elle-même.

Le substrat S2 (20% de boue), représente le substrat propice à la croissance en hauteur des plantes de *Schinus môle* et d'*Acacia cyanophylla*, où nous avons enregistré des gains de croissance de 11% et 21,5% respectivement cinq mois après l'épandage.

Les mêmes résultats ont été obtenus par Gagnon (1972), qui en appliquant une dose de 560 Kg/ha d'une boue digérée, montre qu'une plantation d'Épinette blanche (*Picea glauca*) présentait, six ans après l'épandage un gain de croissance en hauteur de près de 40 %.

Aussi, Ouanouki et Igoud (1993), qui ont travaillé sur deux espèces forestières (Pin maritime et Acacia) ont démontré que l'apport de boues anaérobies a favorisé leur croissance en hauteur donc une augmentation en rendement de produits ligneux ; ces mêmes auteurs ont également trouvé que le taux de survie s'est trouvé amélioré grâce notamment à une meilleure nutrition en éléments minéraux.

Benbrahim *et al.* (2003) ont mis en évidence l'effet des boues liquides sur l'augmentation de la croissance des arbres avec un effet à la fois sur la circonférence et la hauteur totale.

On augmentant les teneurs de boues comme en substrat S3 (avec 40% de boue), la croissance de la tige est affectée sévèrement chez *Schinus môle* et légèrement chez *Acacia cyanophylla*, nous avons une réduction de 51,73% et 0,67 % respectivement par apport aux témoins. Cela est due probablement à un stress ou une toxicité du milieu.

De telles réponses ont été constatées en cas de stress salin par (Çiçak, 2002), une carence en éléments nutritifs (Heller, 1993 ; Skiredj, 2005) ou une toxicité due à une forte dose d'ETM tel le Mn (Rout *et al.*, 2001).

Tandis qu'en substrat S4, nous avons une diminution de la toxicité des plantes malgré le taux élevé de boue.

On se référant à de nombreuses études (Hinesly *et al.*, 1976 ; Mahler *et al.*, 1982 ; Singh et Narwal, 1984 ; Terce, 2001), on peut dire que cette diminution de toxicité serait du probablement à la complexation et à la chélation des métaux toxiques par le taux élevé de la matière organique insoluble contenue dans le substrat S4 qui les a rendu moins disponible par les plantes.

Durant *et al.*, (1995), ont attribué cette diminution de la croissance de la partie aérienne à une inhibition de l'extension cellulaire qui présente l'une des premières réponse à un stress hydrique. Ou à la suppression de l'initiation et l'expansion des feuilles et par l'abscission des feuilles (Kozlowski, 1997).

Les différences non significatifs de la longueur de la tige chez *E. gomphocephala* nous amène à dire que les boues résiduaires n'ont pas d'effet sur leur croissance, ceci est due peut être à la durée de l'expérience ou encore à une stratégie adaptative à un stress.

Donc on peut dire que le substrat S2 est un substrat propice à la croissance en longueur de la tige de *S. môle* et *A. cyanophylla*, contrairement aux substrats témoin, S3 et S4 qui sont des milieux défavorables à leur croissance.

7.1.3. Effet des boues sur la longueur de la partie souterraine

- *Schinus môle*

L'effet de la fertilisation avec les boues résiduaires sur la longueur racinaire chez *Schinus môle* est illustré dans la figure 19, le meilleur substrat est le S2 avec une valeur moyenne de 22,52 cm présentant un gain d'accroissement de 18,96% comparativement au témoin .

Dans le S4 (18,88 cm) nous avons enregistré un taux de réduction de 0,26% par rapport au témoin (tableau 18).

Toutefois, les résultats de l'analyse de la variance montre qu'il n'existe pas de différence significative pour ce paramètre entre les substrats (P= 0,293) (annexe3).

Tableau n° 18 : Taux de variation de la longueur de la racine (exprimé en% du témoin)

substrats	<i>Schinus môle</i>	<i>Acacia cyanophylla</i>	<i>Eucalyptus gomphocephala</i>
S1	4,75	-20,00	14,59
S2	18,96	-10,63	4,60
S3	10,04	-15,14	-3,74
S4	-0,26	-2,90	-3,55

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

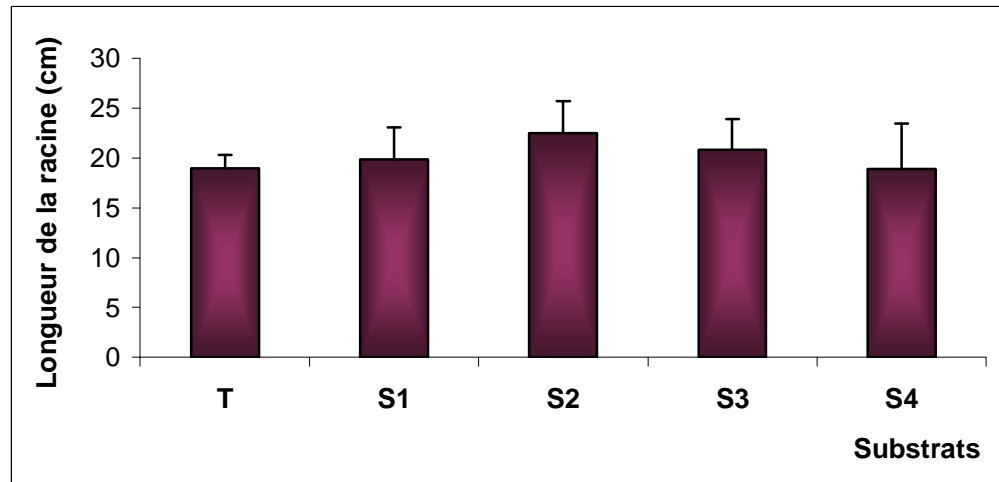


Figure n°19: Variation de la longueur de la racine chez *Schinus molle* en fonction des substrats

- *Acacia cyanophylla*

L'effet des différents substrats sur la croissance en longueur de la racine d'*Acacia cyanophylla* est illustré dans la figure 20, la longueur moyenne est maximale pour le substrat témoin avec une valeur de 32.65 cm, suivi du S4 avec une valeur de 31,68 cm. Dans les autres substrats, nous avons une réduction de la longueur de la racine comparativement aux témoins chez cette espèce, nous avons une valeur allant de 26,10 cm à 29,72 cm .

Toutefois, les résultats de l'analyse de la variance (annexe 3) montre que le test est non significatif pour ce paramètre avec une probabilité $P = 0,205$.

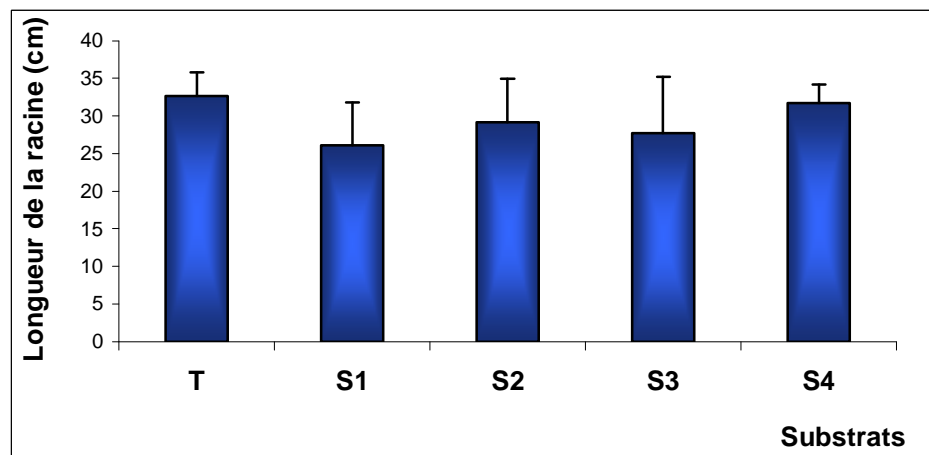


Figure n°20: Variation de la longueur de la racine chez *Acacia cyanophylla* en fonction des substrats

- *Eucalyptus gomphocephala*

Les valeurs moyennes de la longueur racinaire des plants d'*Eucalyptus gomphocephala* sont de 24.5 cm et 22,37 cm en S1 et S2 respectivement, avec un gain de croissance de 14,59 et 4,60%. Contrairement aux deux autres substrats (S3 et S4) où nous avons une légère réduction d'environ 3,5% par apport au témoin (figure 21).

Toutefois, les résultats de l'analyse de la variance (annexe 3) montrent qu'il n'existe pas de différence significative entre les différents substrats ($P = 0,497$).

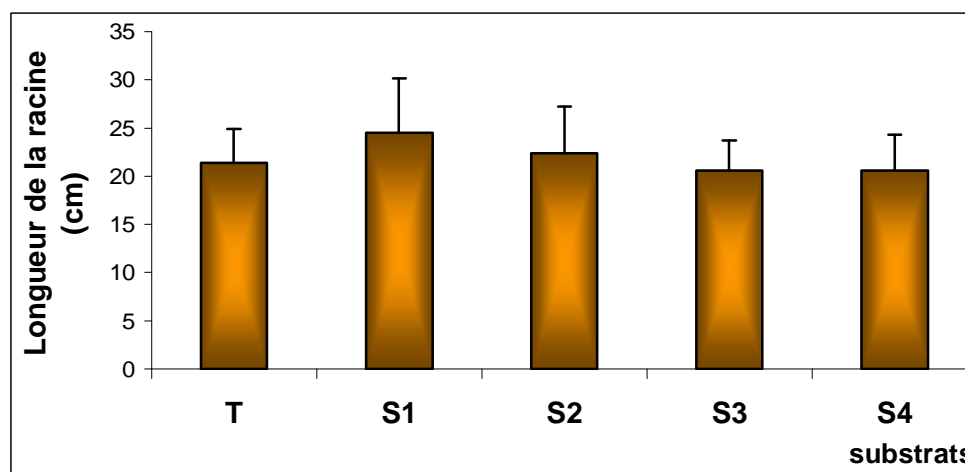


Figure n°21: Variation de la longueur de la racine chez *Eucalyptus gomphocephala* en fonction des substrats

La longueur de la racine est fréquemment utilisée par plusieurs auteurs comme indice de stress et de toxicité (Kelly *et al.*, (1979 ; Baker *et al.*, 1985 cités par Rahmoune, 1992 ; Kleiner *et al.* ;1992 ; Khurth *et al.*,1986 cités par Epron *et al.*, 1999).

Les résultats de la longueur de la racine montrent que la réponse des trois espèces à la fertilisation avec les boues résiduaires n'est pas variable en fonction de la teneur de boues résiduaires utilisées.

On observe une diminution non significative de la longueur des racines sous l'effet de fortes doses de boues résiduaires chez *Schimus mölle* et *Eucalyptus gomphocephala*.

De telles réponses ont été trouvés par Kelly *et al.*, (1979) qui ont constaté que l'allongement racinaire est affecté négativement suivant le niveau croissant du cadmium du

sol. Selon Epron *et al.* (1999) qui ont travaillé sur le chêne ont trouvé que les traitements salins modérés et élevés altèrent fortement l'élongation des racines

Selon Khurth *et al.* (1986 cités par Epron *et al.*, 1999), la réduction de l'élongation de la racine par la salinité peut être due à l'inhibition de l'extension des cellules suite à la diminution de la turgescence.

Chez *Acacia cyanophylla* on a plutôt constaté, une augmentation de la longueur racinaire, suite à un apport élevé en boue (substrat contenant 80% de boue) mais cette augmentation est non significative.

Des résultats analogues ont été trouvés par Kleiner *et al.* (1992) chez plusieurs espèces de chêne suite à un stress hydrique

Tous les résultats de la longueur de la racine trouvés, restent du point de vue statistique non significatifs. On peut dire que l'apport des boues n'a pas d'effet sur la croissance en longueur de la racine des trois espèces étudiées.

La non signification du test de l'analyse de la variance pour la longueur de la racine reflétant son indifférence vis-à-vis des apports en boues, nous amène à formuler trois hypothèses: l'absence de réponse des 3 espèces vis-à-vis des substrats choisis est due à l'espace limité des pots qui ont conditionnés la croissance racinaire, soit à la tolérance du système racinaire aux différents substrats testés ou faute peut être de la courte durée de l'expérimentation..

7.1.4. Effet des boues sur le rapport partie aérienne / partie racinaire

Comme le montre la figure 22, le rapport PA/PR est très variable entre espèces et traitements, ceci est confirmé par l'analyse de la variance à deux critères de classification ($P < 0.001$) qui montre qu'il existe une différence très hautement significative entre espèces et entre traitements (annexe 4).

- ***Schinus môle***

La figure 22 montre que le rapport PA/PR chez le *Schinus môle* est resté pratiquement le même, hormis le substrat S3 (teneur de 40% de boues) où ce rapport a enregistré une moyenne de 1,65 avec une réduction d'environ 55,25% comparativement au témoin (voir tableau 22).

Le test de l'analyse de la variance à un critère de classification (annexe 4), montre qu'il existe une différence très hautement significative entre les substrats ($p < 0,001$).

Ces résultats sont vérifiés par le biais du test de Newman et Keuls au seuil de 5% qui effectivement nous isole deux groupes, où on note l'affectation des substrats témoin, S1, S2 et S4 en groupe (A) et le substrat S3 au groupe (B) enregistrant le plus faible rapport.

Tableau n°19 : Taux de variation du rapport PA/PR (exprimé en% du témoin)

substrats	<i>Schinus môle</i>	<i>Acacia cyanophylla</i>	<i>Eucalyptus gomphocephala</i>
S1	6,49	31,12	-8,14
S2	-6,01	54,26	3,48
S3	-55,25	36,54	12,73
S4	4,20	1,89	15,14

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

- ***Acacia cyanophylla***

Selon la figure 22, les rapports PA/PR obtenus chez *Acacia cyanophylla* sont toujours supérieurs à ceux des plants témoins. La valeur la plus élevée est enregistrée en S2 avec 1,9 contre une valeur de 1,23 en substrat témoin.

Le test de l'analyse de la variance (annexe4) montre qu'il n'y a pas de relation entre le substrat et le rapport PA/PR ($P = 0,16$).

- ***Eucalyptus gomphocephala***

Pour cette espèce, comme le montre la figure 22, ce rapport est amélioré avec l'augmentation de la dose de boue. Les valeurs moyennes obtenues sont respectivement de 0,99, 0,97, 0,89, et 0,79 en S4, S3, S2 et S1. Pour le témoin elle est de 0,86.

Toutefois, l'analyse de la variance (annexe 4) montre qu'il n'existe pas une différence significative entre les moyennes de la longueur de la racine pour les différents substrats ($P=0,189$).

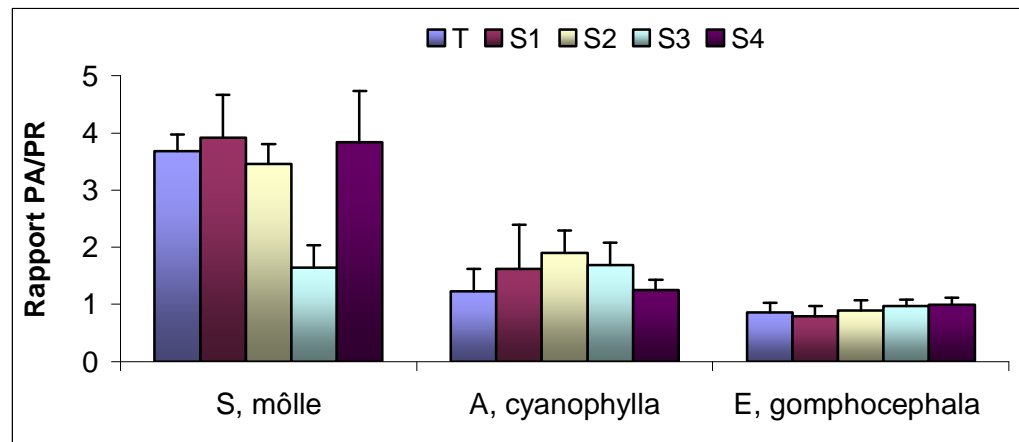


Figure n°22: Variation du rapport en longueur (PA/PR) en fonction des substrats

Chez de nombreux auteurs, le rapport PA/PS a été testé comme marqueur de la toxicité et de stress indiquant de la sorte, la sensibilité de la partie aérienne par rapport à la partie racinaire. (Kozlowski, 1997 ; Thripathi et Tripathi, 1999, Ben Khaled *et al.*, 2003 ; Tazi *et al.*, 2003, Sinaki *et al.*,2004). Ces mêmes auteurs ont démontré que la croissance de la racine est moins sensible aux différents types de stress que la croissance de la tige.

Les résultats du rapport en longueur PA/PR montrent que la réponse des trois espèces à la fertilisation avec des boues n'est pas la même. Elle dépend de l'espèce elle-même et du substrat utilisé.

En effet, la réduction du rapport PA/PR en substrat S3 chez *Schinus môle* indique une inhibition de la croissance en longueur des tiges et la conservation de celles des racines, reflétant une grande sensibilité de la partie aérienne. Les plantes cultivées dans ce substrat, présentent un signe de stress et de toxicité, donc le substrat S3 représente un milieu défavorable à la croissance de cette espèce.

Xiong et Zhu (2002), ont trouvé une diminution de ce rapport suite à un stress hydrique et osmotique indiquant un développement racinaire important et une croissance en longueur des racines supérieures à la croissance en longueur des parties aériennes.

De même, Thripathi et Tripathi (1999), ont trouvé le même résultat suite à un stress métallique.

Selon Parent (1999, cité par Villeneuve, 1999), l'excès en azote favorise l'élongation des tiges au détriment de la maturation et le développement racinaire pouvant mener à un approvisionnement inadéquat en eau et en éléments minéraux.

Ce rapport est resté pratiquement identique à celui des plants témoins pour *Acacia cyanophylla* et *Eucalyptus gomphocephala*), ce qui traduit un allongement similaire de la tige et de la racine pour tout les substrats. Donc, ces deux espèces sont les plus tolérantes aux teneurs élevées de boues résiduaire par apport à *Schinus môle*.

7.1.5. Effet des boues sur la surface foliaire :

- *Schinus môle*

Les valeurs moyennes de la surface foliaire de *Schinus môle* sont de l'ordre de 2558 mm² et 2540 mm² en S2 et S1 respectivement avec des taux d'augmentation de l'ordre de 26.6% et 25,74%. Lorsqu'on augmente la teneur de boues (S3 et S4) les valeurs moyennes sont de 1082 et 1869 mm², ceci se traduit par une réduction de 46,42% et 7,49 % respectivement par apport au témoin (Tableau 20). Pour le témoin la valeur est de 2020 mm² (figure 23).

Le test de l'analyse de la variance a un facteur (annexe 5) montre qu'il existe une différence très hautement significative des moyennes de la surface foliaire entre les substrats ($p < 0,001$). Ces résultats trouvent leur confirmation dans le test de Newman et Keuls au seuil de 5%, qui fait ressortir trois groupes homogènes, ou effectivement les valeurs de la surface foliaire les plus élevées, sont enregistrées en "S1 et S2" qui ont été affectées au groupe (A). Par opposition, le "S3" qui est affecté au dernier groupe (C) représentant la valeur la plus faible.

Tableau n°20 : Taux de variation de la surface foliaire (exprimé en% du témoin)

substrats	<i>Schinus môle</i>	<i>Acacia cyanophylla</i>	<i>Eucalyptus gomphocephala</i>
S1	25,74	61,27	-0,07
S2	26,60	78,39	8,62
S3	-46,42	6,98	11,71
S4	-7,49	6,14	16,26

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

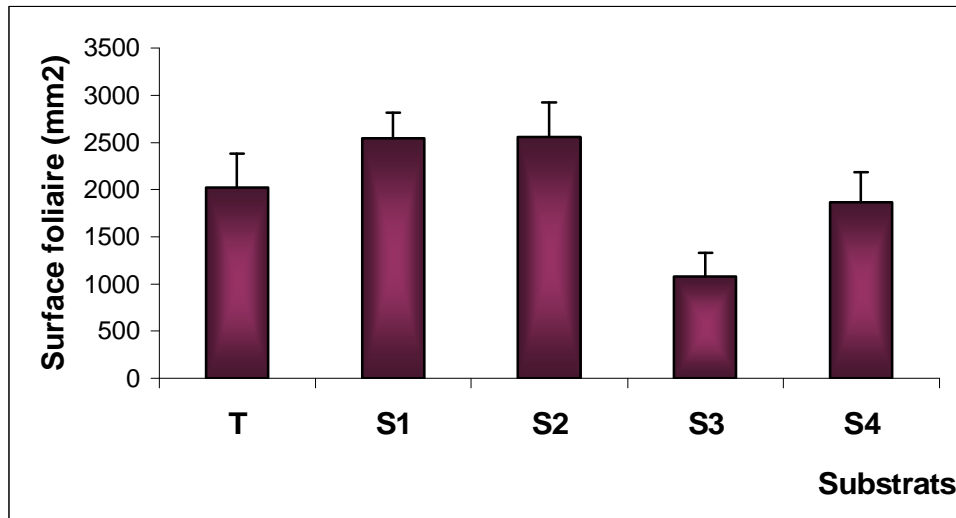


Figure n°23: Variation de la surface foliaire chez *Schinus molle* en fonction des substrats

- ***Acacia cyanophylla***

La fertilisation avec les boues résiduaires a induit une augmentation de la surface foliaire chez *Acacia cyanophylla*, mais cette augmentation varie selon le substrat, la valeur la plus élevée est enregistrée en S2 avec 3237 mm² suivie par le substrat S1 avec 2926 mm² avec des taux d'augmentation de l'ordre de 78,39% et 61,27% respectivement par rapport au témoin, la valeur la plus faible est enregistrée en substrat témoin (1814 mm²).

Le test L'analyse de la variance (annexe 5) révèle des différences très hautement significatives entre les traitements (P <0,001).

Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir deux groupes homogènes. Les plantes cultivés en substrat S1 et S2 possèdent la surface foliaire la plus élevée, sont affectées au groupe (A). Par opposition aux plantes cultivées en substrats témoin, S3 et S4, qui sont affectées au groupe (B).

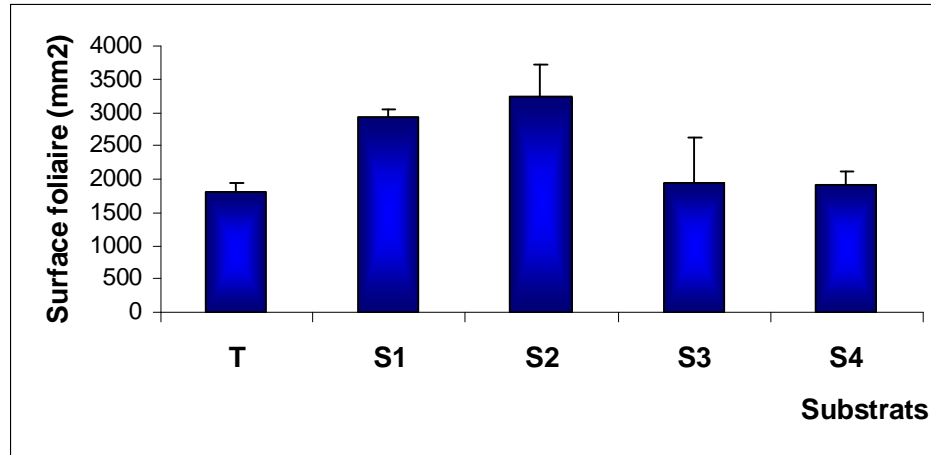


Figure n°24: Variation de la surface foliaire chez *Acacia cyanophylla* en fonction des substrats

- ***Eucalyptus gomphocephala***

D'après la figure 25, nous remarquons une légère augmentation de la surface foliaire avec l'augmentation du taux de boues apportées chez l'*Eucalyptus gomphocephala*, en effet, les valeurs moyennes sont de 796,2 mm², 765,0 mm², 743,8 mm² et 684,3 mm² respectivement en S4, S3, S2 et S1. Pour le témoin la valeur moyenne est de 684,8 mm².

En effet, l'emploi du test de l'analyse de la variance (annexe 5) révèle que la surface foliaire de l'*Eucalyptus gomphocephala* n'est pas affectée par le substrat, le test est non significatif (P = 0,543).

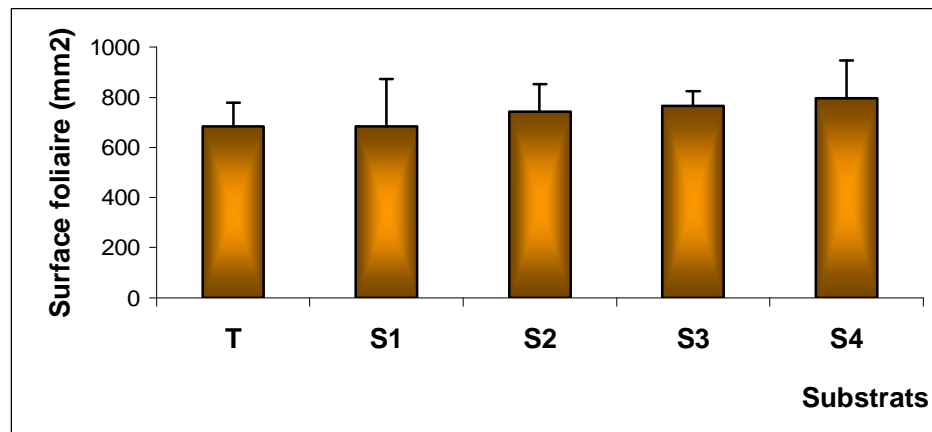


Figure n°25 : Variation de la surface foliaire chez *Eucalyptus gomphocephala* en fonction des substrats

La feuille est le siège de l'activité photosynthétique et dont la surface pourraient être considérée comme un critère de tolérance aux stress.

Les résultats de la surface foliaire montrent que la réponse des trois espèces à la fertilisation avec les boues résiduaires est variable en fonction de la teneur de boues résiduaires utilisée et de l'espèce elle-même.

Les meilleurs résultats obtenus de la surface foliaire pour *Schinus molle* et *Acacia cyanophylla* sont représentés par les substrats S1 et S2. En effet, ces substrats représentent des substrats propices à la croissance de la feuille chez *Schinus molle* et *Acacia cyanophylla*, où nous avons enregistré un taux d'augmentation de 26,6% et 78,39% en substrat S2 et 25,74% et 61,27% en substrat S1 respectivement pour les deux espèces. Des résultats similaires ont été trouvés par Kang (2005) qui a travaillé sur l'effet de la fertilisation avec une solution nutritive sur *Salvia splendens*.

Les faibles valeurs de la surface foliaire enregistrées en substrat témoin sont dues probablement à une déficience en éléments nutritifs.

Des résultats comparables ont été rapportés par Zhao *et al.* (2005) pour des plantes de sorgho suite à un déficit en azote.

Nous avons constaté une réduction de la surface foliaire aussi suite à l'apport excessif de boue (40% et 80% de boues), ces milieux sont considérés comme des milieux défavorables à leurs croissances.

Beaucoup d'étude ont montré que le stress abiotique affecte négativement la surface foliaire, stress hydrique (Mefti *et al.*, 1998 ; Albouchi *et al.* 2001), salin (Garcia Legaz *et al.*, 1993 cités par Ben Nacer *et al.*, 2001 ; Çiçak, 2002 ; Meena *et al.*, 2003), ou une toxicité par les métaux lourds (Cd) (Haghiri, 1973, Boggess *et al.*, 1978, Paul et de Foresta, 1981, Mser *et al.*, 1985, Aery et Sarkar, 1991, cités par Rahmoune, 1992 : Tripathi et Tripathi, 1999).

Albouchi *et al.* (2001) ont trouvé que la surface foliaire chez *Acacia cyanophylla* a été réduite progressivement de 20 à 40% entre le 1^{er} et 13^{eme} mois de stress hydrique et qui la considérée comme une forme d'adaptation à la sécheresse.

Cette forme d'adaptation tend à minimiser les pertes d'eau par transpiration (Arrandeau, 1989 cité par Mefti *et al.*, 1998) mais elle peut aussi provoquer une diminution du rendement à cause de la réduction de la capacité photosynthétique (Bidinger et Witcombe, 1989 cités par Mefti, *et al.*, 1998).

Garcia Legaz *et al.* (1993, cités par Ben Naceur *et al.*, 2001) ont montré que la réduction de la photosynthèse est due essentiellement à la diminution de la surface foliaire, la

fermeture des stomates et la déficience de la fixation du CO₂, par suite d'une accumulation excessives de Na dans les feuilles des plantes.

Les substrats S1 et S2 sont des substrats favorables à la croissance des feuilles de *Schinus môle* et d'*Acacia cyanophylla* contrairement aux substrats témoin, S3 et S4.

En ce qui concerne *Eucalyptus gomphocephala*, nous avons trouvé une variation non significative pour ce paramètre, donc, les boues résiduares n'ont pas d'effet sur la croissance de leurs feuilles, due peut être à la durée de l'expérience ou encore à une stratégie adaptative à un stress.

7.1.6. Effet des boues sur la biomasse de la partie aérienne et de la partie racinaire

- ***Schinus môle* :**

Nous constatons que le poids sec de la partie racinaire des plants de *Schinus môle* ne varie pas beaucoup en fonction des substrats, la valeur la plus élevée est enregistrée en substrat S2 avec 0,56 g avec un taux d'augmentation de 37,73 %, la valeur la plus faible est enregistrée en substrat témoin avec 0,41g.

Le test de l'analyse de la variance à un critère de classification (annexe 6) montre qu'il n'existe pas de différence significative entre les moyennes de la biomasse racinaire et le substrat (P =0,676).

Le poids sec de la partie aérienne des plants de *Schinus môle*, développés en substrat S2, possède la valeur la plus élevée avec 1,809g et un taux d'augmentation de 37,73 % par rapport au témoin, en suite viennent les plants élevés en substrats S1, T et S4 avec des valeurs allant de 1,364g à 1,236g. Le substrat S3 présente la valeur la plus faible avec 0,526g et un taux de réduction de 60,42% comparativement au témoin.

Les résultats de l'analyse de la variance (annexe 7) pour les organes photosynthétiques ont présenté une différence hautement significative (P=0,007).

Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir deux groupes homogènes (A) et (B): le premier représenté par les substrats " S2, S1, T et S4", le deuxième représenté par le substrat " S3 ".

Les taux de variation de la biomasse par rapport aux témoins respectifs sont consignés dans le tableau ci-dessous.

Tableau n° 21 : Taux de variation de la biomasse (PR et PA) chez *Schinus molle* (exprimé en% du témoin)

substrats	Partie racinaire	Partie aérienne
S1	16,54	2,66
S2	37,73	36,12
S3	0,16	-60,42
S4	17,85	-7,00

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

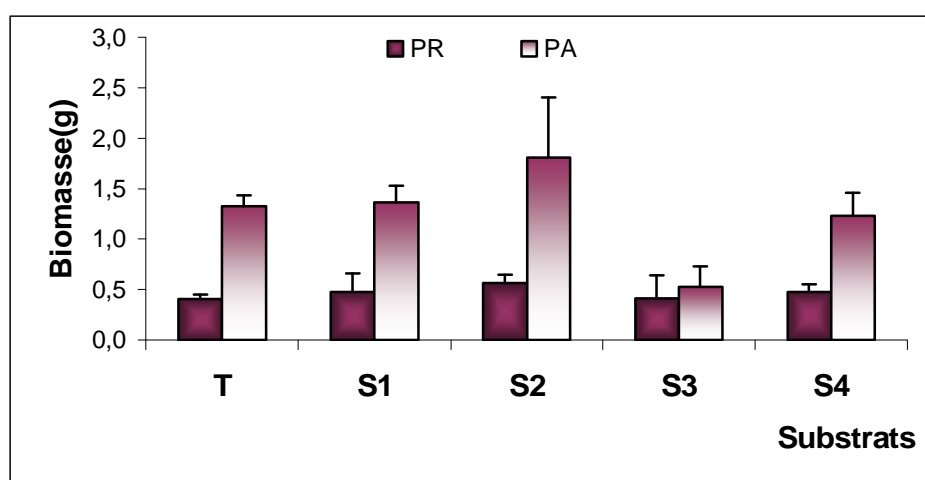


Figure n°26: Variation de la biomasse de la partie racinaire (PR) et de la partie aérienne (PA) chez *Schinus molle* en fonction des substrats

- ***Acacia cyanophylla*** :

Au niveau racinaire, la production de matière sèche chez les plants d'*Acacia cyanophylla* est respectivement de l'ordre de 0,77 g, 0,69 g, 0,66 g et 0,65 g en S4, S2, S3 et S1. Pour le substrat témoin, la valeur moyenne est de 0,64g (figure 27).

Toutefois, le test de l'analyse de la variance est non significatif ($P=0,585$) (annexe 6).

Tandis que le poids sec de la partie aérienne s'est trouvé amélioré surtout en S2, nous avons une valeur de 1,35g contre 0,93g pour le témoin (augmentation de l'ordre d'environ 45%) suivi du S1 avec une valeur de 1,11g (augmentation de 19,19%). Le test de l'analyse de

la variance (annexe 7) révèle que la biomasse aérienne de cette espèce diffère significativement selon les substrats ($P=0,014$).

Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir deux groupes homogènes, le premier représenté par le traitement "S2", le deuxième représenté par les traitements "T,S1, S3 et S4". Les taux de variation de la biomasse par rapport aux témoins respectifs sont consignés dans le tableau 22.

Tableau n°22 : Taux de variation de la biomasse (PR et PA) chez *Acacia cyanophylla* (exprimé en% du témoin)

substrats	Partie racinaire	Partie aérienne
S1	1,75	19,19
S2	8,40	45,10
S3	2,83	3,09
S4	19,69	5,78

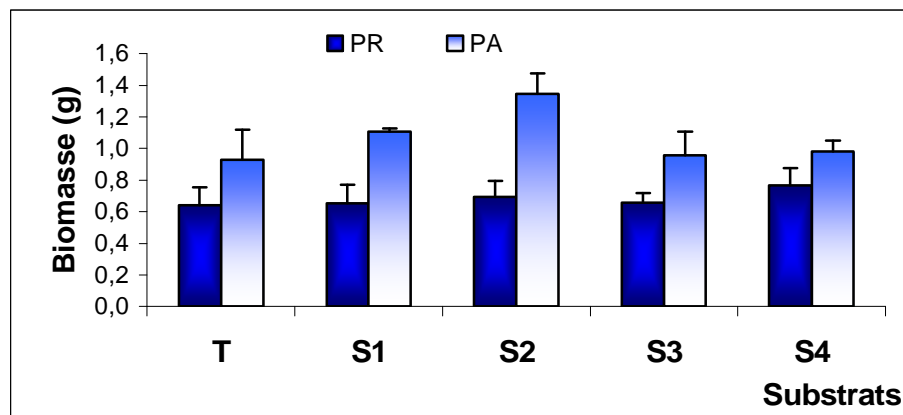


Figure n°27: Variation de la biomasse de la partie racinaire (PR) et de la partie aérienne (PA) chez *Acacia cyanophylla* en fonction des substrats

- ***Eucalyptus gomphocephala* :**

Nous constatons que les valeurs du poids sec de la partie aérienne et souterraine des jeunes plants d'*Eucalyptus gomphocephala* ne diffèrent pas trop entre elles. Ceci est prouvé statistiquement par l'analyse de la variance à un critère de classification avec une probabilité $P=0,345$ pour la partie racinaire et $P=0,213$ pour la partie aérienne (annexe 6 et 7).

Les taux de variation de la biomasse par rapport aux témoins respectifs sont consignés dans le tableau " 23"

Tableau n°23 : Taux de variation de la biomasse (PR et PA) chez *Eucalyptus gomphocephala* (exprimé en% du témoin)

substrats	Partie racinaire	Partie aérienne
S1	16,59	-8,30
S2	3,82	-17,22
S3	-1,73	-20,18
S4	9,83	8,35

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

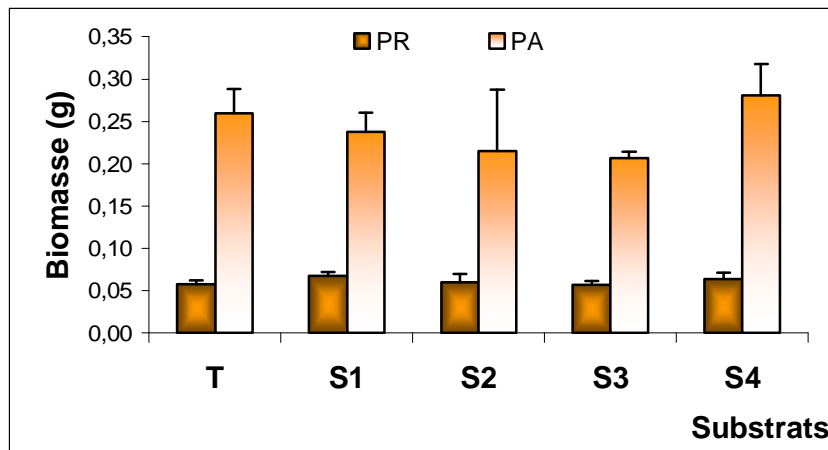


Figure n°28: Variation de la biomasse de la partie racinaire (PR) et de la partie aérienne (PA) chez *Eucalyptus gomphocephala* en fonction des substrats

7.1.7. Effet des boues sur le rapport de biomasse partie aérienne/ partie racinaire

Comme le montre la figure 29, le rapport de biomasse PA/PR est variable entre espèces et entre traitements, ceci est confirmé par l'analyse de la variance à deux critères de classification, où on a enregistré une différence très hautement significative entre espèces ($P < 0,001$) et une différence significative entre traitement ($P = 0,025$).

Les rapports de la biomasse PA/PR des plants de *S. môle* sont respectivement de 3,62, 3,34 et 3,1 en substrats T, S2 et S1 respectivement. Ce rapport a diminué pour le S3 avec une valeur de 1.422 et pour le S4 avec une valeur moyenne de 0,949.

L'analyse de la variance (annexe 8) montre qu'il existe une différence hautement significative ($P = 0,009$). Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir deux groupes homogènes (A et B), ou effectivement les substrats "T, S2 et S1" sont affectés au groupe (A), les substrats "S3 et S4" sont affectés au groupe (B).

En ce qui concerne les deux autres espèces (*A. cyanophylla* et *E. gomphocephala*), les rapports de la biomasse PA/PR sont pratiquement identiques à ceux des témoins, l'analyse de la variance (annexe 8) montre qu'il n'existe pas de différence entre les substrats pour ce paramètre, avec une probabilité $P = 0,53$ pour la première espèce et $P = 0,27$ pour la deuxième.

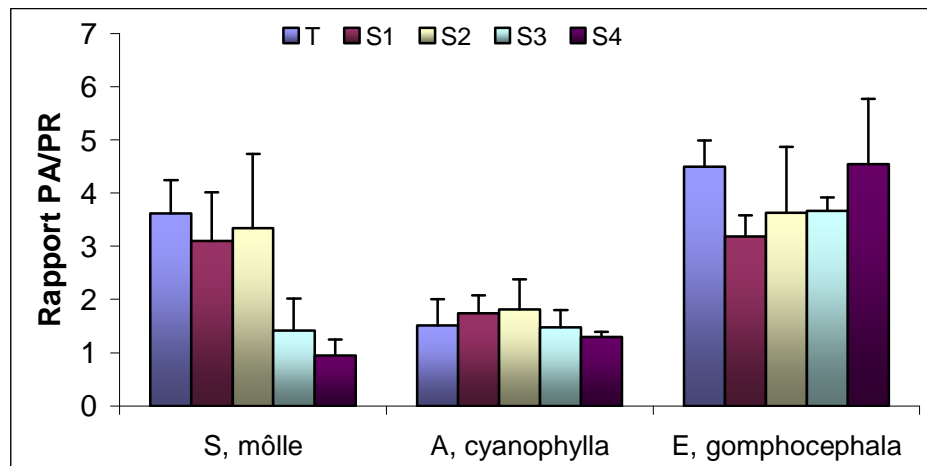


Figure n°29: Variation du rapport biomasse partie aérienne sur partie souterraine en fonction des substrats

Le rapport de biomasse PA/PR a été testé comme marqueur de stress par de nombreux auteurs (Kaufman, 1977 ; Greenway et Munns, 1980; Rout et Das, 2001)

D'après nos résultats, on constate que les boues résiduaire n'ont pas affecté de façon similaire les deux parties des plants chez les trois espèces.

La croissance des racines chez les trois espèces dans les différents substrats n'a pas été affectée. Contrairement à celle des parties aériennes qui a été plus influencée, chez *Schinus môle* en substrat S3.

Des effets similaires ont été constatés suite à un stress salin (Almeida Viégas et Gomes da Silveira, 1999 ; Meena et al, 2003), stress osmotique (Xiong et Zhu, 2002 ; Sinaki J., 2004).

La salinité réduit la croissance de la tige par la suppression de l'initiation et l'expansion des feuilles et par l'accélération de l'abscission des feuilles (Ziska *et al.*, 1990 et Zikri, 1991 cités par Kozłowski, 1997). La diminution de la croissance de la partie aérienne pourrait être due à une diminution de l'extension cellulaire qui représente l'une des premières réponses à un stress hydrique (Durant *et al.*, 1995).

L'utilisation de teneurs élevées en boues résiduaires dans le substrat S3 (40% de boue) et en S4 (80% de boues) a induit chez les plantes de *Schinus molle* une réduction du rapport de biomasse PA/PR en raison de l'inhibition de la croissance pondérale des organes photosynthétiques et la conservation de celle des racines.

Des effets similaires ont été observés par Rout et Das (2001) chez le haricot mungo (*Vigna radiata* L.) et le riz (*Oryza sativa*) soumises à différents niveaux de manganèse. Ces mêmes auteurs ont testé ce paramètre comme marqueur de la toxicité des métaux lourds.

D'après Greenway et Munns (1980), la biomasse de la tige a été plus réduite que la biomasse racinaire, ce qui résulte en une légère augmentation dans le rapport racine/tige, une réponse typique des plantes non halophyte à la salinité

Selon Kaufman (1977), la contrainte hydrique tend à diminuer le rapport de la biomasse PA/PR, cette réponse est rencontrée chez *Pinus radiata*. Le même auteur a déduit l'importance du système racinaire qui rend l'eau disponible plus accessible à la plante.

Ce rapport est resté pratiquement identique à celui des plants témoins pour *Acacia cyanophylla* et *Eucalyptus gomphocephala*, ce qui traduit une croissance similaire de la tige et de la racine pour tous les substrats. Donc, ces deux espèces sont les plus tolérantes aux teneurs élevées de boues résiduaires.

7.1.8. Effet des boues sur la biomasse totale

Les résultats concernant la biomasse totale (partie aérienne + partie racinaire) chez les trois espèces, sont illustrés par la figure 30.

- ***Schinus môle*** :

La production de matière sèche chez *Schinus môle* est de l'ordre de 2.37g en substrat S2 (représente la valeur la plus élevée), avec un taux d'augmentation de 36,5% par rapport au témoin. Par ailleurs, le poids sec le plus faible est constaté dans les pots contenant 40% de boue (S3) avec une valeur moyenne de 0,936 g représentant un taux de réduction de 46,16% par rapport au témoin. Pour le substrat témoin la valeur moyenne est de 1,738 g .

Le test de l'analyse de la variance (annexe 9) révèle qu'il existe une différence hautement significative pour ce paramètre avec une probabilité ($P = 0,009$). Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir deux groupes homogènes, les substrats "S2, S1, T et S4" sont affectés au groupe (A) représentant les valeurs de la biomasse les plus élevées. Par opposition, au substrat S3 où la croissance a été réduite, est affecté au groupe (B).

Les taux de variation de la biomasse par rapport aux témoins respectifs sont consignés dans le tableau " 24 " .

- ***Acacia cyanophylla***

Chez *Acacia cyanophylla*, la valeur moyenne de la biomasse la plus élevée est enregistrée en substrat S2 avec 2.01gMS avec un taux d'augmentation de 30,11% comparativement au témoin (tableau 24), puis nous avons des valeurs moyennes en substrats S1, S4, S3 et témoin allant respectivement de 1,757 g MS à 1,568 gMS. En effet, le test de l'analyse de la variance (annexe 9) révèle qu'il existe une différence hautement significative des moyennes de la biomasse de cette espèce entre les substrats ($P < 0,01$).

Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir deux groupes homogènes, en affectant le substrat "S2" au groupe (A), et les substrats " S1, S4, et S3 et T " au groupe (B).

- ***Eucalyptus gomphocephala*** :

En ce qui concerne cette espèce, la figure 30, affiche des valeurs moyennes rapprochées. En effet, la valeur la plus élevée est enregistrée en S4 avec 0,344 g et la valeur la plus faible est enregistrée en S3 avec 0,264 g.

Ces résultats trouvent leur confirmation dans le test de l'analyse de la variance (annexe 9) qui montre qu'il n'existe pas de différence significative des moyennes de la biomasse entre les substrats ($P=0,174$).

Tableau n°24 : Taux de variation de la biomasse des plants entiers (exprimé en% du témoin)

Substrats	<i>Schinus môle</i>	<i>Acacia cyanophylla</i>	<i>Eucalyptus gomphocephala</i>
S1	5,93	12,07	-3,77
S2	36,50	30,11	-13,39
S3	-46,16	2,99	-16,82
S4	-1,15	11,46	8,62

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

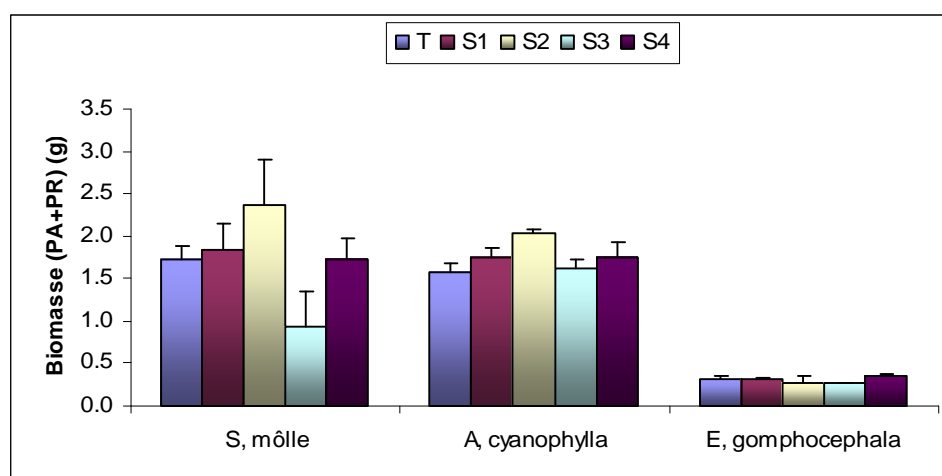


Figure n° 30 : Variation de la biomasse de la plante entière des trois espèces étudiées en fonction des substrats

Le poids est considéré comme un critère fondamental pour évaluer la croissance du végétal. En effet, dans la recherche du meilleur réactif d'extraction, l'agrochimiste utilisera comme critère, soit la teneur de l'élément dans le végétal, soit la production de matière sèche (Coic, 1989).

Les résultats obtenus dans notre expérimentation montrent que la matière sèche a été améliorée en substrat S2 pour les deux espèces, *Schinus môle* avec un taux d'augmentation de 36,5% et *Acacia cyanophylla* avec un taux de 30,11%.

Des effets similaires ont été observés par Couillard, 1986 chez des semis de Mélèze soumises à une fertilisation par une boue anaérobie liquide, cet auteur a constaté que

la production de la biomasse croît de 1140% après quatre mois d'essai en serre (Couillard, 1986).

Les mêmes résultats ont été obtenus par Couillard et grenier (1988). Ces derniers auteurs ont pu mettre en évidence qu'un grand nombre d'application de petites doses est préférable à un plus petit nombre d'application de doses plus grandes, les quantités utilisées durant l'expérience variant de 605 kg/ha à 10 890 kg/ha en boues sèches.

Le Tacon *et al.* (1978) ont également relevé la nette augmentation de la biomasse produite et l'amélioration sensible de la nutrition minérale suite à des apports élevés (1000 t/ha).

Benbrahim *et al.* (2003) ont mis en évidence l'impact, à moyen et long terme, des épandages réguliers et en faibles quantités de boues liquides dans un jeune peuplement de Pin maritime qui ont augmenté la croissance des arbres avec un effet à la fois sur la circonférence et la hauteur totale. La production annuelle du bois de tronc a augmenté de 10% après épandage.

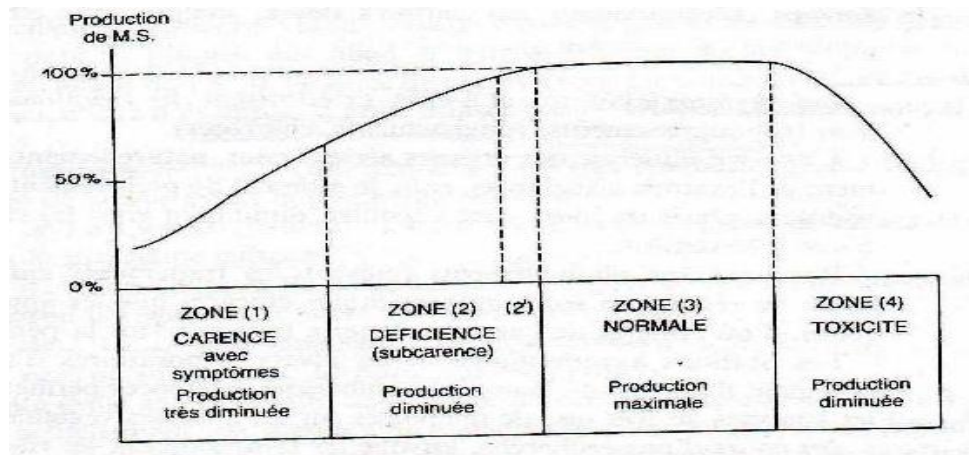


Figure n°31: Production de matière sèche en fonction de la teneur du sol en un élément fertilisant sous forme assimilable (d'après Coïc, 1989)

Selon Coïc (1989), le substrat S2 représente un substrat où on a une production maximale, donc ce substrat est affecté à la **zone (3) normale** (voir figure 31).

En effet, lorsqu'un élément est présent, sous forme assimilable, en quantité très importante, la plante s'enrichit en cet élément sans que la production de matière sèche augmente (il s'agit de consommation de luxe).

Mais, au-delà d'un certain taux, le métabolisme végétal est contrarié, le rendement de la culture baisse et la mort de la plante peut survenir dans les cas extrêmes (Coïc, 1989), comme c'est le cas du S3 et S4 qu'on peut les affecter à la **zone (4) de toxicité**

La baisse du rendement de la matière sèche a été acceptée généralement comme la mesure standard pour la comparaisons de la toxicité (Reichman, 2002 ; Rout et Das, 2003),.

Heckman *et al.* (1987) rapportent que la présence de métaux lourds dans le milieu de culture avec une concentration élevée conduit à une diminution du poids sec du soja et de la fixation de N₂. Ce même auteur pense que la phytotoxicité peut être occasionnée par des éléments traces non disponibles aux végétaux, par exemple en cas de déficience en Zn, la plante absorbe le Cd.

Adiloglu, (2002) a mis en évidence la diminution de la production de matières sèches des graminées (blé, avoine, maïs et orge) suite à un apport de Cd.

Selon Kelly *et al.*, (1979), La réduction de la biomasse de la racine aurait des implications évidentes quant à la production aérienne et la survie du plant entier, ces observations soulèvent les questions d'impact du métal lourd sur la régénération de forêt dans les régions où les métaux lourds sont introduits par l'application des boues résiduaires.

Aussi, la matière sèche et fraîche de la pousse diminue significativement suite à un stress salin (Çiçak, 2002). Dans certaines conditions, les feuilles matures photosynthétiques n'arrivent plus, sous l'effet du sel, à produire suffisamment d'assimilats pour soutenir la croissance de la plante, il en résulte une inhibition de l'expansion des jeunes feuilles, et une réduction initiale de la croissance des parties aériennes qui est probablement due à des perturbations physiologiques au niveau de la racine.

En ce qui concerne les résultats obtenus en substrats Témoin et S1 chez *S. môle* et *A. cyanophylla*, la **zone (2) de déficiences**. En effet, lorsqu'une plante ne dispose pas, à portée de ses racines, d'une quantité suffisante d'éléments assimilables, sa matière sèche en devient moins bien pourvue, puis pour un manque plus grave, son fonctionnement en est affecté et dans les cas extrêmes, des signes de carence (carence vraie) apparaissent pour aboutir éventuellement à sa mort.

Cet état de fait a été constaté par Zhao *et al.* (2005) suite à une déficience en N chez le sorgho.

L'*Eucalyptus gomphocephala* n'a pas réagi à la fertilisation avec les boues résiduaires, ceci serait dû à la courte durée de l'expérience (3 mois seulement contre 5 mois pour les deux autres espèces).

Les différences non significatives de la longueur de la tige chez l'*Eucalyptus gomphocephala* nous amène à dire que les boues résiduelles n'ont pas d'effet sur leur croissance, ceci résulte de la dépense de ressources dans la stratégie d'adaptation ou encore à la courte durée de l'expérience.

L'analyse de la matrice de corrélations réalisée en ce qui concerne les paramètres morphologiques, révèle des corrélations significatives entre la longueur de la tige et la surface foliaire chez les trois espèces, chez *S. môle* nous avons $r=0,943$ avec ($P=0,016$), chez *A. cyanophylla* $r= 0.953$ ($0,012$) et *E. gomphocephalla* $r=0.972$ ($P=0,006$) (annexe 17).

Nous avons aussi une corrélation positive entre le poids et la longueur de la tige chez ces deux mêmes espèces avec des coefficients de corrélation de $0,919$ ($P= 0,027$) et $0,953$ ($P=0,012$) respectivement.

L'analyse de la matrice de corrélations révèle aussi une corrélation significative entre la surface foliaire et la biomasse chez *Schinus môle* et *Acacia cyanophylla* avec un coefficient de corrélation $r = 0.926$ ($P=0,024$) pour la première espèce et un coefficient de corrélation $r = 0,853$ ($P= 0,066$) pour la deuxième (annexe 17).

Kang (2004) a expliqué l'augmentation de la croissance par une grande surface foliaire à des taux élevés de fertilisants. En effet, l'augmentation de celle-ci a conduit à une accumulation des réserves carbonées de la plante. Toute réduction de ce paramètre engendre une destruction de la source et de l'investissement réalisé dans les feuilles, ce paramètre constitue donc un indicateur sensible de la tolérance aux stress de l'environnement.

Les symptômes visibles fournissent aussi de bioindications sur la sensibilité comparative des différentes espèces

La réduction de la croissance est une capacité adaptative nécessaire à la survie d'une plante exposée à un stress abiotique (Zhu, 2001). En effet ce retard de développement permet à la plante d'accumuler de l'énergie et des ressources pour combattre le stress avant que le déséquilibre entre l'intérieur et l'extérieur de l'organisme n'augmente jusqu'à un seuil où les dommages sont irréversibles

7.2. Effet des boues sur les paramètres physiologiques

7.2.1. Effet des boues sur la teneur en eau de la partie racinaire et aérienne

- *Schinus molle*

Les résultats concernant la teneur en eau de la partie racinaire de *Schinus molle*, illustrés par la figure 32, sont peu variables. La valeur la plus élevée est observée en substrat S1 avec 69,12% et la valeur la plus faible est celle du S2 avec 55,08%. Ces résultats sont vérifiés par le biais du test de l'analyse de la variance (annexe10) qui montre qu'il n'existe pas une différence significative entre les substrats pour ce paramètre (P=0,146).

La teneur en eau de la partie aérienne de cette même espèce diminue au fur et à mesure qu'on augmente le taux de la boue. De ce fait, les teneurs les plus élevées sont enregistrées pour les substrats témoin, S1 et S2, avec des valeurs respectivement de l'ordre de 70,85%, 70,56% et 61,62%. Par contre la valeur la plus faible est relevée pour le substrat S3, avec une valeur de 52,49% représentant un taux de réduction de 25,91% par apport au témoin (tableau 25).

Le test de l'analyse de la variance (annexe 11), montre qu'il existe une différence significative entre les substrats pour la TE PA. Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir trois groupes homogènes, où effectivement on note que les substrats "T, S1 et S2" sont affectés au groupe (A), le substrat S4 au groupe (AB) et le substrat S3 au groupe (B) enregistrant la valeur la plus faible.

Tableau n°25 : Taux de variation de la teneur en eau chez le *Schinus molle* (exprimé en% du témoin)

Substrats	Partie racinaire	Partie aérienne
S1	11,06	-0,41
S2	-11,50	-13,03
S3	-1,47	-25,91
S4	-7,80	-17,81

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

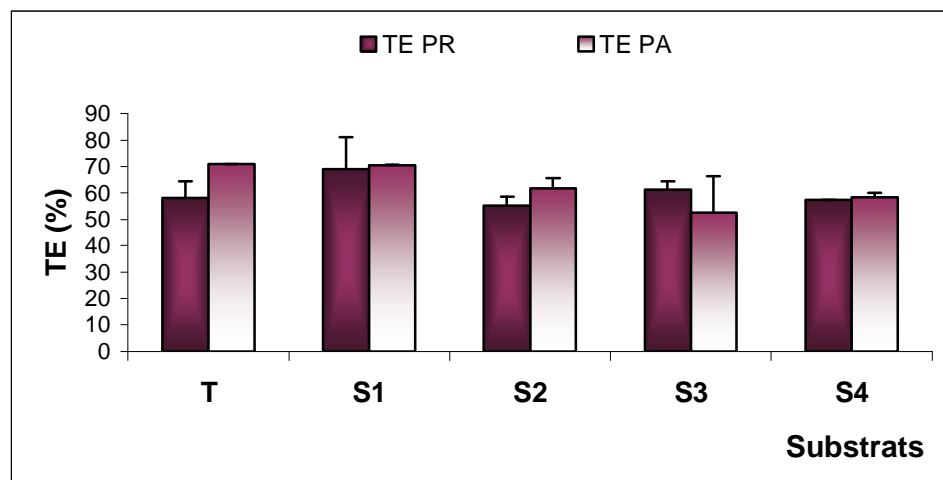


Figure n°32: Variation des teneurs en eau de la partie racinaire (TE PR) et de la partie aérienne (TE PA) chez *Schinus molle* en fonction des substrats

- *Acacia cyanophylla*

Les résultats de la teneur en eau de la partie racinaire d'*Acacia cyanophylla* sont illustrés par la figure 33, nous constatons une diminution de la teneur en eau racinaire avec l'augmentation de la teneur de boues. La valeur la plus élevée est enregistrée en substrat Témoin avec 71,91%, et la valeur la plus faible en S4 avec 62,17% enregistrant un taux réduction de 13,54% comparativement au témoin (Tableau 26). Les résultats de l'analyse de la variance (annexe 10) montre qu'il existe une différence significative entre les substrats pour ce paramètre ($P=0,031$). Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir trois groupes homogènes, où on note que substrat témoin est affecté au groupe (A), le substrat S1 est affecté au groupe (AB) et on affecte les substrats "S2, S3 et S4" en groupe (B).

En ce qui concerne la teneur en eau de la partie aérienne, les jeunes plants enregistrent une teneur en eau plus élevée en substrat témoin avec 79,76%. Par contre les valeurs les plus faibles sont relevées pour les substrats S4 et S3, avec des valeurs respectivement de l'ordre de 60,09% et 61,77 %, dans ces deux substrats, nous avons des taux de réduction de l'ordre de 13,54% en S4 et 9,58% en S3 comparativement au témoin. Les résultats de l'analyse de la variance (annexe 11) montre qu'il existe une différence très hautement significative entre les substrats. Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir quatre groupes homogènes, où effectivement, on note que le substrat témoin et le substrat S1 sont affectés respectivement

au groupe (A) et (B) enregistrant des maximales, contrairement aux substrats S4 et S3, qui est affecté au dernier groupe (D).

Tableau n°26 : Taux de variation de la teneur en eau chez *Acacia cyanophylla* (exprimé en% du témoin)

Substrats	Partie racinaire	Partie aérienne
S1	-1,36	-5,36
S2	-3,47	-10,75
S3	-9,58	-22,55
S4	-13,54	-24,66

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

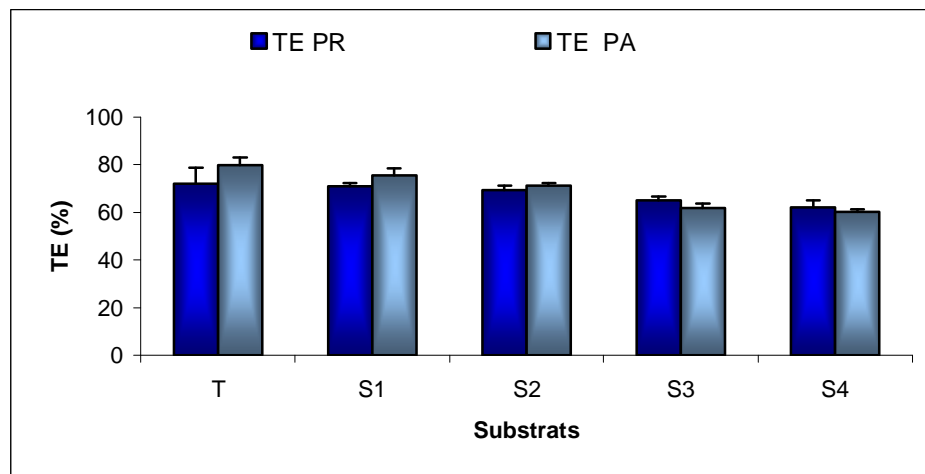


Figure n°33 Variation des teneurs en eau de la partie racinaire (TE PR) et de la partie aérienne (TE PA) chez *Acacia cyanophylla* en fonction des substrats

- ***Eucalyptus gomphocephala***

Les résultats concernant la teneur en eau de la partie racinaire d'*Eucalyptus gomphocephala*, illustrés par la figure 34, sont peu variables. Le test de l'analyse de la variance (annexe10) montre qu'il n'existe pas une différence significative entre les substrats pour ce paramètre (P=0,644). La valeur la plus élevée de la teneur en eau racinaire est

observée en substrat S1 (71,63%) avec un taux d'augmentation de l'ordre de 0,37 % et la valeur la plus faible est celle du S4 (67,08 %) avec un taux de réduction de 6 % (Tableau 27).

L'effet des différents substrats sur la teneur en eau de la partie aérienne de cette espèce est illustré dans la figure 34, nous avons une augmentation de la TE PA avec l'augmentation de la teneur de boue. Les teneurs en eau moyennes de la partie aérienne est de 69,23%, 71,30%, 72,22%, et 73,78% respectivement pour le S1, S2, S3 et S4. La valeur moyenne pour le témoin est de 63.47%. Le test de l'analyse de la variance (annexe 11), montre qu'il existe une différence hautement significative entre les substrats pour la TE PA ($P=0,008$). Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir deux groupes homogènes, en affectant les substrats "S4, S3, S2 et S1" au groupe (A), et le substrat témoin au groupe (B).

Tableau n°27 : Taux de variation de la teneur en eau chez *Eucalyptus gomphocephala*
(exprimé en% du témoin)

Substrats	Partie racinaire	Partie aérienne
S1	0,37	9,08
S2	0,28	12,34
S3	-0,78	13,78
S4	-6,00	16,25

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

Les résultats concernant la teneur en eau totale (partie aérienne +partie racinaire) chez les trois espèces, sont illustrés par la figure 35.

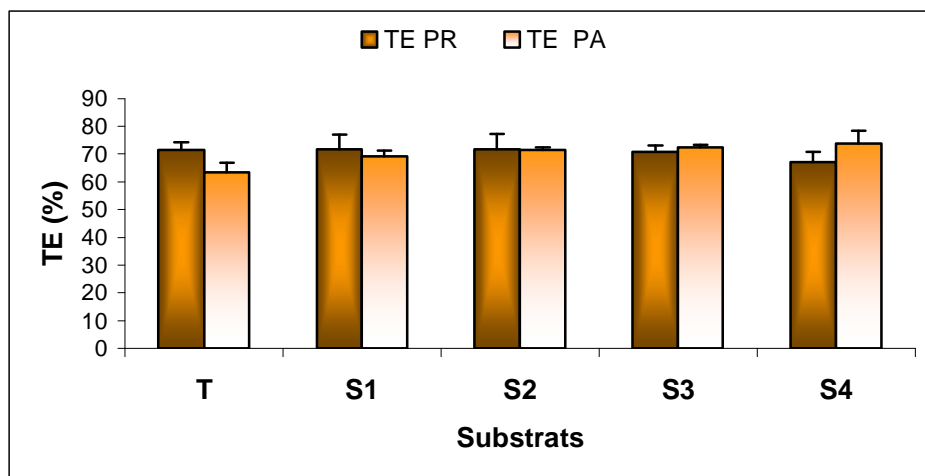


Figure n°34 : Variation des teneurs en eau de la partie racinaire (TE PA) et de la partie aérienne (TE PR) chez *Eucalyptus gomphocephala* en fonction des substrats

7.2.2. Effet des boues sur la teneur en eau totale

- *Schinus môle*

Concernant la teneur moyenne en eau de *Schinus môle*, les résultats montrent une diminution en fonction de la teneur de boue ajoutée (figure 35), le substrat S1 affiche la valeur la plus élevée (69,84%) avec un taux d'augmentation de 8,30 % par apport au témoin, la plus petite valeur est enregistrée en S3 (56,91%) avec un taux de réduction de 11,75% comparativement au témoin (tableau 31). L'analyse de la variance (annexe 12) révèle qu'il existe une différence significative entre les moyennes de ($P = 0,023$). Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir trois groupes homogènes, le premier groupe (A) représenté par le substrat S1, le deuxième groupe (AB) représenté par le substrat témoin et le dernier groupe (B) représenté par les substrats "S2, S4 et S3"

- *Acacia cyanophylla*

Chez *Acacia cyanophylla*, la teneur en eau diminue avec l'augmentation de la teneur de boue, donc la valeur la plus élevée est enregistrée en substrat T avec une teneur de 75,84%, la plus petite valeur est enregistrée en S4 avec une teneur de 61,13% et un taux de réduction de 19,39 % comparativement au témoin (tableau 28). Le test de l'analyse de la variance

(annexe 12) révèle qu'il existe une différence très hautement significative entre les substrats (P <0,001).

Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir quatre groupes homogènes, en affectant le substrat témoin et le S1 au groupe (A) et (AB) respectivement. Par opposition, les substrats S3 et S4 qui sont affectés au dernier groupe, à savoir (C).

- ***Eucalyptus gomphocephala***

La figure 35 de la teneur en eau chez l'*Eucalyptus gomphocephala*, affiche des valeurs rapprochées et ne varie pas beaucoup selon le substrat, en effet, la valeur la plus élevée est enregistrée en substrat S3 avec 71,515% et la valeur la plus faible est relevée en S1 avec 67,42%

Ces résultats sont vérifiés par le biais de l'analyse de la variance (annexe 12) qui effectivement montre qu'il y a pas de différence significative pour ce paramètre entre les substrats (P=0,409).

Tableau n°28 : Taux de variation de la teneur en eau totale (exprimé en% du témoin)

Substrats	<i>Schinus môle</i>	<i>Acacia cyanophylla</i>	<i>Eucalyptus gomphocephala</i>
S1	8,30	-3,46	4,47
S2	-9,51	-7,29	5,96
S3	-11,75	-16,40	6,08
S4	-10,36	-19,39	4,47

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

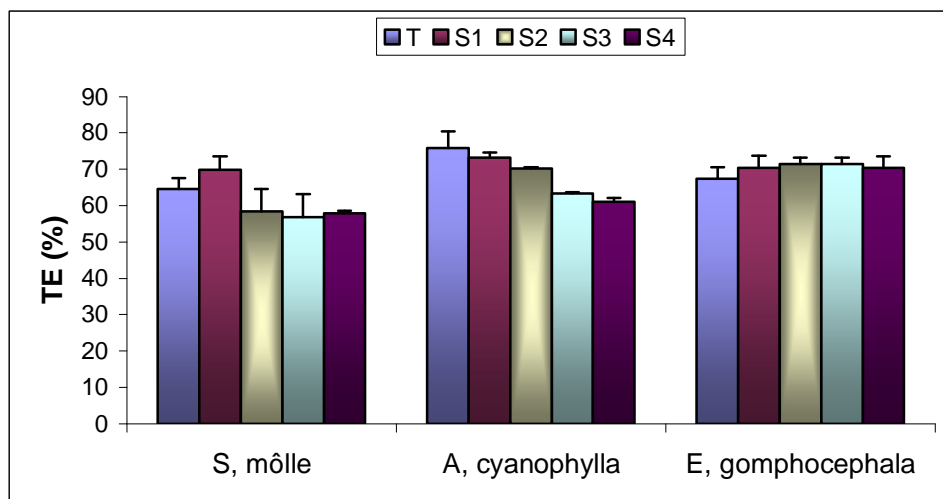


Figure n°35 : Variation de la teneur en eau totale en fonction des substrats chez les trois espèces

Des résultats issus à la fin de l'expérimentation, on a trouvé que les teneurs élevées en boues résiduaire à savoir le substrat S3 (40% de boues) et S4 (80% de boues) ont induit une baisse dans le contenu en eau de la partie aérienne de *Schinus môle* et d'*Acacia cyanophylla*

Nous avons une réduction de 25,91% en S3 et 17,81% en S4 chez *Schinus môle* et une réduction de 22,55% en S3 et 24,66% chez *Acacia cyanophylla* en comparaison aux témoins respectifs.

En effet, la teneur en eau du plant entier de *Schinus môle*, montre que les substrats S2, S3 et S4, ont accusés des taux de réduction de 9,51%, 11,75% et 10,36% par rapport au témoin, chez *Acacia* nous avons plutôt un taux de réduction de 19,39% en S4 et 16,40% en S3

En ce qui concerne l'*Eucalyptus gomphocephala*, les substrats n'ont aucun effet sur leur teneur en eau.

Un comportement semblable a été observé en cas de stress salin

Suite à un stress salin Essah (2000), a constaté une diminution du poids frais, sec et de la teneur en eau chez *Arabidopsis thaliana* qui l'a attribuée à l'effet osmotique.

Dans le cas d'un stress salin ou hydrique, la disponibilité de l'eau du sol est réduite. Or une plante pour survivre et croître doit faciliter le flux d'eau conduit par la transpiration contre les forces osmotiques, matricielles et gravitationnelles du sol (Dubois, 2005)

En effet, selon Levigneron *et al.* (1995), une forte concentration saline dans le sol est tout d'abord perçue par la plante comme une forte diminution de la disponibilité en eau. Cela nécessite un ajustement osmotique adapté, afin que le potentiel hydrique cellulaire demeure

inférieur à celui du milieu extracellulaire et à celui du sol. Ce phénomène assure, d'une part, la poursuite de l'absorption de l'eau du sol et, d'autre part, la rétention de l'eau intracellulaire et le maintien de la turgescence.

Tandis que chez l'*Eucalyptus*, nous avons plutôt une augmentation de la teneur en eau aérienne avec un taux de 16,25% en S4 et 13,78% en S3.

Contrairement à la partie aérienne, la partie racinaire a été la moins affectée par l'effet des différents substrats. Sauf en ce qui concerne *Acacia cyanophylla* qui a enregistré une modification significative avec un taux de réduction de 6% en S4 et 0.78% en S3.

On peut dire que c'est la partie aérienne qui est la plus affectée que la partie racinaire

Pour s'adapter au manque d'eau et maintenir l'hydratation et la turgescence de ses tissus, la plante va faciliter l'entrée d'eau au niveau des racines. Soit en augmentant la conductivité hydraulique (composition membranaire) ou en effectuant un ajustement osmotique (contrôle des concentrations en solutés). Ces stratégies mises en œuvre pour maintenir l'homéostasie en condition de stress hydrique ou ionique sont consommatrices d'énergie et de ressources qu'elles détournent au dépend de la croissance (Dubois, 2005).

Selon plusieurs auteurs une baisse de la teneur en eau des organes de la plante est le plus souvent notée aussi en cas d'un stress métallique (Lamoreaux et Chaney, 1977 cités par Russo et Brennan, 1979 ; Barcelo et Poschenrieder, 1990 ; Pandolfini *et al.*, 1992).

Celle-ci est à la base d'une diminution de la pression de turgescence et de plasticité pariétale des cellules, responsable d'une activité mitotique faible donc d'une réduction de la croissance (Maroti et Bogner, 1991 ; Pandolfini *et al.*, 1992).

Il a été également démontré que l'application de Cd, de Pb ou de Ni entraîne une fermeture des stomates (Bazzaz *et al.*, 1974) aboutissant à une diminution de l'activité transpiratoire et une restriction du flux hydrique ascendant (Costa *et al.*, 1994). Cette restriction à l'intérieur des vaisseaux du xylème est due à une réduction du diamètre voire une obstruction de ces vaisseaux suite à un déséquilibre hormonal induit par ces derniers et qui serait à la base de l'inhibition de la croissance cellulaire (Lane *et al.*, 1978).

Les plus vieilles feuilles dépérissent en fonction de la proportion de leurs nutriments transloqués vers d'autres organes. Les réserves sont alors réallouées pour compenser le faible apport en nutriments. Il y aura donc une augmentation de la masse racinaire et de sa capacité d'absorption (Lambers *et al.*, 1998 cité par Belanger, 2005).

L'absence de déshydratation des racines, chez *S. môle* et *E. gomphocephalla*, suite à un stress salin, suggère que dans ces conditions il y a synthèse d'importantes quantités

d'osmoticum organique dans cette organe, des effets similaires ont été trouvés par Hajji (1980).

Les stratégies mises en œuvre pour maintenir l'homéostasie en condition de stress hydrique ou ionique sont consommatrices d'énergie et de ressources qu'elles détournent au dépend de la croissance (Bois, 2005).

7.2.3. Effet sur la teneur en chlorophylles

- *Schinus môle*

Les résultats de l'évolution de la chlorophylle a, b et a+b chez *Shinus môle* sont représentés dans la figure 36.

Chlorophylle a

Comme le montre la figure 36, la teneur en Chl **a** varie en fonction des substrats, en effet, le substrat S1 avec une valeur de 475,6 µg/gMF accuse une légère augmentation de l'ordre de 7,58% par rapport au témoin. Tandis qu'en S3 et S4 nous avons au contraire une grande diminution de la teneur en chl a avec des valeurs de 241,61µg/gMF et 209,5 µg/gMF respectivement et qui correspondent à des taux de réduction de l'ordre de 45,35 et 52,61% par rapport au témoin (tableau 29).

Ces résultats trouvent leur confirmation dans le test de l'analyse de la variance (annexe 13) qui montre qu'il existe une différence hautement significative ($P < 0.001$). Effectivement, le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir deux groupes homogènes, le groupe dominant (A) représenté par les traitements "S1, T et S2", le deuxième groupe (B) représenté par les traitements " S3 et S4".

Chlorophylle b

Contrairement à la chl a, la chlorophylle b affiche la valeur la plus élevée en S3 (316,8 µg/gMF) avec un taux d'augmentation de 56,47% par rapport au témoin (202,4 µg/gMF) alors que la valeur la plus basse est affichée en S2 (213,9 µg/gMF).

L'analyse de la variance (annexe 13) révèle qu'il existe une différence significative des pour ce paramètre ($P = 0,028$).

Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir trois groupes, où on note l'affectation du substrat S3 au groupe (A) et les substrats "S4, S2 et T" au groupe (B), enregistrant les plus faibles teneurs.

Chlorophylle (a + b)

La figure 36 montre que pour la chlorophylle totale est très variable en fonction du substrat, en effet, le substrat S1, affiche la plus forte accumulation par rapport au témoin avec une valeur de 733 $\mu\text{g/gMF}$ en présentant un gain de l'ordre de 13,73% par rapport au témoin, on augmentant la teneur de boue (S4), les plantes répondent négativement en affichant une valeur de 448,1 $\mu\text{g/gMF}$ et en accusant une réduction de l'ordre de 30,47%. Ces résultats sont confirmés par l'analyse de la variance (annexe 13) qui montre qu'il existe une différence très hautement significative entre les substrats pour ce paramètre. Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir trois groupes homogènes, le premier groupe (A) représenté par le traitement "S1", le groupe (B) représenté par les traitements "T, S2 et S3" et le dernier groupe (C) représenté par S4.

Tableau n° 29 : Taux de variation de la chlorophylle chez *Schinus mölle* (exprimé en % du témoin)

substrats	Cha	Chb	Chl a+b	Cha/Chb
S1	7,58	27,14	13,73	-15,80
S2	-4,63	5,67	-1,39	-8,32
S3	-45,35	56,47	-13,37	-64,64
S4	-52,61	17,86	-30,47	-59,54

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

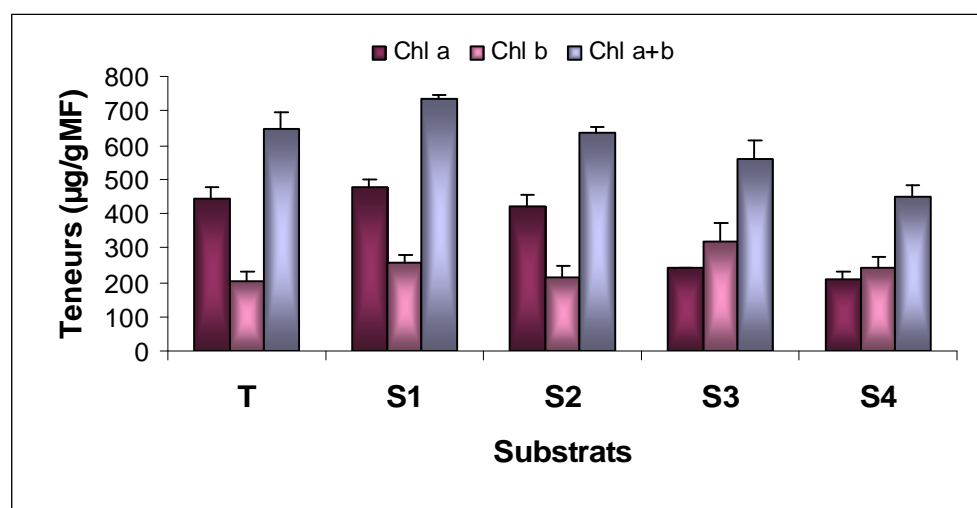


Figure n°36: Variation de la teneur en chlorophylles foliaires chez *Shinus mölle* en fonction des substrats

- ***Acacia cyanophylla***

Les résultats de l'évolution de la chlorophylle a, b et a+b chez *Acacia cyanophylla* sont représentés dans la figure 37.

Chlorophylle a

Les teneurs en Chl a chez *Acacia cyanophylla* sont très variable selon le substrat, le S2 affiche la plus grande teneur avec une valeur de 153,3 $\mu\text{g/gMF}$ représentant avec un taux d'augmentation de l'ordre de 16,71% par rapport au témoin, tandis qu'en S4 nous avons la valeur la plus faible qui est de 76,2 $\mu\text{g/gMF}$. Pour le témoin la valeur moyenne est de 131,36 $\mu\text{g/gMF}$.

En effet, les résultats de l'analyse de la variance (annexe13) montre qu'il existe une différence hautement significative entre les substrats pour ce paramètre ($P=0,008$). Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir deux groupes homogènes, où effectivement les valeurs les plus élevées, sont enregistrées en substrats "S2, S1, T, et S3 ", qui ont été affectés au groupe (A). Par opposition au substrat S4 qui est affecté au groupe (B).

Tableau n° 30 : Taux de variation de la chlorophylle chez *Acacia cyanophylla* (exprimé en % du témoin)

substrats	Cha	Chb	Chl a+b	<i>cha/chb</i>
S1	3,13	-0,28	6,28	5,66
S2	16,71	26,16	22,27	-7,88
S3	-2,44	-1,42	-18,71	2,39
S4	-41,99	-15,01	-49,87	-31,10

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

Chlorophylle b

Comme la chl a, la chl b affiche la valeur la plus élevée en substrat S2 avec 104, 39 $\mu\text{g/g MF}$ et la plus faible valeur est enregistrée en S4 avec 70, 32 $\mu\text{g/g MF}$ et un taux de réduction de 15,01% par rapport au témoin. Toutefois, le test de l'analyse de la variance est non significatif ($P=0.321$), donc, il n'existe pas de différences significatives entre les moyennes pour ce paramètre.

Chlorophylle (a + b)

Comme l'illustre la figure 37, nous remarquons que la teneur maximale en chl totale est affichée en S2 avec une valeur 257,7 $\mu\text{g/g}$ MF et un taux d'augmentation de 22,27%, les plus faibles valeurs sont affichées en substrats S3 et S4 avec des taux de réduction de l'ordre de 18,71% et 49,87% respectivement par rapport au témoin. Les résultats de l'analyse de la variance (annexe 13) montre qu'il existe une différence très hautement significative entre les substrats pour ce paramètre ($P \leq 0,001$). Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir trois groupes, le groupe dominant (A) représenté par le traitement " S2", le groupe (B) représenté par les traitements " T, S3 et S4 ", affichants les valeurs les plus faibles.

Les taux de variation de la teneur en chlorophylle par rapport aux témoins respectifs sont représentés dans le tableau 32.

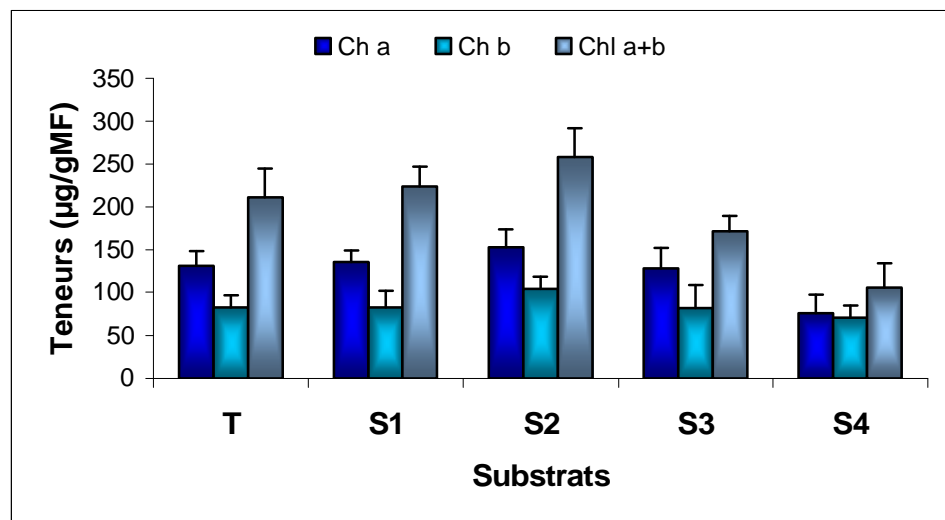


Figure n°37: Variation de la teneur en chlorophylles foliaires chez *Acacia cyanophylla* en fonction des substrats

- ***Eucalyptus gomphocephala***

Les résultats de l'évolution de la chlorophylle a, b et a+b chez *Eucalyptus gomphocephala* sont représentés dans la figure 38.

Chlorophylle a

En ce qui concerne la Chl a, il existe une différence hautement significative entre les moyennes des différents substrats, la plus forte teneur est enregistrée en S1 avec une valeur de 177,29 $\mu\text{g/g}$ MF, accusant un taux d'augmentation de 14,25%, puis nous avons une réduction sévère S3 de l'ordre d'environ 29,57% par rapport au témoin. Le test de Newman et Keuls au

seuil de 5% fait ressortir trois groupes homogènes, groupe (A) représenté par les traitements "S1, T et S2", un groupe (AB) représenté par le substrat S1 et le dernier groupe (B) représenté par le substrat S3.

Chlorophylle b

Il n'y a pas une grande variation de la chlorophylle b en fonction des substrats, toutefois, il y a une stimulation de sa synthèse, en S4 elle accuse un gain de 22,4% représentant la valeur la plus élevée (139 $\mu\text{g/gMF}$). Le test de l'analyse de la variance est non significatif ($P=0,279$) (annexe 12), donc il n'y a pas de différence entre les substrats pour ce paramètre.

Chlorophylle (a +b)

La figure 35, montre que la plus forte teneur est enregistrée en S1 avec une valeur de 177,29 $\mu\text{g/gMF}$ et qui accuse un gain de 15,18 % comparativement au témoin, la valeur la plus faible est enregistrée en S3 avec 232,98 $\mu\text{g/gMF}$ en accusant un taux de réduction de l'ordre de 13,30 %. Le test de l'analyse de la variance (annexe 12) est non significatif, $P=0,071$.

Tableau n° 31 : Taux de variation de la chlorophylle chez l'*Eucalyptus gompocephala*
(exprimé en % du témoin)

substrats	Cha	Chb	Chl a+b	cha/chb
S1	14,25	16,45	15,18	-1,33
S2	-2,45	27,52	10,22	-22,91
S3	-29,57	8,92	-13,30	-34,39
S4	-18,83	22,40	-1,41	-33,35

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

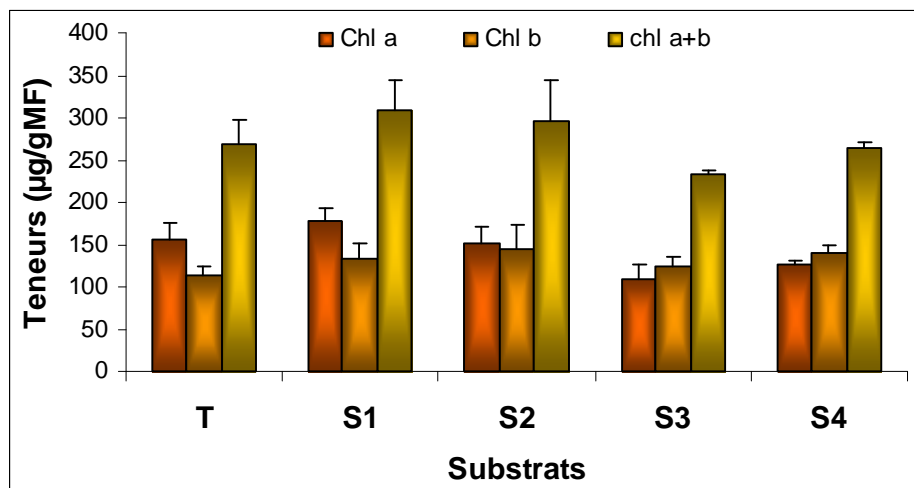


Figure n°38: Variation de la teneur en chlorophylles foliaires chez *Eucalyptus gomphocephala* en fonction des substrats

7.2.4. Effet des boues sur le rapport Chl a/chl b

- *Schinus môle*

Comme le montre la figure 39, le rapport Chl a/Chl b chez *Schinus môle* est très variable selon les différents substrats, en effet, suite à un apport de forte teneur de boue en substrat S3 et S4 montre une diminution sévère de ce rapport qui peut atteindre des valeurs de 0,89 et 0,78 respectivement correspondant à des taux de réduction d'environ 65 et 60% par rapport au témoin qui affiche une valeur de 2,21. L'analyse de la variance a un critère de classification (annexe 14) montre qu'il existe une différence très hautement significative ($P \leq 0,001$). Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir deux groupes homogènes, le premier groupe (A) représenté par le traitement "T, S1, S2", le deuxième groupe (B) représenté par les traitements " S3 et S4".

- *Acacia cyanophylla* :

Chez l'*Acacia cyanophylla* ce rapport ne varie pas significativement, la valeur la plus élevée est affichée en S1 (1,7) et la plus faible en S4 (1,1). Le test de l'analyse de la variance montre qu'il n'existe pas de différence significative ($P = 0,097$). Donc, *Acacia cyanophylla* a

pu gardé un rapport stable pour tous les substrats et donc montre une meilleur tolérance et garde une teneur en Chl a assez élevée.

- ***Eucalyptus gomphocephala* :**

Alors que chez *Eucalyptus gomphocephala*, le rapport diminue avec l'augmentation de la teneur de boue ajoutée et atteint des valeurs de 0,9 en S3 avec un taux de réduction de 34% par rapport au témoin, mais cette réduction est moins sévère que chez *Schinus môle* (avec une réduction de plus de 50%). En substrat témoin, nous avons une valeur de 1,37. Le test de l'analyse de la variance (annexe 14) est hautement significatif (P=0,004). Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir deux groupes homogènes, les substrats T et S1 sont affectés au groupe A, enregistrant les valeurs les plus élevées, les substrats "S2, S3 et S4" sont affectés au groupe B.

Tableau n° 32 : Taux de variation du rapport Chla/Chlb (exprimé en % du témoin)

substrats	<i>Schinus môle</i>	<i>Acacia cyanophylla</i>	<i>Eucalyptus gomphocephala</i>
S1	-15,80	5,66	-1,33
S2	-8,32	-7,88	-22,91
S3	-64,64	2,39	-34,39
S4	-59,54	-31,10	-33,35

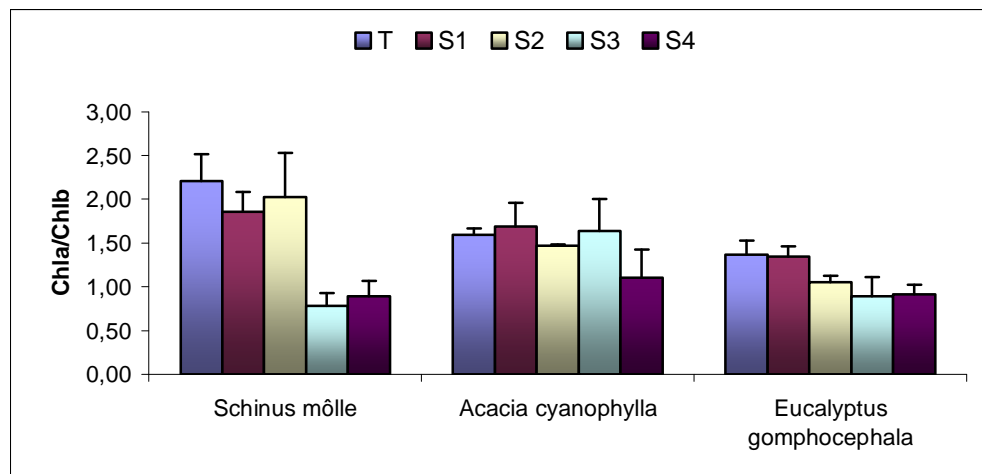


Figure n°39 : Variation du rapport Chl a/Ch b chez en fonction des substrats

Selon Erne et Lannoye (1991), l'altération de l'état physiologique des plantes, causée par des conditions défavorables de l'environnement, se reflète rapidement au niveau des signaux lumineux et thermiques émis par les feuilles.

Lors de notre travail, l'apport excessif de boue (40% et 80%) aux substrats S3 et S4 aurait enrichi les substrats en métaux lourds et qui ont eu une répercussion négative sur la synthèse de la chlorophylle.

En effet, les métaux lourds peuvent interférer avec les processus photosynthétiques d'une manière directe via une inhibition des enzymes de synthèse de la chlorophylle (Padmaja *et al.*, 1990 ; Chugh et Sawhney, 1999).

La diminution de l'activité photosynthétique, lors d'un stress hydrique, est en relation avec la fermeture des stomates (Tabaeizadeh, 1998).

Les teneurs en chlorophylle a, b et totale ont été réduites sous une concentration élevée en Cu (Rousos *et al.*, 1989 cité par Reichman, 2002)

Parallèlement à cela, les travaux de Heckman *et al.* (1987), montrent que l'absorption excessive des métaux lourds par le soja, suite à un amendement par les boues résiduelles, inhibe la photosynthèse et la fixation du N₂.

Une diminution de la photosynthèse apparente, induite par la présence de Cd dans le milieu de culture, est observée chez les végétaux supérieurs (Huang *et al.*, 1974, Bazzaz *et al.*, 1974, Carlson *et al.*, 1975, Root *et al.*, 1975, Cunningham *et al.*, 1975, Lamoreaux et Chaney, 1978, Burton *et al.*, 1986, cités par Rahmoune, 1992 ; Chugh et Sawhney, 1999).

En effet, il a été démontré aussi, que l'action toxique se traduit par la substitution du Mg par les métaux lourds dans les molécules du chlorophylle (Cu, Zn,..), ce qui a réduit la photosynthèse. Un effet secondaire de l'inhibition de la photosynthèse par le Cu est une augmentation dans la production de radicaux libres et par conséquent une augmentation dans le taux de sénescence des feuilles suite à un stress oxydatif (Luna *et al.*, 1994).

Les concentrations toxiques des métaux lourds sont le résultat d'une inhibition des photosystèmes I et II et donc une baisse dans la photosynthèse. Des résultats comparables ont été rapportés par Chugh et Sawhney (1999) pour des plantes de *Pisum sativum* en présence de Cd.

Plusieurs auteurs ont constaté une réduction des chlorophylles sous l'effet d'un stress salin (Almeida viegas *et al.*, 1999; Iklil, 2002) .

Nous avons d'une part des teneurs faibles aussi en substrats témoin, ceci peut être du à une carence en éléments minéraux, ces derniers peuvent avoir des répercussions négatives sur le processus photosynthétique suivant des modalités d'action multivariées.

En effet, la diminution de la synthèse des pigments chlorophylliens peut être due à une déficience en certains éléments comme le N (Zhao *et al.*, 2005), le Fe ou en Mg (Ouzounidou *et al.*, 1992).

Le taux de photosynthèse devient ensuite considérablement réduit de même que la fonction d'absorption en éléments nutritifs. Si l'apport en éléments nutritifs n'a pas encore été corrigé, les méristèmes de la plante entrent en dormance ou meurent (Lambers *et al.*, 1998 cités par Belanger, 2005).

La chl « a » a été dégradée à des taux élevés de boue que la chl b parce que le rapport chl a/b a diminué suite à une forte dose de boues, ceci peut être expliqué par la conversion de la chl a en chl b.

La réduction de la chl sous stress salin peut être attribuée à une augmentation de l'activité de l'enzyme chlorophyllase ou l'interruption de la structure fine de la chloroplaste et l'instabilité du pigment (Djanaguiraman *et al.*, 2006).

D'autre part, les résultats de notre expérimentation indiquent que le rapport chl a/chl b est un paramètre très fiable, qui nous renseigne sur les conditions défavorables du substrat.

En S3 et S4 chez le *Schinus molle*, nous avons une forte diminution de ce rapport de l'ordre de (0,8) et S4 chez l'*Eucalyptus gomphocephala* avec une valeur de 0,9. Donc tous ces substrats représentent des milieux stressants pour le développement des plantes.

Donc, La teneur en chlorophylle est le critère le plus utilisé pour quantifier l'état général de la plante, c'est un excellent bioindicateur de pollution et de stress (Tripathi et Tripathi, 1999). En effet, l'action des polluants même à faible dose, se manifeste avant l'apparition de symptômes visibles, par des modifications dans la proportion des pigments chlorophylliens, donc, on peut donc suivre les effets d'une pollution par dosage de ces pigments.

La diminution dans le taux de la biosynthèse de la chlorophylle s'accompagne par une diminution de l'assimilation chlorophyllienne, donc une diminution de l'élaboration de la

matière organique ce qui entraîne une perte dans la croissance des espèces et par la suite des pertes de rendement.

7.2.5. Effet sur l'accumulation de la proline

Les résultats illustrés dans la figure 40 montrent une grande différence entre espèces et entre traitements, ceci est confirmé par l'analyse de la variance à deux critères de classification qui montre qu'il existe une différence très hautement significative entre les espèces ($P < 0,001$) et entre traitements ($P < 0,001$) (annexe 15).

- *Schinus môle*

Les résultats de la teneur en proline chez *Schinus môle* illustrés dans la figure 40, montrent que l'apport de forte teneur de boue a induit une très grande accumulation de la proline foliaire. De ce fait, les teneurs les plus élevées sont enregistrées pour les substrats S3 et S4 avec des valeurs respectivement de l'ordre de 58,86 $\mu\text{g/gMF}$ et 54,67 $\mu\text{g/gMF}$ représentant des taux d'augmentation d'environ 211,62% et 189,44% par apport aux témoins respectifs. Par contre les valeurs les plus faibles sont relevées pour le substrat témoin avec 18,89 $\mu\text{g/gMF}$. Des valeurs moyennes sont relevées pour les plants évoluant en substrats S2 et S1 avec 40,93 $\mu\text{g/gMF}$ et 34,61 $\mu\text{g/gMF}$ respectivement.

Ces résultats sont confirmés par l'analyse de la variance qui montre qu'il y a une différence très hautement significative entre les substrats ($P < 0,001$). Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir trois groupes homogènes, où effectivement on note que les substrats "S3 et S4" sont affectés au groupe (A) enregistrant les valeurs les plus élevées, les substrats "S1 et S2" sont affectés au groupe (B) et le substrat témoin qui est affecté groupe (C) enregistrant la valeur la plus faible (annexe 15).

Tableau n° 33 : Taux de variation de la teneur en proline (exprimé en % du témoin)

substrats	<i>Schinus môle</i>	<i>Acacia cyanophylla</i>	<i>Eucalyptus gomphocephala</i>
S1	83,23	-52,25	-33,62
S2	116,68	-56,74	12,42
S3	211,62	-6,95	20,06
S4	189,44	27,39	-8,21

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

- ***Acacia cyanophylla*** :

Les teneurs de la proline chez *Acacia cyanophylla* représentés dans la figure 40 montrent que celles-ci sont variables selon le substrat, la valeur la plus élevée est affichée en S4 avec 19,92 $\mu\text{g/gMF}$ et un taux d'augmentation de 27% par apport au témoin (tableau 33). Par contre les valeurs les plus faibles sont enregistrées en substrats S1 et S2 avec 7,47 $\mu\text{g/gMF}$ et 6,76 $\mu\text{g/gMF}$ respectivement correspondant à des taux de réduction de 52,25% et 56,74% par apport au témoin. Des valeurs moyennes sont relevées en substrats témoin et 53 avec 15,630 et 14,547 $\mu\text{g/gMF}$.

Ces résultats sont confirmés par l'analyse de la variance à un critère de classification (annexe 15) qui montre qu'il existe une différence très hautement significative ($P < 0,001$), le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir trois groupes homogènes, un groupe dominant (A) représenté par le substrat S4, le groupe (B) représenté par "T et S3", le dernier groupe (C) représenté par "S1 et S2"

- ***Eucalyptus gomphocephala*** :

Les résultats de l'analyse de la variance (annexe 15) montrent que le test est non significatif pour ce paramètre ($P = 0,177$).

La valeur de la proline la élevée est enregistrée en substrat S3 avec 16,63 $\mu\text{g/gMF}$, la valeur la plus faible est enregistrée en substrat S1 avec 9,20 $\mu\text{g/g MF}$.

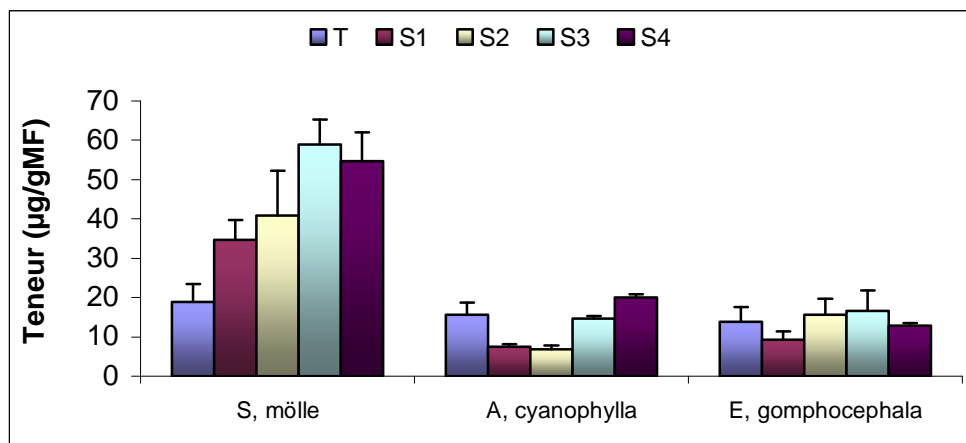


Figure n°40 : Variation des teneurs en proline foliaire en fonction des substrats

Le contenu foliaire en proline a été suggéré comme un marqueur de stress (Tahri et al., 1998 ; Mefti et al., 1998 ; Tripathi et Tripathi, 1999 ; Hernandez et al., 2000 ; Driouich et al., 2001 ; Punja, 2001 ; Çiçek et Çakirler, 2002 ; El-Iklil et al., 2002 ; Matysik, et al., 2002 ; Panda, 2003; Ben Khaled, 2003; Abdul, 2004 ; Leprince et al., 2004 ; Richard Bligny, 2004 ; Ruiz et al., 2005).

En effet, les substrats S3 et S4 (qui représentent les taux élevés de boues) ont induit une accumulation très remarquable de la proline dans les tissus foliaires de *S. môle* avec des taux d'augmentation de l'ordre de 211,62% et 116,68% dans les deux substrats respectivement, aussi que dans les tissus foliaires d'*Acacia cyanophylla* en S4 avec un taux moins important par rapport à *Schinus môle* de l'ordre de 27,39%

Certain auteurs (Zid et Grignon, 1991 ; Singh et al., 1973 cités par Tahri, 1998 ; Djanaguiraman et Sheeba, 2006, pensent que les quantités accumulées pourraient être liées au niveau de tolérance aux stress.

Cette forte accumulation n'est autre qu'un signe de perturbation conformément à ce que Hansson, et al. (1977) et Larher et al. (1993, in Hernandez, 2000) ont montré plutôt qu'une adaptation.

L'accumulation de la proline est le résultat de l'inhibition de l'assimilation du CO₂ (Viégas et Gomes Da Silveira, 1999) et l'augmentation du catabolisme des protéines (Viégas et Gomes Da Silveira, 1999 ; Lluch *et al.*, 1995 in Ben khalled *et al.*, 2003) et/ou une synthèse de nouveau de cet acide aminé (Lluch *et al.*, 1995in Ben khalled *et al.*, 2003

D'autres résultats montrent une liaison entre la capacité d'accumulation de la proline et la minimisation de la baisse de rendement en grain sous stress hydrique (Addad *et al.*, 2005)

Les teneurs de la proline chez *Eucalyptus gomphocephala* varient faiblement, cette espèce se comporte approximativement de la même manière en affichant des résultats faibles et rapprochés. Donc, cette espèce ne semble pas accumulé de la proline comme métabolite de

résistance au stress, ou encore, ces très faibles teneurs peuvent nous renseigner que ce métabolite a pu servir, en se dégradant, de source disponible et rapide d'azote et de carbone ou d'équivalents réducteurs au cours du stress.

Chez l'Acacia, là où on a une grande accumulation de proline on connaît la plus forte diminution de ses teneurs en pigments chlorophylliens totaux (a+b) et vice versa ; donc nous avons une corrélation négative pour ces deux paramètres (annexe 17). Ces résultats suggèrent l'existence d'une connexion vraisemblable entre les voies de biosynthèse des pigments chlorophylliens et de la proline. Une compétition entre ces deux composés sur leur précurseur commun, le glutamate, peut être à l'origine de cette évolution (Tahri *et al.*, 1998 ; Reddy et Veeranjanyulu, 1991, cités par Kavi Kishor *et al.*, 2005).

7.2.6. Effet sur l'accumulation des sucres solubles

La figure 41 représente les variations de la teneur en sucres des différentes espèces étudiées en fonction du substrat de culture. Les résultats illustrés dans cette figure montrent une grande différence entre espèces et entre traitements, ceci est confirmé par l'analyse de la variance à deux critères de classification (annexe 16).

- ***Schinus môle***

Les teneurs des sucres solubles chez *Schinus môle* représentés dans la figure 41 montrent que celles-ci sont variables selon le substrat, la valeur la plus élevée est affichée en S4 avec une valeur de l'ordre de 3450 μ g/gMF et un taux d'augmentation de 52,5% par rapport au témoin. Par contre les valeurs les plus faibles sont enregistrées en substrats "témoin S1 et S2" avec des valeurs allant de 2262,6 μ g/gMF à 2117,6 μ g/gMF.

L'analyse de la variance (annexe 16) permet de mettre en évidence un effet très hautement significatif du substrat sur l'accumulation des sucres solubles foliaires (P<0,001).

Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir trois groupes homogènes, un groupe dominant (A) représenté par le substrat "S4", un groupe (B) représenté par le substrat " S3" et un groupe (C) représenté par les substrats "T, S1 et S2 " enregistrant les plus faibles teneurs.

Tableau n° 34 : Taux de variation de la teneur en sucres exprimé en % du témoin

substrats	<i>Schinus molle</i>	<i>Acacia cyanophylla</i>	<i>Eucalyptus gomphocephala</i>
S1	-6,40	-8,80	-10,20
S2	-5,98	-3,72	24,62
S3	16,33	-4,83	30,48
S4	52,50	-11,85	30,74

Les valeurs positives représentent les taux d'augmentation

Les valeurs négatives représentent les taux de réduction

- ***Acacia cyanophylla* :**

Les résultats de l'analyse de la variance chez *Acacia cyanophylla* (annexe 16) montrent qu'il n'y a pas de différence significative entre les substrats pour ce paramètre (P=0,815). La valeur la plus élevée est relevée pour les plants élevés en substrats témoin avec 549 µg/gMF, et la valeur la plus faible est enregistrée en substrat S4 avec 483,9µg/gMF

- ***Eucalyptus gomphocephala* :**

Les teneurs en sucres solubles chez *Eucalyptus gomphocephala* représentés dans la figure 41 montrent que celles-ci sont variables selon le substrat, les valeurs les plus élevées sont affichées en substrats S4, S3 et S2 allant respectivement de 2004,7 µg/gMF à 1911µg/gMF. Par contre la valeur la plus faible est relevée pour le substrat S1 avec 1376,9 µg/gMF.

Les résultats de l'analyse de la variance (annexe 16) montre qu'il existe une différence significative entre les substrats pour ce paramètre (P=0,019). Le test de Newman et Keuls au seuil de 5% fait ressortir trois groupes, où on note l'affectation des substrats S4, S3 et S2 en groupe (A) et le substrat témoin en groupe (AB), le substrat S1 au dernier groupe (B), enregistre la plus faible teneur.

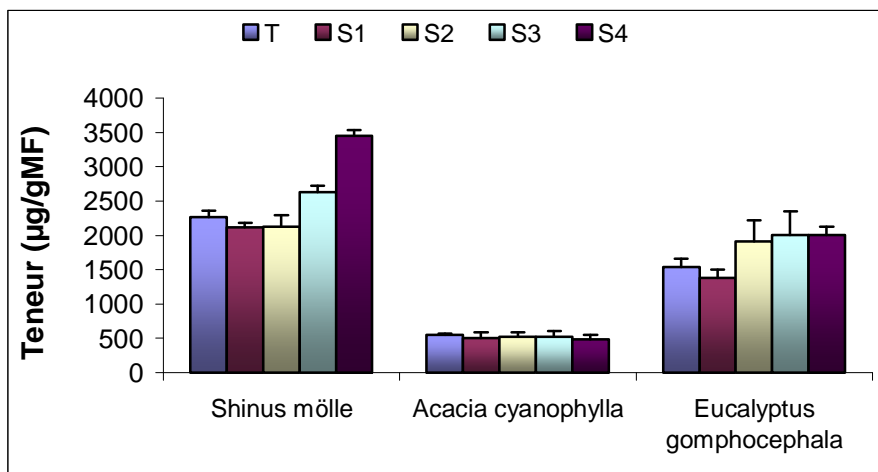


Figure n°41: Variation des teneurs en sucres solubles foliaire en fonction des substrats

De nombreuses études confirment l'accumulation de teneurs élevées en sucres solubles chez différents types de plantes sous condition de stress : hydrique (Mefti et al., 1998 ; Kameli et Losel, 1995) ; salin (Zid et Grignon, 1991 ; Benkhaled, 2003), osmotique (Abdelkrim et al., 2005) et métallique (Massantini et al., 1990).

En effet, les substrats S3 et S4 (qui représentent les taux élevés de boues) ont induit une accumulation très remarquable des sucres solubles dans les tissus foliaires de *S. môle* avec des taux d'augmentation de l'ordre de 16,22% et 52,50%, comparativement au témoin, ainsi que dans les tissus foliaires d'*E. gomphocephala* avec des taux de 30,48% et 30,74% pour le S3 et S4 respectivement.

Cette augmentation est en réalité un paramètre d'adaptation aux conditions de stress (Zid et Grignon, 1991, Kameli et Losel, 1995 ; Bajji et al, 1998 ; Singh et al., 1973 cités par Tahri, 1998; Djanaguiraman et Sheeba, 2006), permettant de constituer une garantie pour le maintien d'une intégrité cellulaire élevée (Bensalem, 1993 cité par Mefti et al., 1998).

Les sucres peuvent protéger les membranes et les protéines contre la déshydratation en incitant la formation d'une sorte de verre aux températures physiologiques (David *et al.*, 1998).

Le saccharose peut agir en tant que composé soluble compatible et son accumulation peut permettre d'éviter la cristallisation des molécules contenues dans la cellule. Elle limite donc les dommages au niveau des structures cellulaires (Williams et Leopold in Dubos, 2001)

Ce type de tolérance permet à la plante d'assurer normalement ses fonctions physiologiques malgré une dégradation de son état hydrique interne (De Raissac, 1992).

Rausen (1978), pense que cette accumulation de carbohydrates ne pourrait pas être due à une surproduction des assimilés mais reflétant plutôt une réduction de leur translocation du site de synthèse, des feuilles vers le reste de la plante particulièrement le système racinaire dont la croissance est tributaire.

Les nombreux cas où sont décelées des accumulations de sucres ou de leurs dérivés alcools (mannitol, sorbitol...) s'accompagnent aussi de l'augmentation d'un des composés aminés (proline ou glycine-bétaïne (Levigneron, 1995), comme c'est le cas pour le Faux poivrier ou on a constaté qu'il accumule les sucres et la proline en S3 et S4. toutefois la corrélation obtenue pour cette espèce est non significative $r=0,638$, $p=0,247$

Les teneurs en sucres solubles chez *Acacia cyanophylla* varient faiblement, cette espèce se comporte approximativement de la même manière en affichant des résultats faibles et rapprochés. Donc, cette espèce ne semble pas accumuler ces sucres comme métabolite de résistance au stress. Ou encore, ces très faibles teneurs peuvent nous renseigner que ce métabolite a pu servir, en se dégradant, de source disponible et rapide de carbone ou d'équivalents réducteurs au cours du stress (Blum and Ebercom, 1976 cités par Hellmann et al., 2000).

La diminution de la croissance est due probablement à un effet osmotique causant un déficit hydrique et ou par l'effet des ions qui provoquent des déséquilibres nutritionnelles par déficience ou excès ioniques (Benterrouche et Rahmoune, 2005).

L'accumulation des solutés organiques (sucres, proline) n'est autre qu'un phénomène d'adaptation au stress, permettant à la plante de maintenir sa turgescence par la diminution du potentiel hydrique, c'est une forme d'ajustement de son potentiel osmotique (Monneveux, 1989).

On remarque que *Schinus môle* qui s'est montrée la plus sensible aux teneurs élevées de boue sur le plan morpho-physiologique, réagit en accumulant plus rapidement de la proline et des sucres solubles. Par contre celles (*Acacia cyanophylla*, et *Eucalyptus gomphocephala*)

qui se sont montrées tolérantes, présentent une stabilité relative ou une faible accumulation de leur teneur en proline en en sucres solubles comparativement à celle sensible.

La réduction de la croissance peut être aussi le résultat de la diminution de l'absorption du carbone (diminution de la photosynthèse et la surface foliaire) (Epron *et al.*, 1999).

L'ajustement osmotique adapté assure, d'une part, la poursuite de l'absorption de l'eau du sol et, d'autre part, la rétention de l'eau intracellulaire et le maintien de la turgescence (Levigneron *et al.*, 1995) et des processus qui en dépendent, l'ouverture des stomates, la transpiration, la photosynthèse et la croissance (Morgan, 1984 ; Levigneron *et al.*, 1995)

La réduction de la croissance peut être le résultat de la diminution de la photosynthèse et la surface foliaire à la fois et au changement de la distribution du C pour les processus de la croissance (synthèse de la paroi et composés cellulaires) pour maintenir les processus (turnover réparation et transport ionique) ou à l'ajustement osmotique par les solutés organiques (Yeo, 1998 cités par Epon *et al.*, 1999)

On notera toutefois que la baisse de la croissance semble se faire aussi via une diminution de l'élongation cellulaire comme cela a été mis en évidence par Costa (1999 in Dubos, 2001).

Ces résultats sont en accords avec les mesures de croissance, une diminution plus marquée de la croissance au niveau des parties aériennes qu'au niveau des parties racinaires. Cette différence semble liée à l'implication des racines dans l'assimilation de l'eau, car le maintien d'une certaine activité cellulaire va permettre aux plantes de prospector le milieu pour la recherche d'eau (Dubos, 2001).

Chez *Schinus molle*, nous avons trouvé une corrélation négative significative entre les sucres solubles et la chlorophylle (annexe 17).

L'effet le plus commun des stress abiotiques sur la physiologie des plantes est ainsi la réduction de la croissance.

CHAPITRE 8 :

Conclusions et perspectives

8.1. Conclusions

Tout au début de ce travail, on a fixé l'objectif de mettre en évidence l'avantage de l'utilisation des boues résiduaires dans l'amélioration du substrat de culture et par la suite, l'amélioration de la croissance des arbres en milieu urbain et par la même prévoir des applications sur terrain.

L'étude a été menée sur des essais réalisés au laboratoire. Différents paramètres concernant la caractérisation du substrat de culture ainsi que des paramètres morphologiques et physiologiques concernant le matériel végétal ont été analysés.

Le travail rapporté dans ce mémoire, fait ressortir que La boue résiduaire issue de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Constantine présente des qualités et des caractéristiques permettant de la valoriser en milieu forestier et particulièrement en foresterie urbaine pour l'entretien des espaces verts et la mise en valeur des sols. En effet, ces déchets urbains sont une source de matière organique et éléments nutritifs à savoir le phosphore.

En ce qui concerne l'effet de l'apport de boue sur les caractéristiques du matériel végétal, nos résultats montrent que les boues résiduaires exercent, chez toutes les espèces, un effet bénéfique de tous les paramètres morphologiques et physiologiques étudiés; cependant il ne les affecte pas de la même manière. Le degré d'affection dépend de la teneur en boues et de l'espèce végétale.

Tout d'abord, les symptômes de toxicité pourraient servir de bioindicateurs de la toxicité du milieu (une grande salinité ou une pollution éventuelle du sol par des métaux lourds apportés par les boues d'épuration utilisées comme amendement). L'impact s'est avéré très sévère sur les feuilles par apparition de chloroses, nécroses conduisant ainsi à une baisse les pigments chlorophylliens. Ces symptômes visibles fournissent des bioindications sur la sensibilité comparative de différentes espèces.

Ces symptômes montrent, qu'*Acacia cyanophylla* et *Eucalyptus gomphocephala* sont les moins affectées. Contrairement à *Schinus molle* qui présente des symptômes de toxicité en substrat contenant 40% de boue.

Du point de vue croissance végétative : le meilleur accroissement de la tige et de la surface foliaire et la biomasse sont donnés par le substrat S1 et S2 avec une supériorité pour le substrat S2 (20% de boues) pour les deux espèces : *Schinus môle* et *Acacia cyanophylla*, qui témoignent d'un bon développement végétatif comparativement au témoin.

Nous avons pu constater aussi qu'en augmentant les teneurs de boues (substrats S3 contenant 40% de boue), tous les paramètres de croissance sont affectés sévèrement chez *Schinus môle* et légèrement chez *Acacia cyanophylla*. Les substrats « témoin, S3 et S4 » sont des substrats défavorables à leur croissance.

Les différences non significatives de la longueur de la tige chez *Eucalyptus gomphocephala* nous amène à dire que les boues résiduaires n'ont pas d'effet sur leur croissance, ceci est due peut être à la durée de l'expérience ou encore à une stratégie adaptative à un stress.

Ainsi du point de vue évaluation de la tolérance, nous avons constaté que les teneurs élevées de boues d'épuration réduit l'élongation de la partie aérienne, et même, dans certains cas, le rapport (tige/racine). Cependant l'espèce la plus tolérantes au teneur élevé en boues d'épuration sont celles qui ont pu garder un rapport (Lr/Lt) équilibré (*Acacia cyanophylla* et *Eucalyptus gomphocephala*). On assiste à une diminution de ce rapport chez les plants stressés (sont toujours inférieur à ceux des plants témoins) (*Schinus môle*).

Même pour les paramètres physiologiques, nous avons montré que les teneurs en chlorophylles a, b, totaux ainsi que le rapport chl a/b sont des paramètres sensibles et peuvent nous renseigner sur le degré de tolérance des espèces. Les résultats obtenus ont confirmés ce que nous avons déjà avancé, le faux poivrier a accumulé plus de chlorophylle totale à une teneur de 10%, à 20% et l'Acacia a accumulée plus de chl (a+b).

Nous avons constaté que la chl a est plus sensible que la chl b, nous avons une réduction de la chl a aux S3 et S4 chez *Schinus môle* et *Eucalyptus gomphocephala* alors que nous avons une réduction en S4 chez l'*Acacia cyanophylla*.

Lorsque les doses de boue sont supérieures à celles provoquant la stimulation, il y a diminution de la croissance et des activités photosynthétiques

En ce qui concerne l'accumulation des métabolites de résistance :

L'évolution de la teneur en proline chez les différentes espèces a également confirmé nos résultats précédemment indiqués pour les autres paramètres où ont été enregistrés une légère augmentation de la teneur en proline chez *Acacia cyanophylla* traduisant un ajustement osmotique pour contre-carrer l'effet du potentiel osmotique du sol (espèce résistante). Au contraire, chez l'espèce sensible (*Schinus molle*), la teneur en proline a enregistré une forte augmentation indiquant une certaine perturbation métabolique.

L'*Eucalyptus* ne semble pas accumulé de la proline comme métabolite de résistance.

L'évolution de la teneur en sucres solubles chez les différentes espèces a également confirmé nos résultats précédemment indiqués pour les autres paramètres où ont été enregistrés une augmentation d'environ 30% de la teneur en sucres solubles chez *Eucalyptus gomphocephala* traduisant un ajustement osmotique pour contre-carrer l'effet du potentiel osmotique du sol par contre *Schinus molle* a enregistré une augmentation de l'ordre d'environ 50% par rapport au témoin, indiquant une certaine perturbation métabolique.

Acacia cyanophylla ne semble pas accumulé de sucres solubles comme métabolite de résistance.

L'accumulation des solutés organiques (sucres, proline) n'est autre qu'un phénomène d'adaptation au stress induit par le substrat, permettant à la plante de maintenir sa turgescence par la diminution du potentiel hydrique, c'est une forme d'ajustement de son potentiel osmotique. Ce type de tolérance permet à la plante d'assurer normalement ses fonctions physiologiques malgré une dégradation de son état hydrique interne. On a enregistré aussi une accumulation en fonction de l'intensité du stress.

Les stratégies mises en œuvre pour maintenir l'homéostasie en condition de stress sont consommatrices d'énergie et de ressources qu'elles détournent au dépend de la croissance.

Ces données peuvent servir lors du choix d'essence pour la plantation et représentent un indice d'évaluation du comportement de l'arbre vis-à-vis de son environnement. La justesse de cette évaluation est sans cesse vérifiée par le niveau d'adaptabilité de l'arbre au stress du milieu.

Ces résultats nous permettent de dire que les substrats S3 et S4 sont des substrats défavorables à la croissance des espèces étudiées et sont à exclure.

8.2. Perspectives

L'utilisation des boues d'épuration comme amendement agricole est à prendre en considération car celles-ci peuvent constituer à des taux relativement élevés une menace pour les végétaux et par la suite l'environnement. C'est pour cela qu'une réglementation d'épandage est indispensable à cet effet (saison, type de culture, quantité apportée, caractéristique du sol receveur: pH, matière organique...etc.).

Notre étude a été orientée sur la valorisation des boues résiduaires urbaines, mais elle ne prend pas en compte l'effet de celle-ci sur le milieu naturel, en perspective de recherche, on préconise d'autres études, qui porteront sur le devenir des métaux lourds dans les tissus végétaux et dans l'écosystème.

Il faut noter aussi que les boues sont très riches en matière organique et que leur valorisation est très importante, puisqu'elle donne un plus à la production ligneuse, et qu'avant leur utilisation, il faut qu'elles subissent des traitements de stabilisation afin de réduire la fermentescibilité des boues pour atténuer ou supprimer les mauvaises odeurs.

Une étude plus poussée, qui portera sur la qualité biologique semble indispensable pour prévenir les risques de pathogène.

Bien que ce travail ait tenté de caractériser la réponse ou la réaction de quelques espèces vis-à-vis d'une fertilisation avec les boues d'épuration, en se basant sur des critères morphologiques, physiologiques et biochimiques, rendant compte de l'effet bénéfique de leur utilisation, plusieurs autres questions restent encore posées et nécessitent d'être approfondies à savoir :

- l'étude de ces paramètres en fonction du stade de développement afin de déterminer le stade le plus sensible et celui à partir duquel les boues auront un effet bénéfique, pour programmer l'intervention des épandages avec les boues.
- La nutrition minérale et sa relation avec son absorption, elle pourrait nous renseigner sur le type de plante en question (accumulatrice,...etc.) et pourrait compléter l'étude physiologique que nous avons entamée.
- Il est préférable d'utiliser une large gamme de doses croissantes de boues pour déterminer la limite à partir de laquelle l'accumulation de proline et de sucres constitue une adaptation et la limite à partir de laquelle elle constituerait une perturbation métabolique.

Références bibliographies

- **Abdelkrim F., Djebbar R. et Aid F. (2005).** Effet d'un stress osmotique sur la germination et le début de croissance de deux variétés de colza : Brassica napus L. Eurol et Goeland. 1^{er} Colloque Euroméditerranéen de Biologie Végétale et Environnement, Annaba 28-30 novembre 2005.
- **Abdul W. (2004).** Analysis of toxic and osmotic effects of sodium chloride on leaf growth and economic yield of sugarcane. Bot. Bull. Acad. Sin. 45: 133-141.
- *Acacia saligna* H. L. Wendl. www.plantes-ornementales.com.
- **Addad D., Hamli S. et Bouaerzour H. (2005).** Etude de la réponse des plantules de blé dur (*Triticum durum* Desf.) aux stress abiotiques et des liaisons avec le comportement de la plante en plein champ. 1^{er} Colloque Euroméditerranéen de Biologie Végétale et Environnement, Annaba 28-30 novembre 2005.
- **ADEM (1996).** La valeur azotée des boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. 336 p.
- **ADEM (1999).** L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque - janvier, SFSP.
- **ADEM (2001).** Les boues d'épuration municipales et utilisation en agriculture.
- **Adiloglu A. (2002).** The effect of zinc (Zn) application on uptake of cadmium (Cd) in some cereal species. Agronomy and Soil Science. 48 (6): 553-556
- **Adler E. (2001).** Boues d'épuration et métaux lourds : éléments d'information. article paru dans HEXAGONE Environnement. 36 : 27-29.
- **Adrina C. et Ambrosii (2006).** Recueil des meilleures pratiques de gestion des forêts urbaines canadiennes. Fondation canadienne de l'arbre.
- **AFNOR (1994).** Qualité des sols. Environnement. Recueil des normes françaises. A.F.N.R., Paris 154p.ew0
- **Afsse (2004).** (Agence française de sécurité sanitaire environnementale) Rapport préliminaire de la commission d'orientation du Plan national santé-environnement. Document de travail. 166p.
- **Ait Haddou Mouloud M., Bousrhal A., Benyahia H. and Benazzoouz A. (2002).** Effet du stress salin sur l'accumulation de la proline et des sucres solubles dans les feuilles de trois porte-greffes d'agrumes au Maroc. Cirad, EDP Sciences.

- **Ait Hamou R. et Hermouche M. (1997).** Etude de l'effet des boues résiduaires sur la production de la pomme de terre en comparaison avec le fumier de ferme et la litière de volaille. INRAA 16:51-58.
- **Alatou D., Benderradji M.H., Achi D. et Megoura H. (2001).** La foresterie urbaine. L'environnement en Algérie Impacts sur l'écosystème et stratégies de protection, laboratoire d'études et de recherche sur le Maghreb et la Méditerranée. Université Constantine. Pp 135-140.
- **Albouchi A., Sebeïb H., Meznic Majid Y. and Hédi El Aounid M. (2001).** Influence de la durée d'acclimatation sur l'endurcissement à la sécheresse d'*Acacia cyanophylla* Lindl. Ann. For. Sci. 58 : 519–528.
- **Allard T., Quillon P.J. et Delmas A.B. (1988).** Le cadmium du sol à la plante. A.P.A.O., INRA, ADEPRINA, 85p.
- **Alloway B. J. (2004).** Zinc In Soils And Crop Nutrition *August* . The Zinc logo is a registered trademark available to producers and users of zinc. Internet: www.zincworld.org.115p.
- **Alloway B.J. and Jackson AP. (1991).**The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils. N°:151-76.
- **Almeida Viégas R. and Gomes da Silveira J. A. (1999).** Ammonia assimilation and proline accumulation in young cashew plants during long term exposure to NaCl-salinity. Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal. 11(3):153-159.
- **Amir S. (2005).** Contribution a la valorisation de boues de stations d'épuration par compostage : devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du compost. Thèse de docteur en Sciences Agronomiques, Institut national polytechnique de Toulouse. 312 p.
- **Anonyme1 (2005).** Autres méthodes de gestion sur place des eaux pluviales pour les ensembles résidentiels, Foresterie urbaine, SCHL-CMHC.
- **Anonyme 2 (2006).** Les forêts du Canada - Fondation canadienne de l'arbre.
- **ANPE. (1996).** Aide mémoire. Document interne de 55 p.
- **Arbour D., Aménatech S.M. et Ndeau L. (2004).** Ville de Sherbrooke. Etude sectorielle sur la gestion de la foresterie. Rapport. 27p.
- Aromates, espèces et condiments du monde entier <http://www.aromatiques.com>.
- **Bailly A. et Gautry J.Y. (2006)** . Qualifier les effets de l'épandage de produits résiduaires en zones boisées. INFORMATIONS - FORÊT N°4-Fiche n° 738.

- **Bajji M., Kinet J.M., Lutts Stanley (1998).** Salt stress effects on roots and leaves of *Atriplex halimus* L. and their corresponding callus cultures. *Plant Science*. 137: 131-142.
- **Barcelo J. and Poschenrieder C. H. (1990).** Plant water relations as affected by heavy metal stress. *J. Plant Nutr.* 13: 1-37.
- **Bazzaz F.A., Rolfe G.L. and Calson R.W. (1974).** Effect of Cd on photosynthesis and transpiration of excised leaves of corn and sunflower. *Phys. Plant*, 32: 373-376.
- **Bélangier M.C. (2005).** Détection de carences nutritives par fluorescence active et spectrométrie. Thèse de doctorat en sciences forestières, Université Laval, Québec. 201p.
- **Benbrahim M., Denaix L., Carnus J.M., Timbal J., Chossat J.C., Scheifler R., Gomot de Vaufléury A., Badot P.M., Tricot A., Lolive J. (2003).** Effets environnementaux des épandages de boues de stations d'épuration en plantation de pin maritime. Dossier de l'environnement de l'INRA. n°:25.
- **Ben Khaled L., Morte Gómez A., Ouarragel M., Oihabi A. (2003).** Réponses physiologiques et biochimiques du trèfle (*Trifolium alexandrinum* L.) à la double association Mycorhizes-*Rhizobium* sous une contrainte saline. *INRA, EDP Sciences. Agronomie*. 23: 571–580.
- **Ben Naceur M., Rahmoune C., Sdiri H., Maddah M. et Selmi M. (2001).** Etude du stress salin sur la germination, la croissance, et la reproduction en grains de quelques variétés maghrébines de blé. *Secheresse*.12 (3): 167-174.
- **benoit.leblanc@usherbrooke.ca.** Biochimie des protéines. BCM-514
- **Ben Salem H., Atti N., Priolo A. and Nefzaoui A. (2002).** Polyethylene glycol in concentrate or feedblocks to deactivate condensed tannins in *Acacia cyanophylla* Lindl. foliage 1. Effects on intake, digestion and growth by Barbarine lambs. *Animal Science*, Vol. 75 Part 1.
- **Bensouiki A. et Aib M. (2002).** Mise au point d'une technique d'extraction des métaux lourds des sédiments. Evaluation du niveau de contamination par le Cd, Pb, Zn, et Cu des boues d'épuration et de l'impact de la STEP Ibn Ziad sur l'Oued Rhumel. Mémoire d'ingénieur, Université de Constantine. 76p.
- **Benterrouche I. et Rahmoune C. (2005).** Effet de l'utilisation des boues d'épuration comme fertilisant sur la pollution, la croissance et le développement d'essences

forestières urbaines. 1^{er} Colloque Euroméditerranéen de Biologie Végétale et Environnement, Annaba 28-30 novembre 2005.

- **Bingham F.T. (1979).** Bioavailability of Cd to food crops in relation to heavy metal content of sludge-amended soil. *Environmental Health perspectives*, 28: 39-43.
- **Biologie des plantes (2000).** Éditeur ASPP. www.hort.purdue.edu.
- **Bligny R., Boisson A.M., Gout E., Fourier J. (2004).** Métabolisme et stress Laboratoire de Physiologie Cellulaire Végétale (PCV). 123p
- **Bois G. (2005).** Ecophysiologie de semis de conifères ectomycorhizés en milieu salin et sodique. Thèse de doctorat. 187p.
- **Bory G. (2000).** L'arbre dans la ville. On ne regarde pas les arbres en ville ! Dossier forêt. Fiche extraite du Dossier Forêt.170p
- **Boulay J.Y. (2004).** Les relations numériques du code génétique. 115p
- **Bourekeb A. (2002).** Possibilité de phytoremédiation des sols amendés avec des boues d'épuration par les Epinards et la laitue, Mémoire d'ingénieur. 100 p.
- **Bourne H. J. (1989).** Production en pépinières de l'arbre urbain. *Rev. For.* XLI, n° sp : 87-97.
- **Bourrelier P.H., Berthelin J. et Pédro G. (1998).** Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. Académie des sciences. Technique & documentation, rapport n° 42, Paris 440p.
- **Bozkurt M.A. and Yarılgac T. (2003).** The Effects of Sewage Sludge Applications on the Yield, Growth, Nutrition and Heavy Metal Accumulation in Apple Trees Growing in Dry Conditions. *Turk J Agric For.* 27: 285-292.
- **Brown D. H. and Avalos A. (1993).** The Role of Calcium in Intracellular Cadmium Uptake by the Lichen *Peltigera membranacea*. *Annals of botany* .71: 467-473.
- **Bruhier Sylvie Vanpeene ; Christian Piedallu et Isabelle Delory (2002).** Réaménagement forestier des carrières de granulats. Cemagref edition. 319p.
- **Brune A. Urbach W. and Dietz K.J. (1995).** Differential toxicity of heavy metals is partly related to a loss of preferential extraplasmic compartmentation: a comparison of Cd- Mo- Ni- and Zn- stress. *New Phytol.* 129: 403-709.
- **Buchanan B., Gruissen W., Jones R. (2000).** Biochemistry and molecular biology of plants, ASPP Publisher. 230pp

- **Cabaret J., Geerts S., Madeline M., Ballandonne C., Barbier D. (2002a).** The use of urban sewage sludge on pastures: the cysticercosis threat, *Vet. Res.* 33: 575–597. INRA, EDP Sciences.
- **Cabaret J., Moussavou-Boussouvou M.N., Madeline M., Ballandonne C., Barbier D. (2002b).** Épandage des boues d'épuration urbaines sur les prairies : risque de cysticercose pour les ruminants et de téniasis pour l'Homme, Dossier de l'environnement de l'INRA n°25.
- **Camobreco V. J., Richards B.K., Steenhuis T. S., Peverly J.H., and McBride B. (1996).** Movement of heavy metals through undisturbed and homogenized soil columns. *Soil Science.* 161: 740-750.
- **Cereve (1999).** mesure de la chlorophylle par fluorimétrie. 60p
- **Chacalo A. et Pineau M. (1991).** Problèmes environnementaux et situation des arbres urbains dans la Ville de Mexico. *Journal of Arboriculture* 17(2) : 49–54.
- **Chang A.C., Page A.L. and Bingham F.T. (1982a).** Heavy metal absorption by winter wheat following termination of cropland sludge applications. *J. Environ. Qual.* 11(4): 705-708.
- **Chang A.C., Page A.L., Foster K.W. and Jones T.E. (1982b).** A comparison of cadmium and zinc accumulation by four cultivars of barley grown in sludge- amended soil, *J. Environ. Qual.* 11 (3): 409-412.
- **Chang A.C., Granato T.C., Page A.L. (1992).** A methodology for establishing phyto-toxicity criteria for Cr, Cu, Ni, and Zn in agricultural land application of municipal sewage sludges. *J. Environ. Qual.*, 21 : 521–536.
- **Chassin P., Baiz D., Cambier Ph, Sterckeman T. (1996).** Les éléments traces métalliques et la qualité des sols. Impact à moyen et à long terme. *Etude et gestion des sols* , (3– 4) : 297-305.
- **Chugh L.K. and Sawhney S.K. (1999).** Photosynthetic activities of *Pisum sativum* seedlings grown in presence of cadmium. *Plant. Physiol. Biochem.*, 37 (4): 297-303.
- **Çiçek Nuran and Çakırlar Hüsnü (2002).** The effect of salinity on some physiological parameters in two maize cultivars. *Bulg. J. Plant Physiol.* 28(1-2): 66-74.
- **Clifford, S. C., Arnat, S. K., Corlett, J. E, Joshi, S., Sankhla, N., and Jones, H. G., (1998).** The role of solute accumulation, osmotic adjustment and changes in cell wall elasticity in drought tolerance in *Ziziphus mauritiana*. *J. Exp.Bot.* 49: 967-977.

- **Cleiner K. W., Abrams M. C. and Schutz J. C. (1992).** The impact of Water and nutrient deficiencies on the growth, gas exchange and water relations of red oak and chestnut oak. *Tree Physiology* 11: 271-287.
- **Coïc Y. et Coppenet M. (1989).** Les oligoéléments en agriculture et élevage. INRA, Paris. 114p.
- **Coker E.G., Hall J.E., Carlton A., Smith C.H. and Davis D. (1987).** Fields investigation into the manorial of loggom-matured digested sewage, *J.Agric.sci.* 18: 467-478.
- **Cornic G., Streb P., Bligny R., Aubert S. (2005).** Thème 1 : Biochimie et physiologie métabolique des plantes alpines. 46p
- **Costa G., Michaut J.C. and Morel J.L. (1994).** Influence of cadmium on water relations and gaze changes in phosphorus deficient *Lupinus albns.* *Plant Physiol. Biochem.*, 32 (1) : 105-114.
- **Couillard C. (1986).** Etude de quelques indices de croissance de *Larix laricina* fertilisés par des boues anaérobies. *Pub. Div. Selper LTD* :191-206.
- **Couillard C., Grenier Y. (1988).** Alternative à la gestion des boues résiduaires municipales : recyclage en sylviculture, *Sci. Techn. de l'eau*, 20 (3) : 215-220.
- **Cripps R.W., Winfree S.K., Reagan J.L. (1992).** Effects of sewage sludge application method on corn production. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23: 1705–1715.
- **Crompton Heather (1992).** A quick guide to useful nitrogen fixing trees from around the world. *Acacia saligna* - For Dryland Fodder and Soil Stabilization. NFTA. A publication of the Forest, Farm, and Community Tree Network-Australia: 518-646pp.
- **Cyrille Forestier (2004).** Direction des sciences du vivant *CEA centre de Cadarache* - La phytoremédiation ou quand le Soleil aide à dépolluer les sols, CLEFS CEA. N°49.
- **Dagnelie P. (1999).** Statistique théorique et appliquée. Tome2 : inférence statistique à une et à deux dimensions. Bruxelles-Université de Boeck et Larcier. 659p.
- **Dakheel A. (1991).** Osmotic adjustment: a selection criterion for droughth tolerance. *Physilogie-breeding of winter cereals for stressed Mediterranean environments.* INRA, PARIS. INSB.2-7380-0306-0 : 337-368.

- **David M. M., Coelho D., Bannote I., and Correira M. J. (1998).** Leaf age effects on photosynthetic activity and sugar accumulation in droughted and rewatered *Lupinus albus* plants. *Aust. J. physiol.* 25: 299-306.
- **Debba M.B. (2005).** Contribution à l'étude des boues résiduaires. Intérêt agronomique et effet des polluants dans le sol et le végétal (essai sur la tomate industrielle). 1^{er} Colloque Euro-Méditerranéen en Biologie Végétale et Environnement annaba. 324p.
- **Delaa Y. (2003).** Utilisation des végétaux dans l'approche écotoxicologique de la pollution atmosphérique de Constantine, thèse de Magistère. 187 p.
- **Driouich A., Ouhssine M., Ouassou A. et Bengueddour R. (2001).** Effet du NaCl sur l'activité du phosphoénol pyruvate carboxylase (PEPC) foliaire et son rôle sur la synthèse du malate et de la proline chez le blé dur (*Triticum durum* Desf). *Science Letters*, 3(3) : 123-128
- **Drouineau G. (1943).** Méthode rapide d'appréciation du pouvoir chlorosant des sols calcaires. *Ann. Agr.*, 1 :16-18.
- **Dubois M., Gilles K.A., Hamilton J.K., Rebers P.A. and Smith F. (1956).** Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, 28 (3): 350-356.
- **Dubos C. (2001).** Réponse moléculaire de jeunes plants de pin maritime soumis à un stress hydrique en milieu hydroponique. Thèse de doctorat de l'Université Henri Poincaré, Nancy-I en Biologie Forestière. 202p.
- **Duchaufour P. (1965).** Précis de pédologie. 2^{ème} ed., Masson, Paris, 481p.
- **Dudkowski (2000).** L'épandage agricole des boues de stations d'épuration d'eaux usées urbaines. INRA-ME&S. 96p
- **Dudkowski S.(2001).** Les boues d'épuration agricoles. *Courrier de l'Environnement*. 41 : 134-135.
- **Duke James A. (1983).** *Eucalyptus gomphocephala* A. DC. Source:. *Handbook of Energy Crops*. 112-196.
- **Durand R. (1989).** Les essences urbaines, diversification, choix des arbres. *Rev. For. Fr.* XLI n° sp : 155-169.
- **Durand J. L., Onillon B., Schnyder H. and Rademacher I. (1995).** Drought effects on cellular spatial parameters on leaf growth in tall fescue. *Journal of Experimental Botany* 46: 1147-1155.

- **Echenfelder W.W. (1982).** Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Caractérisation technique d'épuration. Aspects économiques. Technique et documentation, Lavoisier, Paris. 503p.
- **Echevarria G., Morel J.L., Sterckeman T., Massoura S. et Gérard E.(2000).** Acidification des sols et biodisponibilité des éléments en traces. Laboratoire Sols et Environnement UMR INRA de Nancy. 2p.
- **Ecrin A. (2000).** Que faire des boues ? une approche socio-économique. Club Environnement & Société
- **Edeline F. (1997).** L'épuration biologique des eaux. Théorie et technologie Edition CEBEDOC.298p.
- **EDIL Inf-EAU (1996).** Epuration des eaux usées urbaines en Algérie : Etat actuel et perspectives. Bulletin International de l'Eau et de l'Environnement. N°11 : 30-46
- **El Ayeb N. (2001).** Dépérissement forestier au littoral par les embruns marins pollués. Thèse de doctorat en Sciences biologiques, Université de Tunis El Manar.145p.
- **El Ayeb N., Henchi B., Garrec J.P. and Rejeb M. N. (2004).** Effets des embruns marins pollués sur les feuilles d'*Acacia cyanophylla* Lindl. et d'*Eucalyptus gomphocephala* Dc. du littoral tunisien. Ann. For. Sci. 61: 283-291.
- **Al Hakimi A. et Monneveux P. (1993).** Morphophysiological traits related to drought tolerance in primitive wheat species. In : Biodiversity and wheat improvement, Damania A.B(Eds). John Wiley and sons, chichester. UK , pp.199-216.
- **El-Iklil Y., Karrou M., Mrabet R., et Benichou M. (2002).** Effet du stress salin sur la variation de certains métabolites chez *Lycopersicon sheesmanii*. Can. J. Plant Sci. 82 : 177-183.
- **El Jaafari S. (1993).** Contribution à l'étude des mécanismes biophysiques et Biochimiques de résistance à la sécheresse chez le blé (*Triticum Aestivum* L.). Doctorat de la Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique.214p.
- **ENITA (Ecole Nationale d'Ingénieurs de Travaux Agricoles) de Bordeaux (2000).** Agronomie aux nouvelles orientations. Edition Synthèse agricole. 339p.
- **Epron D., Toussat M.L. and Badot P.M. (1999).** Effect of sodium chloride salinity on root growth and respiration in oak seedlings. Ann. For. Sci. 56: 41-47.
- **Ernez M. Lannoye R. (1991).** Quantification des désordres photosynthétiques chez la plante stressée : aspects conceptuels et méthodologiques, L'amélioration des plantes

pour l'adaptation aux milieux arides. Ed. AUPELF-UREF. John Libbey Eurotext. Paris : 9-23.

- **FAO (1995).** La foresterie urbaine et périurbaine
- **FAO (2000).** La foresterie urbaine en Amérique du nord et ses interactions au niveau mondial. NAFC/8(a).
- **Ferry C., Frochot B. (1989).** Les oiseaux, l'arbre et la ville, Rev. For. Fr. XLI.n° sp : 69-75.
- **Flint H.L. (1985).** Plants showing tolerance of Urban stress. Journal of Environmental Horticulture, 3 (2): 85-89.
- **Ftaïssa Benghersallah R. (1998).** Etude de la contamination de la tomate (*Lycopersicum esculentum* Mill) par le Cd et le Pb dans la région d'EL Hadjar (W. Annaba). Thèse de magister en sciences alimentaires, INATA , Université de Constantine. 147p.
- **Gabrielli R. and Pandolfini T. (1984).** Effect of Mg^{2+} and Ca^{2+} on the response to nickel toxicity in a serpentine endemic and nickel-accumulating species. Phys. Plant., 62 : 540-544.
- **Gabteni N. et Gallali T. (1988).** Etude expérimentale des interactions entre éléments métalliques et la minéralisation de la matière organique d'une boue résiduaire ajoutée à un sol. Cah. ORSTOM, Sér. Pédol., XXIV (3) : 255-261.
- **Gagnard G., 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. Secrétariat général OILB/SROP.83 p.
- **Gagnon J.D. (1972).** Les égouts domestiques : Un engrais valable en foresterie, Environnement Canada. Centre de recherche forestière des laurentides. Québec Rapport Q-F-X-38. 24p.
- **Gallant P. (2001).** La plantation et l'entretien des arbres. Association des Surintendants de Golf du Québec. info@asgq.org.
- **Gamrasni M.A. (1984).** Utilisation énergétique des boues et déchets ; association Française pour l'étude des eaux -Centre national de documentation et d'information sur l'eau- Etude technique de synthèse, Paris.187p.
- **Garrec J.P. (1989).** Pollution atmosphérique en milieu urbain. Les effets sur les arbres. Rev. For. Fr.XLI.n° sp : 99-107.

- **Garrec J.P. et Peulon V. (1989).** Les arbres de ville en hiver. Le problème du sel de déneigement. Rev. For .Fr.XLI.n° sp : 109-115.
- **Garrec N., Picard-Bonnaud F., Pourcher A.M. (2003).** Occurrence of *Listeria* sp. and *L. monocytogenes* in sewage sludge used for land application: effect of dewatering, liming and storage in tank on survival of *Listeria* species. FEMS Immunol. Med. Microbiol. 35 (3): 275-28.
- **Gascó G., Martínez-Iñigo MJ. and Lobo MC (2004).** Soil Organic Matter Transformation After A Sewage Sludge Application. Electron. J. Environ. Agric. Food Chem. 3 (4) :716-722.
- **Gernot Katzer's (2002).** Pepper Rosé (*Schinus terebinthifolius* Raddi). <http://www.uni-graz.at/~Katzer/engl/index.html>.
- **Gowrishankar J. (1999).** Components and Cellular Mechanisms of Adaptation to Biological Water Stress, Centre for Cellular & Molecular Biology, Hyderabad 500 007, India (e-mail: shankar@ccmb.ap.nic.in).
- **Greenway, H. and Munns, R. (1980).** Mechanism of salt tolerance in non-halophytes. *Annual Review of Plant Physiology* 31, 149-190
- **Greger M. and Lindberg S. (1987).** Effects of Cd²⁺ and EDTA on young beets (*Beta vulgaris*), II- Net uptake and distribution of Mg²⁺, Ca²⁺ and Fe²⁺/Fe³⁺. *Phys. Plant.* 69: 81-86.
- **Guérin J.C. (1989).** L'arbre, élément de la biomasse végétale urbaine- les arbres a Paris Rev. For. Fr. XLI.n° sp:28-44 .
- **Guirkinger (2006).** La gestion intégrée des boues urbaines. Les solutions des délégataires de services d'eau et d'assainissement. (spde) Syndicat professionnel des entreprises de services d'eau et d'assainissement. 156p
- **Guivarch A. (2001).** Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de stations d'épuration urbaines. Thèse Présentée pour obtenir le titre de Docteur de l'INPL, Spécialité Sciences Agronomiques. 275p
- **Haghiri F. (1974).** Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc, and soil temperature. *J. Environ. Quality*, 3(2): 180-183p.
- **Hanson A.D., Nelson C.E., Everson E.H. (1977).** Evaluation of free praline accumulation as an index of drought resistance using two contrasting barley cultivars. *Crop Sci.*, 17: 720-726.

- **Hardoy J. E., Mitlin D. et Satterthwaite D. (1992).** Environment problems in Third World Cities. Earthscan Publications Ltd, Londres, Royaume-Uni. 148p
- **Hatimi A. (1999).** Effect of salinity on the association between root symbionts and *Acacia cyanophylla* Lind.: growth and nutrition. *Plant Soil*. 216(1-2):93-101.
- **Hare, P. D. Cress, W. A. And Van Staden, J. (1998).** Dissecting the roles of osmolyte accumulation during stress. *Plant, Cell and Environment*. (21): 535–553.
- **Heckman J. R., Angle J.S., and Chaney R.L. (1987).** Residual effects of sewage sludge on soybean:II. Accumulation of heavy metals. *J. Environ. Qual.*,16(2): 113-117p.
- **Heitzmann M. (2004).** Matériaux moléculaires pour l'analyse voltamétrique de cations métalliques : récepteurs a multiples centres redox et polymères complexants. thèse de doctorat en chimie physique moléculaire et structurale de l'université Joseph Fourier- Grenoble .21p.
- **Hellali R. (2002).** Rôle du potassium dans la physiologie de la plante. atelier sur la gestion de la fertilisation potassique. Acquis et perspectives de la recherche Tunis 10 Décembre, INA de Tunisie.III-7
- **Hellmann H., Funck D., Rentsch D. and Fommer W.B. (2000).** Hypersensitivity of an arabidopsis sugar signaling mutant toward exogenous proline application. *Plant. Physiol.*, 122: 357-368.
- **Heller, R., Esnault R., and Lance C. (1993).** *Physiologie végétale 1.Nutrition*. 5e ed. Masson, Paris, France. 242p.
- **Hernandez S., Deleu C. and Larher F. (2000).** Accumulation de proline dans les tissus foliaire de tomates en réponse à la salinité. *Life Science*, 323 : 551-557
- **Hinesly, T.D., Jones R.L., Tyler J.J., and Ziegler E.L. (1976).** Soybean yield responses and assimilation of Zn and Cd from sewage sludge-amended soil. *Journal WPCF*.48(9): 2137-2152.
- **IAURIF (institut d'aménagement et d'urbanisme de la région d'Ile-de-France) (2003).** Les boues d'épuration urbaines d'Ile-de -France : enjeux sanitaires et environnementaux. Note rapide sur l'environnement et la santé n° 318.
- **Impens, R. et Avril, C. (1992).** Code de bonnes pratiques pour l'utilisation en agriculture de fertilisants et amendements riches en cadmium. Note de synthèse. Unité d'Enseignement et de recherche de biologie végétale. Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique, Juin. 76p.

- **I.T.A.M. (1975)** (Institut de Technologie Agricole Mostaganem). Laboratoire du sol. Méthodes d'analyses physiques et chimiques du sol 3° et 4° année. 106p.
- **Jakubus M., Czekala J. (2001)**. Heavy Metal Speciation in Sewage Sludge. *Polish Journal of Environmental Studies*. 10(4) : 245-250.
- **Jedidi N., Hassen A., Van Cleemput O. et M'Hiri A. (2000)**. Caractérisation du compost et des résidus urbains utilisés comme amendements organiques dans le sol. *Revue de l'INRA*.15(2) :33-49.
- **Jordão Pigozzo A. T., Lenzi E., Junior J. L., Scapim C. A. and Saraiva da Costa A. C. (2006)**. Transition Metal Rates in Latosol Twice Treated With Sewage Sludge. *Biology and Technology*.49(3) : 515-526.
- **Levitt. J. (1980)**. Salt and ion stress. In : Responses of plant to environmental stress. Vol. II, water, radiation, salt and other stresses (Levitt J.,ed.). Academic Press, New York pp : 365-406.
- **Kameli A. et Losel D.M. (1995)**. Contribution of carbohydrates and other solutes to osmotic adjustment in wheat leaves under water stress. *J. Plant Physiol*. 145: 363-366.
- **Kaufman M.R. (1977)**. Soil temperature and drought effects on growth of Monterey pine. *For. Sci.*, 23: 317-325.
- **Kavi Kishor P. B., Sangam S., Amrutha R. N., Sri Laxmi P., Naidu K. R., Rao K. R. S. S., Rao S., Reddy K. J., Theriappan P. and Sreenivasulu N. (2005)**. Regulation of proline biosynthesis, degradation, uptake and transport in higher plants: Its implications in plant growth and abiotic stress tolerance. *Science*, 88(3) : 424-438.
- **Kelly JM., Parker GR. and Mcfee WW. (1979)**. Heavy metal accumulation and growth of seedling of five species as influenced by soil cadmium level. *J. Environ. Qual*, 8(3): 361-364 p.
- **Kerbrat J.Y. (2001)**. Pourquoi les plantes sont-elles vertes ? Article Internet.
- **Kleiner K.W., Abrams M.C. and Schulz J.C. (1992)**. The impact of water and nutrient deficiencies on the growth, gas exchange and water relations of red oak and chestnut oak. *Tree Physiology*, 11: 271-287.
- **Koller E. (2004)**. Traitement des pollutions industrielles, eau, air, sols, boues. Ed. Dunod.424 p.
- **Korboulewsky N. Masson G., Bonin G., Massiani C. et Prone A. (2001)**. Effets d'un apport de compost de boues de station d'épuration dans un sol d'un vignoble du sud de la France. *Etude et Gestion des Sols*, 8 (3) : 203-210.

- **Korner L. E., Moller I.M. et Jensen P. (1987).** Effects of Ca²⁺ and other divalent cations on uptake of Ni²⁺ by excised barley roots. *Phys.Plant.* 71: 49-54.
- **Kozlowski R., Kozłowska J., Grabowska L., Mankowski J. et Szpakowska B. (1999).** Métaux lourds dans l'environnement, menaces et possibilités de riposte, Chanvre-Info ,Mail : info@chanvre-info.ch.
- **Kozlowski T.T. (1997).** Responses of woody plants to flooding and salinity. *Tree Physiology Monograph*, 1: 10-29
- **Laamouri A., Chtourou A. and Ben Salem H. (2002)** .Prédiction de la biomasse aérienne d'*Acacia cyanophylla* Lindl. (Syn. *A. saligna* (Labill.) H. Wendl) à partir de mensurations dimensionnelles. *Ann. For. Sci.* 59 :335-340.
- **Labrecque M., Teodorescu T. I., and Daigle S. (1998).** Early performance and nutrition of two willow species in short-rotation intensive culture fertilized with wastewater sludge and impact on the soil characteristics. *Can. J. For.* 28(11): 1621-1635.
- **Lacee C. (1985).** Analyse des boues. AFEE, tome1, 135p., tome 2, 127p.
- **Laetitia P-B. (2004).** Identification et régulation de transporteurs membranaires de la plante modèle *Arabidopsis thaliana* impliqués dans la réponse aux stress métallique et hydrique. Doctorat. 118pp
- **Lambkin D., Nortcliff S. and White T. (2004).** The importance of precision in sampling sludges, biowastes and treated soils in a regulatory framework *Trends in Analytical Chemistry*, 23, 10-11.
- **Lamontagne J. (1999).** Les conséquences du verglas sur les arbres. Conférence présentée dans le cadre du Congrès annuel de l'Association forestière Des Cantons de l'Est.....
- **Lane S. D., Mrtin E.S. and Garrod J.P. (1978).** Lead toxicity effect on indole-3-acetic-induced cell elongation. *Planta*, 144: 79-84.
- **Lapie G. et Maige A. (1914).** Flore forestière de l'Algérie, Tunisie, Maroc et Midi de la France, E. ORLHAC, Paris.357p.
- **Leprince A.S., Lefebvre D., Ghars M.A. , Parre E., Thiery L., Bordenave M., Richard L. and Savouré A. (2004).** Signalling pathways involved in proline metabolism regulation under hyperosmotic stress in *Arabidopsis thaliana*. *Bull, biot.* 134: 69-74.

- **Le Tacon F. (1978).** Valorisation des boues résiduaires de la station d'épuration urbaine en sylviculture, conséquences sur l'environnement. INP. Lorraine.4p.
- **Le Tacon F., Bouchard D., Garbaye J. (1988).** Augmentation de la croissance initiale du Frêne par épandage de boues de station d'épuration urbaine et plantation intercalaire d'Aulne blanc, revue forestière française, xl (2) : 117-125.
- **Levigneron A., Lopez F., Varisuyt G., Berthomien P. et Casse-Delbar T. (1995).** Les plantes face au stress salin. Cahier d'Agriculture. 4 : 263-273.
- **Luna C. M., Gonzalez C.A. and Trippi V.S. (1994).** Oxidative damage caused by excess of copper in oat leaves. *Plant Cell Physiol.*, 35: 11-15.
- **Mahler, R.J., Bingham, F.T., and Page A.L. (1978).** Cadmium enriched swage sludge application to acide and calcareous soils: Effects on yield and cadmium uptake by lettuce and chard. *J. Environ. Qual*, 7 (2) :274-281p.
- **Mahler R.J., Bingham F.T., Page A.L. and Ryan J.A. (1982).** Cadmium-enriched sewage sludge application to acid and calcareous soils: effect on soil and nutrition of lettuce, corn, tpmato, and swiss chard. *J. Environ. Qual*, 11(4): 694-700p.
- **Maroti M. And Bogнар J. (1991).** Effect of toxic metals inhibiting the growth of plant cellus tissues. *Acta Agronomica Hungaria*, 40: 39-47.
- **Marx D. H., Berry C. R. and Kormanik P. P. (1995).** Application of Municipal Sewage Sludge to Forest and Degraded Land. *U.SDA-Forest Service Journal Publication*: 95-25.
- **Masoni A. , Mariotti M. , Arduini I. and Ercoli L. (2002).** Distribution of Winery Sludge on Wheat, *Ital. J. Agron.*, 6, 2, 85-95.
- **Massantini F., Fauili R., Magnani G. and Oggiano N. (1988).** Soils culture, biotechnology for high quality vegetables, 4 (2): 27-39.
- **Matysik J., Bhalu Alia B. and Mohanty P. (2002).** Molecular mechanisms of quenching of reactive oxygen species by proline under stress in plants. *Current Science*, 82(5-10) : 525-532.
- **McBride M.B. (2003).** Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks?. *Advances in Environmental Research*, 8, 5-19.
- **Meena S.K., Gupta N.K., Gupta S., Khandelwal S.K. and Sastry E.V.D (2003).** Effect of sodium chloride on the growth and gas exchange of young Ziziphus seedling rootstocks. *Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 78 (4): 454-457.

- **Mefti M., Abdelguerfi A. et Chebouti A. (1998).** Etude de la tolérance à la sécheresse chez quelques populations de *Medicago truncatula* (L.) Gaertn. Science (5) : 173-176
- **Mémento de l'agronome (1974).** Techniques rurales en Afrique. Publication du ministère de la coopération française, Eyrolles, Paris, Sect 13 : 35-38.
- **Mench M. et Martin E. (1991).** Mobilisation of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L., *Nicotiana tabacum* L. and *Nicotiana rustical*. Plant Soil. 132: 187-196.
- **Milcent R. (2003).** Chimie organique hétérocyclique - Structures fondamentales Chimie et biochimie des principaux composés naturels. Ed. Masson. 324-334
- **MINITAB X (2000).** Minitab reference manual, release 12.21 for windows. 8A State College, Ainitab, 1047 p.
- **Miquel M. G. (2001).** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office Parlementaire D'évaluation des Choix Scientifiques et Technologiques. Rapport d'information n° 261
- **Mokrani A. (2002).** Etude de la germination des semences des espèces : *Casuarina glauca*, *Eucalyptus gomphocephala*, *Cupressus sempervirens*, et *Atriplex halimus*, les plus utilisées dans le reboisement en Tunisie. Mémoire de magister, Université El Manar, faculté des sciences de Tunis Département de Biologie, 79p.
- **Moll G. (1989).** The state of Our Urban forest. American forests, pp. 61-64
- **Moleta R. et Cansell F. (2003).** Méthanisation des déchets organiques. Etude bibliographique. RE.CO.R.D. Etude n° 01-0408/1A, 104p.
- **Morgan J.M. (1984).** Osmoregulation and water stress in higher plants. Ann. Rev. Plant Physiol.35:299-319.
- **Nagar R., Sarkar D., Datta R., Khairom A., Vandanapu V. and Quazi, S. (2004).** Effect of sewage sludge addition on heavy metal concentrations in agricultural soils. Denver Annual Meeting. Paper.n°2: 16-26
- **N'Dayegamiye A., Giroux M. et Royer R. (2004).** Epannage d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papetières: coefficient d'efficacité et nitrates dans le sol. Agrosol, 15(2) : 97-103.
- **Nefzaoui, A. et Chermiti, A. (1991).** Place et rôles des arbustes fourragers dans les parcours des zones arides et semi-arides de la Tunisie. Méditerranéennes - Série Séminaires. n°16: 119-125.

- **Nilsson K. et Randrup T.B. (1997).** La foresterie urbaine et péri-hurbaine. Congrès forestier mondial. Antalya, Turquie . Vol.1, Thème 3.
- **Nishizono H., Ichikawa H., Suzuki S. and Ishii F. (1987).** The role of the root cell walls in the heavy metal tolerance of *Athyrium yokoscense*. Ann. Rev. Plant Physiol.31:209-310.
- **Niu, X., Bressan, R.A. and Hasegawa, P.M. (1995).** Ion homeostasis in NaCl stress environments. *Plant Physiology* **109**, 735-742.
- **Olsen S.R. and Dean L.A. (1965).** Phosphorus, pp. 1035-1049. In Black C.A. Methods of soil analysis. Part2, Argon. n°9, Am. Soc. Agron, Madison, Wisconsin.
- **O.N.U.A.A., A.I.I.E. et I. M. P. (2003).** Organisation Des Nations Unies Pour L'alimentation Et L'agriculture, Association Internationale De L'industrie Des Engrais, Institut Mondial Du Phosphate. Les engrais et leurs applications. Précis à l'usage des agents de vulgarisation agricole. Quatrième édition. 77p.
- **Ouanouki B., Igoud S. (1993).** Contribution à l'étude des boues résiduelles issues de station d'épuration urbaine dans les plantations forestières, Rev. For.Fr.XLV.2,pp : 153-158.
- **Oueslati M.A., Ksontini M., Haddad M. et Charbonnel Y. (1995).** Compostage des branches d'Acacia cyanophylla et des boues fraîches des stations d'épuration d'eaux usées. Rev. For. Fr. XLVII-5 : 523-529.
- **Ouzounidou G., Eleftheriou E. P. et Karataglis S. (1992).** Ecophysiological and ultrastructural effects of copper in *Thlaspi ochroleucum* (cruciferae). Can. J. Bot. 70: 947-959.
- **Padmaja K., Passad D. D. K. and Prasad A.R. K. (1990).** Inhibition of chlorophyll synthesis in *Phaseolus vulgaris* L. Seedlings by cadmium acetate. Photosynthetica, 24: 399-405.
- **Page A.L., Chang A.C. and Bingham F.T. (1980).** Trace metal phytotoxicity and absorption by crop plants grown on sewage sludge amended soils. Soil Science: 525-528.
- **Pandolfini T., Gabrielli R and Comparini E. (1992).** Nickel toxicity and peroxydase activity in seedlings of *triticum aestivum* L. Plant. Cell and Environ., 15: 719-725
- **Panda S. K. (2003).** Heavy-metal phytotoxicity induces oxidative stress in a moss, *Taxithellium* sp. Science. 84(5), 10: 631-633.

- **Paulin M. (1989).** La forêt urbaine à la ville de Québec, Rev. For. Fr. XLI, n° sp : 79-86.
- **Percival Glynn C. (2004).** Sugar feeding enhances root vigor of young trees following containerization. Journal of Arboriculture. 30 (6): 357-364.
- **Perrin D. (1993).** Intérêt et limites de l'utilisation des boues de station d'épuration en agriculture. Tribune de l'eau N° 563/3 pp : 25-26.
- **Perrono P. (1999).** Les micropolluants métalliques et les sols amendés par des boues résiduelles urbaines. Mém. D.U.E.S.S., D.E.P., Univ. Picardie, Amiens. Jacques.beauchamp@sc.u-picardie.fr.
- **Petitjean S. (1996).** Utilisations des déchets en agriculture. Le Courrier de l'environnement n°28.
- **Pousset J. (2002).** Engrais vert et fertilité des sols, 2ème ed., Agridecisions, Paris.
- **Prat D. and Fathi-Ettai R. A. (1990).** Variation in organic and mineral components in young *Eucalyptus* seedlings under saline stress. Physiologia Plantarum, 79 (3): 479p.
- **Rahmoune C. (1988).** Acides aminés totaux et inhibition de la phytotoxicité du Cadmium par le Zinc. Arch. Inter. Physiol. Biochem., 96 (5): 41.
- **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, 150 p.
- **Rahmoune C., Seridi R., Paul R. and Dreze P. (2000).** Influence of Zinc concentration in solution applied to leaves and roots on the absorption and Translocation of Cadmium by leaves. Dirasat, Agricultural Sciences. 27 (1): 72-77.
- **Rahmoune C. et Semadi A. (1995).** Influence de la pollution atmosphérique sur les récoltes agricoles de la région de Annaba (en arabe). Revue de Sciences et Technologie. Publication de l'Université de Constantine, 6 : 31-41.
- **Rahmoune C, Maalem S. et Ben Naceur M. (2004).** Effets comparés de la fertilisation phosphatée sur l'Atriplexe cultivé en zone semi-aride du nord est Algérien. Options Méditerranéennes, Serie A, 60 : 213-218
- **Rahmoune, C. (2004).** Cour de PG « Stress ionique ». 30p
- **Raisonnier A. (2003).** Structures Biologiques. Objectifs prérequis pour Biochimie PCEM2 Biochimie métabolique et Régulations C1 (Cours). Université Paris-VI

- **Ramade F. (1984).** Elément d'écologie, écologie fondamentale. McGraw-Hill, Paris, 397p.
- **Reichman S. M. (2002).** The Responses of Plants to Metal Toxicity: A review focusing on Copper, Manganese and Zinc. © The Australian Minerals & Energy Environment Foundation. 157pp.
- **Rhodes J.D., Kandiah A. and Mashali A.M. (1992).** The use of saline waters for crop production, irrigation and drainage paper. FAO. 125p.
- **Ross A. (2005).** L'absorption des métaux et la spéciation chez les plantes. Andrew. Ross@nrc-cnrc.gc.ca.
- **Roula S. (2005).** Caractérisation physico-chimiques et valorisation des boues résiduelles urbaines pour la confection de substrats de culture en pépinière hors-sol. Mémoire de magistère en sciences agronomiques. Option : forêt et conservation des sols. Université de Batna. 84 p.
- **Rout G. R. and DAS P. (2003).** Effect of metal toxicity on plant growth and metabolism: I. Zinc. INRA, EDP Sciences, Agronomie. 23 : 3–11.
- **Russo F. and Brennan E. (1979).** Phytotoxicity and distribution of cadmium in Pin oak seedlings determined by mode entry. Forest sci., 25 (2), pp: 328-332.
- **Sabey B.R. and Hart W.E. (1975).** Land application of sewage sludge: I. effect on growth and chemical composition of plants. J. Environ. Quality, 4 (2): 252-256p.
- **Sairam R. K. , and Tyagi Aruna (2004).** Physiology and molecular biology of salinity stress tolerance in plants. Current Science, 86 (3), 10: 407-421.
- **Sahlström L., Aspan A., Bagge E., Tham M.L.D. and Albiñ, A. (2004).** Bacterial pathogen incidences in sludge from Swedish sewage treatment plants. Water Research, 38, 1989-1994.
- **Samuelson G. And Oquist G. (1980).** Effect of copper chloride on photosynthesis electron transport and chlorophyll-protein complexes of Spinach oleraces. Ann. Rev. Plant Physiol. 19: 99-119.
- **Sanchez F. J., Manzanares M. D.E. Andres E. F., Tenorio J. L., Schellenbaum L., Sprenger N., Schuepp H., Wiemken A. et Boller T. (1999).** Effects of drought, transgenic expression of a fructan synthesizing enzyme and of mycorrhizal symbiosis on growth and soluble carbohydrate pools in tobacco plants. New phytol. 142: 67-77.
- **Sauerberck D. R. and Hein A. (1991).** The nickel uptake from different soils and its prediction by chemical extractions. Water Air Soil Pollution. 57: 861-871.

- **Schwab A. P. and Lindsay W.L. (1983).** Effect of redox on the solubility and availability of iron. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 47: 201-205.
- **Seigler D. S. (2002).** Economic potential from Western Australian Acacia species: secondary plant products. *Conservation Science W. Aust.* 4 (3) : 109–116.
- **Simpson J.R. (1998).** Urban forest impacts on regional space conditioning energy use: Sacramento County case study. *J. Arbor.*, 24:201-214.
- **Sinaki J. M., Nourmohammadi G. et Maleki A. (2004).** Effect of water deficit on seedling, plantlets and compatible solutes of forage sorghum cv. Speedfeed. Proceeding of the 4th international crop Brisbane, Australia www.cropscience.org.au.
- **Singh B. R. and Narwal R.P. (1984).** Plant availability of heavy metals in sludge treated soil: II. Metal extractability compared with plant metal uptake. . *J. Environ. Quality*, 13 (3): 344-349p.
- **Skiredj A. (2005).** Besoins des plantes en eau et en éléments nutritifs. Département d'Horticulture/IAV Hassan II/ Rabat/ Maroc. 1-12
- **Soudi B. (2005).** Les boues résiduaires : quel système de gestion dans les pays méditerranéens. Coopération Scientifique Inter-Universitaire. Atelier-Séminaire sur le thème : Traitement et réutilisation des eaux usées : impact sur la santé et l'environnement : 46-53
- **Stammiti L. et Garrec J.P. (1993).** Arbres du littoral, arbres en péril ? deux exemples de dépérissement des arbres en bordure du littoral français. *Le courrier de l'environnement* n°20. INRA, centre de Recherches forestières de Nancy, laboratoire d'étude de la Pollution atmosphérique.
- **Stefulesco C. (1989)** . Des villes pour les arbres, *Rev. For. Fr.* XLI, n° sp : 57-67.
- **Stenström T. and Vahter M. (1974).** Cadmium and lead in Swedish commercial fertilizers. *AMBIO*. 3 (2) : 91-93.
- **Stewart G. R. and Lee J. A. (1974).** The rôle of proline accumulation in halophytes. *Planta* . 120 : 279-289.
- **Sylvesten. (1987).** Nitrogen content and CO₂ assimilation characteristics of citrus leaves. *Hort. Sci.*, 22 (2): 289-291.
- **Tabaeizadeh Z. (1998).** Drought-induced responses in plant cells. *Int Rev Cytol*, 182: 193-247

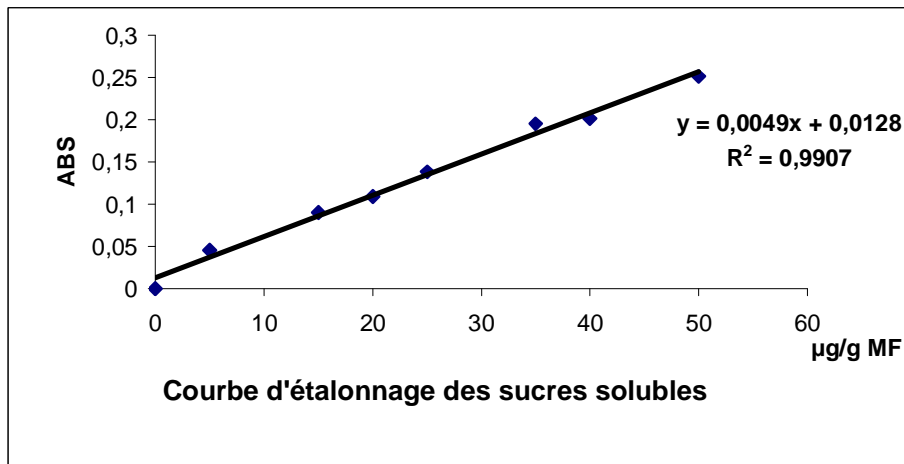
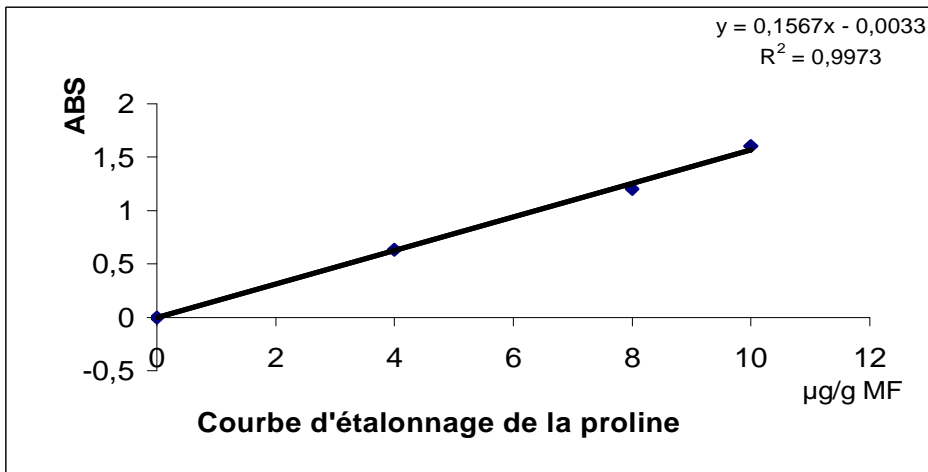
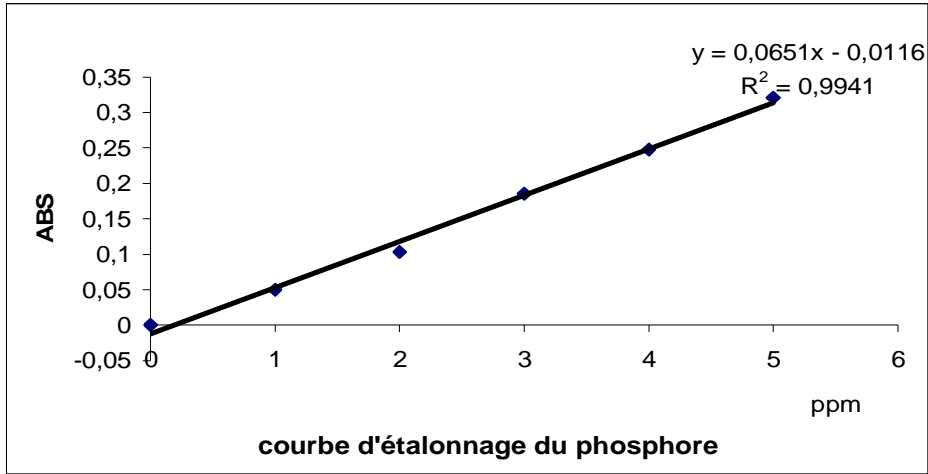
- **Tahri E. H., Belabed A. et Sabki K. (1997-1998).** Effet d'un stress osmotique sur l'accumulation de la proline et chlorophylle et des ARNm codant pour la glutamine synthétase chez trois variétés de blé dur (*Tricum durum*). Bull. Inst. Sci., Rabat, n° 21, pp : 81-87.
- **Tazi M. R., Berrichi A. et Haloui B. (2003).** Effet du polyéthylène glycol sur la germination et la croissance in vitro de l'arganier (*Argania spinosa* L. Skeels) des Beni-Snassen (Maroc oriental). Sécheresse, 14 (1)
- **Taylor G. J. (1988).** The physiology of aluminum phytotoxicity. In : Metal ions in biological systems. Aluminum and its role in biology. Sigel H. ed, New York. 24 : 123-163
- **Timbal J. (2004).** La forêt, une alternative pour recycler les boues de station d'épuration. INRA.
- **Terce Martine (2001).** Les impacts du recyclage des boues de station d'épuration, INRA - ME&S - 75338 PARIS.
- **Thévenot D. R., Meybeck M. et Lestel L. (2002).** Métaux lourds : des bilans en mutation, Bilan des métaux lourds. Piren-Seine-Rapport-Métaux 02.doc
- **Thiery L., Leprince A.S., Lefebvre D., Ghars M. A., Debarbieux E., and Savouré A. (2004).** Phospholipase D Is a Negative Regulator of Proline Biosynthesis in *Arabidopsis thaliana*. J. Biol. Chem., 279, (15): 14812-14818.
- **Thomazeau R. (1981).** Station d'épuration Eaux potables. Eaux usées. Théorique et technologie. 381p.
- **Tonnellier C. (1998).** Le Faux poivrier . Famille des Anacardiacees. Numéro14
- **Toribio M. and Romanya J. (2006).** Leaching of heavy metals (Cu, Ni and Zn) and organic matter after sewage sludge application to Mediterranean forest soils. Sci Environ. 15, 363(1-3):11-21.
- **Thripathi A.K. and Tripathi S. (1999).** Change in some physiological and biochemical characters in *Albizia lebbek* as bioindicateurs of heavy metal toxicity. J. Environ. Biol., 20 (2): 93-98.
- **Tsugane K., Kobayashi K., Niwa Y., Ohba Y., Wada K., and Kobayashi H. (1999).** A Recessive *Arabidopsis* Mutant That Grows Photoautotrophically under Salt Stress Shows Enhanced Active Oxygen Detoxification . Plant Cell, Vol. 11, 1195-1206.

- **Villeneuve (1999)**. Fertilisation azotée et utilisation de tests rapides de dosage des nitrates dans la reproduction du brocoli. Mémoire pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.) de l'université Laval. 69p.
- **Vlamiš J., Williams D.E., Corey J.E., Page A. L., and Ganje T. J. (1985)**. Zinc and cadmium uptake by barley in field plots fertilised seven years with urban and suburban sludge. *Soil science*. 139 (1) : 81-87 p.
- **Wang J., Evangelou B.P., Nielsen M.T. and Wagner G.J. (1992)**. Computer-simulated evaluation of possible mechanisms for sequestering metal ion activity in plant vacuoles. II- Zinc. *Plant Physiol.*, 99: 621-626.
- **Warner G.J. (1993)**. Accumulation of cadmium in crop plants and a consequences to human health. *Advances in Agronomy*, 51: 173-212.
- **Werther J. and Ogada T. (1999)**. Sewage sludge combustion. *Progress in Energy and Combustion Science*, 25 55–116.
- **Willart G. and Verloo M. (1988)**. Biological effects of nickel species and their determination in plant and soil. *Plant and Soil*, 107: 285-292.
- **Wikipédia (2005)**. Chlorophylle. <http://fr.wikipedia.org/wiki/Chlorophylle>
- **Xiao Q., McPherson E.G., Simpson J.R. et Ustion S.L. (1998)**. Rainfall interception by Sacramento's urban forest. *J. Arbor.*, 24: 235-244.
- **Xiong L. and Zhu J-K. (2002)**. Molecular and genetic aspects of plant responses to osmotic stress. *Plant, Cell and Environment* 25 : 131–139.
- **Yang X. E., Römheld V. and Marschner H. (1993)**. Effect of bicarbonate and root zone temperature on the uptake of Zn, Fe, Mn and Cu by different rice cultivars (*Oryza sativa* L.) grown in calcareous soil, *Plant Soil*, 155/156: 44–45.
- **Yingming L. and Corey R.B. (1993)**. Redistribution of sludge borne, cadmium, copper and zinc in a cultivated plot. *J. Environ. Qual* 22, pp.1-8.
- **Zebarth B.J., McDougall R., Neilsen G., Neilsen D. (2000)**. Availability of nitrogen from municipal sewage sludge for dryland forage grass. *Can. J. Plant Sci.* 80, 575–582.
- **Zhang J., Nguyen H.T., et Blum A. (1999)**. Genetic analysis of osmotic adjustment in crop plants. *J. Exp. Bot.* 50: 291-302.
- **Zhao D., Reddy K. Raja,, Kakania Vijaya Gopal, Reddyb Europ V.R. (2005)**. Nitrogen deficiency effects on plant growth, leaf photosynthesis, and hyperspectral reflectance properties of sorghum . *J. Agronomy* 22: 391–403.

- **Zhao F., Wang Z., Zhang Q., Zhao Y. and Zhang H. (2006).** Analysis of the physiological mechanism of salt-tolerant transgenic rice carrying a vacuolar Na(+)/H(+) antiporter gene from Suaeda salsa. . J Plant Res
- **Zid E., Grignon C. (1991).** Tests de sélection précoce et résistance des plantes aux stress. Cas des stress salin et hydrique, L'amélioration des plantes pour l'adaptation aux milieux aride.Ed. AUPELF-UREF. John Libbey Eurotext. Paris pp. 91-108.

Annexe 1

Courbes d'étalonnage



Annexe 2

Longueur de la tige

A. *Schinus môle*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S2	6	76,98	75,35	76,98	4,41	1,80	A
S1	6	75,80	75,30	75,80	4,82	1,97	A
T	6	69,50	71,25	69,50	5,81	2,37	B
S4	6	69,08	68,65	69,18	4,19	1,71	B
S3	6	33,55	35,95	33,55	5,27	2,15	C

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	7722,6	1930,6	79,27	0,000 ***
Erreur	25	608,9	24,4		
Total	29	8331,5			

B. *Acacia cyanophylla*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S2	6	54,20	52,00	54,20	5,68	2,32	A
S1	6	49,17	51,75	49,17	5,07	2,07	AB
S4	6	45,72	45,50	45,72	4,46	1,82	B
T	6	44,60	46,25	44,60	5,05	2,06	B
S3	6	44,30	42,95	44,30	3,84	1,57	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	416,7	104,2	4,41	0,008 **
Erreur	25	590,6	23,6		
Total	29	1007,3			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S4	6	20,25	20,75	20,25	2,94	1,20
S3	6	19,85	19,45	19,85	2,59	1,06
S2	6	19,27	19,25	19,27	1,05	0,43
S1	6	18,60	18,85	18,60	0,78	0,32
T	6	18,05	17,75	18,05	2,13	0,87

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	19,27	4,82	1,11	0,372 NS
Erreur	25	108,10	4,32		
Total	29	127,37			

Annexe 3

Longueur de la racine

A. *Schinus môle*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S2	6	22,52	21,75	22,52	3,21	1,31
S3	6	20,83	20,00	20,83	3,06	1,25
S1	6	19,83	18,90	19,83	3,23	1,32
T	6	18,933	18,600	18,933	1,387	0,566
S4	6	18,88	18,60	18,88	4,57	1,87

ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	55,4	13,9	1,31	0,293 NS
Erreur	25	264,3	10,6		
Total	29	319,8			

B. *Acacia cyanophylla*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
T	6	32,65	32,80	32,65	3,14	1,28
S4	6	31,68	30,75	31,68	2,50	1,02
S2	6	29,18	27,65	29,18	5,76	2,35
S3	6	27,72	26,70	27,72	7,50	3,06
S1	6	26,10	23,95	26,10	5,73	2,34

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	177,1	44,3	1,60	0,205 NS
Erreur	25	692,1	27,7		
Total	29	869,2			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S1	6	24,50	23,00	24,50	5,67	2,32
S2	6	22,37	22,10	22,37	4,91	2,00
T	6	21,38	20,65	21,38	3,54	1,44
S4	6	20,62	19,50	20,62	3,68	1,50
S3	6	20,58	20,50	20,58	3,09	1,26

ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	63,7	15,9	0,87	0,497 NS
Erreur	25	459,4	18,4		
Total	29	523,1			

Annexe 4

Rapport en longueur PA/PR

- ANOVA à deux facteurs contrôlés

Source	DL	SC	CM	F	P
Traitement	4	27,362	6,841	28,80	0,000 ***
Espèces	2	115,584	57,792	243,31	0,000 ***
Interaction	8	15,581	1,948	8,20	0,000 ***
Erreur	75	17,815	0,238		
Total	89	176,341			

A. *Schinus molle*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S1	6	3,917	3,930	3,917	0,750	0,306	A
S4	6	3,833	3,620	3,833	0,896	0,366	A
T	6	3,678	3,640	3,678	0,290	0,119	A
S2	6	3,455	3,510	3,455	0,342	0,140	A
S3	6	1,647	1,660	1,647	0,392	0,160	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	21,391	5,348	15,53	0,000 ***
Erreur	25	8,607	0,344		
Total	29	29,998			

B. *Acacia cyanophylla*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Varia	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S2	6	1,903	1,885	1,903	0,325	0,133
S3	6	1,682	1,655	1,682	0,395	0,161
S1	6	1,615	1,695	1,615	0,783	0,320
S4	6	1,450	1,405	1,450	0,176	0,072
T	6	1,232	1,350	1,232	0,394	0,161

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	1,526	0,381	1,80	0,161 NS
Erreur	25	5,308	0,212		
Total	29	6,833			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S4	6	0,992	1,000	0,992	0,127	0,052
S3	6	0,972	1,010	0,972	0,110	0,045
S2	6	0,892	0,890	0,892	0,180	0,073
T	6	0,863	0,875	0,863	0,164	0,067
S1	6	0,792	0,770	0,792	0,180	0,077

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	0,1600	0,0400	1,67	0,189 NS
Erreur	25	0,6005	0,0240		
Total	29	0,7605			

Annexe 5

Surface foliaire

A. *Schinus môle*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S2	6	2558	2678	2558	69	151	A
S1	6	2540	2489	2540	272	111	A
T	6	2020	2041	2020	365	149	B
S4	6	1869	1833	1869	315	129	B
S3	6	1082,3	1057,5	1082,3	189,9	77,5	C

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	8768145	2192036	22,92	0,000 ***
Erreur	25	2390445	95618		
Total	29	11158591			

B. *Acacia cyanophylla*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S2	6	3237	3253	3237	491	200	A
S1	6	2926,0	2905	2926,0	127,3	51,9	A
S3	6	1941	2021	1941	662	270	B
S4	6	1925,7	1898,0	1925,7	177,3	72,4	B
T	6	1814,3	1821	1814,3	129,8	53,0	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	10502866	2625716	17,65	0,000 ***
Erreur	25	3719902	148796		
Total	29	14222768			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S4	6	796,2	788,0	796,2	152,1	62,1
S3	6	765,0	741,0	765,0	113,9	46,5
S2	6	743,8	710,5	743,8	109,9	44,8
T	6	684,8	689,5	684,8	95,0	38,8
S1	6	684,3	718,5	684,3	189,4	77,3

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	58818	14705	0,79	0,543 NS
Erreur	25	465442	18618		
Total	29	524260			

Annexe 6

Biomasse Racinaire (poids sec)

A. *Schinus môle*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S2	3	0,5633	0,5290	0,5633	0,0849	0,0490
S4	3	0,4820	0,4440	0,4820	0,0711	0,0410
S1	3	0,477	0,440	0,477	0,187	0,108
S3	3	0,410	0,320	0,410	0,232	0,134
T	3	0,4090	0,4080	0,4090	0,0425	0,0245

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	0,0487	0,0122	0,59	0,676 NS
Erreur	10	0,2054	0,0205		
Total	14	0,2541			

B. *Acacia cyanophylla*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S4	3	0,7663	0,8200	0,7663	0,1107	0,0639
S2	3	0,6940	0,6930	0,6940	0,1005	0,0580
S3	3	0,6583	0,6570	0,6583	0,0610	0,0352
S1	3	0,6513	0,6690	0,6513	0,1185	0,0684
T	3	0,6403	0,6000	0,6403	0,1140	0,0658

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	0,0315	0,0079	0,74	0,585 NS
Erreur	10	0,1062	0,0106		
Total	14	0,1377			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S1	3	0,06733	0,06900	0,06733	0,00473	0,00273
S4	3	0,06333	0,06800	0,06333	0,00808	0,00467
S2	3	0,06000	0,06100	0,06000	0,00954	0,00551
T	3	0,05767	0,05600	0,05767	0,00473	0,00273
S3	3	0,05667	0,05600	0,05667	0,00503	0,00291

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	0,00023	0,000057	1,27	0,345 NS
Erreur	10	0,00045	0,000045		
Total	14	0,00068			

Annexe 7

Biomasse aérienne (poids sec)

A. *Schinus môle*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S2	3	1,809	1,897	1,809	0,598	0,345	A
S1	3	1,3643	1,4040	1,3643	0,1612	0,0931	A
T	3	1,3290	1,2810	1,3290	0,1101	0,0636	A
S4	3	1,236	1,321	1,236	0,220	0,127	A
S3	3	0,526	0,496	0,526	0,204	0,118	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	2,5684	0,6421	6,61	0,007 **
Erreur	10	0,9711	0,0971		
Total	14	3,5394			

B. *Acacia cyanophylla*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S2	3	1,3463	1,3670	1,3463	0,1302	0,0752	A
S1	3	1,1060	1,1030	1,1060	0,0217	0,0125	B
S4	3	0,9817	1,0220	0,9817	0,0707	0,0408	B
S3	3	0,9567	1,0190	0,9567	0,1486	0,0858	B
T	3	0,928	0,976	0,928	0,192	0,111	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	0,3548	0,0887	5,46	0,014 *
Erreur	10	0,1625	0,0162		
Total	14	0,5173			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S4	3	0,2810	0,2740	0,2810	0,0370	0,0214
T	3	0,2593	0,2700	0,2593	0,0295	0,0170
S1	3	0,2380	0,2290	0,2380	0,0229	0,0132
S2	3	0,2143	0,1790	0,2143	0,0727	0,0420
S3	3	0,20700	0,20500	0,20700	0,00721	0,00416

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	0,01142	0,00285	1,76	0,213 NS
Erreur	10	0,01621	0,00162		
Total	14	0,02763			

Annexe 8

Rapport de biomasse PA/PR

- ANOVA à deux facteurs contrôlés

Source	DL	SC	CM	F	P
espèces	2	41,701	20,850	39,52	0,000 ***
traitements	4	6,839	1,710	3,24	0,025 *
Interaction	8	15,618	1,952	3,70	0,004 **
Erreur	30	15,827	0,528		
Total	44	79,985			

A. *Schinus môle*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
T	3	3,620	3,490	3,620	0,630	0,364	A
S2	3	3,340	3,786	3,340	1,395	0,805	A
S1	3	3,100	3,414	3,100	0,916	0,529	A
S3	3	1,422	1,104	1,422	0,590	0,340	B
S4	3	0,949	0,878	0,949	0,306	0,177	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	17,665	4,416	6,09	0,009 *
Erreur	10	7,246	0,725		
Total	14	24,911			

B. *Acacia cyanophylla*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S2	3	1,816	1,518	1,816	0,563	0,325
S1	3	1,739	1,687	1,739	0,338	0,195
T	3	1,506	1,769	1,506	0,498	0,288
S3	3	1,472	1,619	1,472	0,331	0,191
S4	3	1,2903	1,2460	1,2903	0,1029	0,0594

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	0,543	0,136	0,85	0,526 NS
Erreur	10	1,600	0,160		
Total	14	2,142			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S4	3	4,540	4,029	4,540	1,231	0,711
T	3	4,504	4,476	4,504	0,483	0,279
S3	3	3,666	3,589	3,666	0,246	0,142
S2	3	3,635	3,590	3,635	1,235	0,713
S1	3	3,181	3,233	3,181	0,397	0,229

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	4,250	1,063	1,52	0,268 NS
Erreur	10	6,981	0,698		
Total	14	11,231			

Annexe 9

Biomasse totale

A. *Schinus môle*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S2	3	2,372	2,398	2,372	0,528	0,305	A
S1	3	1,841	1,942	1,841	0,305	0,176	A
T	3	1,738	1,659	1,738	0,147	0,085	A
S4	3	1,718	1,845	1,718	0,255	0,147	A
S3	3	0,936	0,732	0,936	0,418	0,241	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	3,167	0,792	6,25	0,009 **
Erreur	10	1,266	0,127		
Total	14	4,433			

B. *Acacia cyanophylla*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S2	3	2,0403	2,0590	2,0403	0,0332	0,0192	A
S1	3	1,7573	1,7980	1,7573	0,1145	0,0661	B
S4	3	1,748	1,842	1,748	0,181	0,105	B
S3	3	1,6150	1,6170	1,6150	0,1070	0,0618	B
T	3	1,5683	1,5280	1,5683	0,1083	0,0625	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	0,4065	0,1016	7,23	0,005 **
Erreur	10	0,1405	0,0141		
Total	14	0,5470			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S4	3	0,3443	0,3420	0,3443	0,0296	0,0171
T	3	0,3170	0,3240	0,3170	0,0321	0,0185
S1	3	0,3050	0,2990	0,3050	0,0255	0,0147
S2	3	0,2743	0,2350	0,2743	0,0734	0,0424
S3	3	0,2637	0,2570	0,2637	0,0116	0,0067

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	0,01276	0,00319	1,98	0,174 NS
Erreur	10	0,01615	0,00161		
Total	14	0,02891			

Annexe 10

Teneur en eau de la partie racinaire (TE PR)

A. Schinus môle

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S1	3	69,12	62,22	69,12	11,98	6,91
S3	3	61,32	61,22	61,32	3,15	1,82
T	3	58,12	60,02	58,12	6,36	3,67
S4	3	57,381	57,390	57,381	0,026	0,015
S2	3	55,08	53,09	55,08	3,47	2,00

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	358,0	89,5	2,17	0,146 NS
Erreur	10	411,6	41,2		
Total	14	769,6			

B. Acacia cyanophylla

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
T	3	71,91	68,02	71,91	6,82	3,94	A
S1	3	70,94	71,433	70,935	1,420	0,820	AB
S2	3	69,42	68,59	69,42	1,75	1,01	B
S3	3	65,02	65,714	65,021	1,628	0,94	B
S4	3	62,17	61,98	62,17	2,80	1,62	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	206,1	51,5	4,15	0,031 *
Erreur	10	124,3	12,4		
Total	14	330,4			

C. Eucalyptus gomphocephala

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S1	3	71,63	73,72	71,63	5,35	3,09
S2	3	71,56	74,52	71,56	5,57	3,21
T	3	71,37	70,17	71,37	2,92	1,69
S3	3	70,81	71,43	70,81	2,20	1,27
S4	3	67,08	65,48	67,08	3,75	2,17

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	44,8	11,2	0,64	0,644 NS
Erreur	10	174,0	17,4		
Total	14	218,8			

Annexe 11

Teneur en eau de la partie aérienne (TE PA)

A. *Schinus môle*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
T	3	70,849	70,839	70,849	0,035	0,020	A
S1	3	70,559	70,546	70,559	0,057	0,033	A
S2	3	61,62	59,33	61,62	4,02	2,32	A
S4	3	58,231	58,710	58,231	1,702	0,983	AB
S3	3	52,49	52,25	52,49	13,97	8,06	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	760,5	190,1	4,44	0,025 *
Erreur	10	428,2	42,8		
Total	14	1188,7			

B. *Acacia cyanophylla*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
T	3	79,76	80,65	79,76	3,08	1,78	A
S1	3	75,48	76,80	75,48	3,05	1,76	B
S2	3	71,19	70,63	71,19	1,09	0,63	C
S3	3	61,77	61,03	61,77	1,90	1,10	D
S4	3	60,09	59,51	60,09	1,12	0,64	D

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	876,31	219,08	44,08	0,000 ***
Erreur	10	49,70	4,97		
Total	14	926,01			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S4	3	73,78	73,75	73,78	4,45	2,57	A
S3	3	72,220	72,906	72,220	1,232	0,711	A
S2	3	71,302	70,997	71,302	1,113	0,642	A
S1	3	69,23	70,16	69,23	1,94	1,12	A
T	3	63,47	61,82	63,47	3,45	1,99	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	192,48	48,12	6,30	0,008 **
Erreur	10	76,44	7,64		
Total	14	268,92			

Annexe 12

Teneur en eau totale

A. *Schinus môle*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S1	3	69,84	66,42	69,84	5,98	3,45	A
T	3	64,48	65,42	64,48	3,16	1,83	AB
S2	3	58,35	56,19	58,35	3,74	2,16	B
S4	3	57,806	58,031	57,806	0,845	0,488	B
S3	3	56,91	55,24	56,91	6,32	3,65	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	369,3	92,3	4,59	0,023 *
Erreur	10	201,0	20,1		
Total	14	570,3			

B. *Acacia cyanophylla*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
T	3	75,84	74,33	75,84	4,64	2,68	A
S1	3	73,21	74,12	73,21	2,24	1,29	AB
S2	3	70,304	69,543	70,304	1,417	0,818	B
S3	3	63,395	63,545	63,395	0,318	0,184	C
S4	3	61,130	60,679	61,130	1,013	0,585	C

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	477,65	119,41	20,11	0,000 ***
Erreur	10	59,37	5,94		
Total	14	537,02			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S3	3	71,515	72,192	71,515	1,698	0,980
S2	3	71,43	73,01	71,43	3,19	1,84
S1	3	70,43	71,31	70,43	2,27	1,31
S4	3	70,43	71,86	70,43	3,10	1,79
T	3	67,42	65,66	67,42	3,16	1,83

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	33,25	8,31	1,10	0,409 NS
Erreur	10	75,64	7,56		
Total	14	108,90			

Annexe 13

Chlorophylles

A. Schinus môle

Chlorophylle a

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S1	3	475,6	473,6	475,6	25,6	14,8	A
T	3	442,1	455,3	442,1	36,9	21,3	A
S2	3	421,6	417,2	421,6	32,0	18,5	A
S3	3	241,61	241,30	241,61	0,84	0,49	B
S4	3	209,5	204,0	209,5	22,3	12,9	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	181647	45412	64,15	0,000 ***
Erreur	10	7079	708		
Total	14	188727			

Chlorophylle b

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S3	3	316,8	316,0	316,8	58,4	33,7	A
S1	3	257,4	250,7	257,4	19,3	11,2	AB
S4	3	238,6	236,6	238,6	35,2	20,3	B
S2	3	213,9	228,1	213,9	34,4	19,9	B
T	3	202,4	185,4	202,4	29,8	17,2	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	24356	6089	4,29	0,028 *
Erreur	10	14188	1419		
Total	14	38544			

Chlorophylle a+b

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S1	3	733,00	730,27	733,00	10,33	5,96	A
T	3	644,5	655,7	644,5	54,0	31,2	B
S2	3	635,6	630,3	635,6	18,6	10,7	B
S3	3	558,4	557,0	558,4	57,8	33,4	B
S4	3	448,1	465,3	448,1	34,5	19,9	C

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	136982	34245	21,69	0,000 ***
Erreur	10	15787	1579		
Total	14	152769			

B. *Acacia cyanophylla*

Chlorophylle a

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S2	3	153,3	150,0	153,3	20,1	11,6	A
S1	3	135,47	138,65	135,47	13,63	7,87	A
T	3	131,36	122,55	131,36	17,01	9,82	A
S3	3	128,2	126,3	128,2	23,7	13,7	A
S4	3	76,2	81,2	76,2	22,0	12,7	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	10027	2507	6,51	0,008 **
Erreur	10	3853	385		
Total	14	13879			

Chlorophylle b

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S2	3	104,39	103,55	104,39	13,93	8,04
T	3	82,74	76,29	82,74	14,02	8,10
S1	3	82,5	90,9	82,5	19,5	11,3
S3	3	81,6	70,9	81,6	26,9	15,5
S4	3	70,32	67,49	70,32	14,68	8,48

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	1836	459	1,34	0,321 NS
Erreur	10	3427	343		
Total	14	5263			

Chlorophylle a+b

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S2	3	257,7	253,6	257,7	34,0	19,6	A
S1	3	224,0	229,5	224,0	23,0	13,3	AB
T	3	210,8	196,9	210,8	34,3	19,8	B
S3	3	171,3	176,3	171,3	18,0	10,4	B
S4	3	105,7	89,2	105,7	28,4	16,4	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	40672	10168	12,73	0,001 ***
Erreur	10	7989	799		
Total	14	48661			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

Chlorophylle a

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S1	3	177,29	173,35	177,29	15,68	9,05	A
T	3	155,2	163,3	155,2	21,1	12,2	A
S2	3	151,4	151,4	151,4	20,3	11,7	A
S4	3	125,96	122,45	125,96	6,18	3,57	AB
S3	3	109,29	114,82	109,29	16,54	9,55	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	8453	2113	7,47	0,005 **
Erreur	10	2829	283		
Total	14	11282			

Chlorophylle b

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S2	3	144,8	145,8	144,8	28,4	16,4
S4	3	139,00	136,94	139,00	10,80	6,23
S1	3	132,2	125,0	132,2	19,4	11,2
S3	3	123,69	122,34	123,69	11,94	6,89
T	3	113,56	110,00	113,56	10,47	6,04

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	1840	460	1,48	0,279 NS
Erreur	10	3106	311		
Total	14	4946			

Chlorophylle a+b

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S1	3	309,5	290,9	309,5	34,0	19,7
S2	3	296,2	297,1	296,2	48,7	28,1
T	3	268,7	281,0	268,7	28,1	16,2
S4	3	264,96	262,47	264,96	7,15	4,13
S3	3	232,98	234,85	232,98	5,36	3,09

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	10638	2659	3,02	0,071 NS
Erreur	10	8804	880		
Total	14	19442			

Annexe 14

Rapport Chl a/b

A. *Schinus môle*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
T	3	2,207	2,160	2,207	0,313	0,180	A
S2	3	2,027	1,750	2,027	0,505	0,292	A
S1	3	1,860	1,890	1,860	0,226	0,131	A
S4	3	0,893	0,990	0,893	0,176	0,102	B
S3	3	0,7800	0,7600	0,7800	0,1510	0,0872	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	5,3357	1,3339	14,55	0,000 ***
Erreur	10	0,9166	0,0917		
Total	14	6,2523			

B. *Acacia cyanophylla*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

S1	3	1,687	1,530	1,687	0,271	0,157
S3	3	1,633	1,490	1,633	0,367	0,212
T	3	1,5967	1,5800	1,5967	0,0764	0,0441
S2	3	1,4700	1,4700	1,4700	0,0200	0,0115
S4	3	1,097	1,100	1,097	0,325	0,188

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	0,6765	0,1691	2,64	0,097 NS
Erreur	10	0,6399	0,0640		
Total	14	1,3163			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
T	3	1,3667	1,3000	1,3667	0,1607	0,0928	A
S1	3	1,3500	1,3100	1,3500	0,1153	0,0666	A
S2	3	1,0533	1,0400	1,0533	0,0709	0,0410	B
S4	3	0,9100	0,8900	0,9100	0,1114	0,0643	B
S3	3	0,900	0,940	0,900	0,213	0,123	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	0,6318	0,1580	7,75	0,004 **
Erreur	10	0,2037	0,0204		
Total	14	0,8356			

Annexe 15

Proline

ANOVA à deux facteurs contrôlés :

Source	DL	SC	CM	F	P
espèces	2	8047,7	4023,8	174,63	0,000 ***
Traitements	4	1545,5	386,4	16,77	0,000 ***
Interaction	8	2035,4	254,4	11,04	0,000 ***
Erreur	30	691,2	23,0		
Total	44	12319,8			

A. *Schinus môle*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S3	3	58,86	55,86	58,86	6,39	3,69	A
S4	3	54,67	58,92	54,67	7,37	4,25	A
S2	3	40,93	36,20	40,93	11,30	6,52	B
S1	3	34,61	37,22	34,61	5,15	2,98	B
T	3	18,89	16,87	18,89	4,53	2,62	C

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	3101,2	775,3	14,37	0,000 ***
Erreur	10	539,7	54,0		
Total	14	3641,0			

B. *Acacia cyanophylla*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S4	3	19,915	19,950	19,915	0,944	0,545	A
T	3	15,63	15,40	15,63	3,04	1,75	B
S3	3	14,547	14,550	14,547	0,695	0,401	B
S1	3	7,467	7,870	7,467	0,699	0,403	C
S2	3	6,763	6,340	6,763	0,967	0,558	C

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	379,71	94,93	39,49	0,000 ***
Erreur	10	24,04	2,40		
Total	14	403,75			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
S3	3	16,63	18,78	16,63	5,16	2,98
S2	3	15,57	15,63	15,57	4,13	2,38
T	3	13,85	14,01	13,85	3,80	2,20
S4	3	12,714	12,960	12,714	0,857	0,495
S1	3	9,20	9,23	9,20	2,20	1,27

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	99,9	25,0	1,96	0,177 NS
Erreur	10	127,5	12,7		
Total	14	227,4			

Annexe 16

Sucres solubles

ANOVA à deux facteurs contrôlés :

Source	DL	SC	CM	F	P
espèces	2	30645563	15322781	680,16	0,000***
traitements	4	2332493	583123	25,88	0,000***
Interaction	8	2472306	309038	13,72	0,000***
Erreur	30	675850	22528		
Total	44	36126212			

A. *Schinus môle*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S4	3	3450,3	3442,9	3450,3	84,9	49,0	A
S3	3	2632,0	2663,3	2632,0	89,9	51,9	B
T	3	2262,6	2277,6	2262,6	94,8	54,7	C
S2	3	2127,2	2132,7	2127,2	163,3	94,3	C
S1	3	2117,7	2149,0	2117,7	68,8	39,7	C

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	3781370	945342	84,87	0,000***
Erreur	10	111389	11139		
Total	14	3892759			

B. *Acacia cyanophylla*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy
T	3	549,0	540,8	549,0	23,5	13,6
S2	3	528,6	520,4	528,6	59,6	34,4
S3	3	522,4	571,4	522,4	88,4	51,0
S1	3	500,7	493,9	500,7	88,0	50,8
S4	3	483,9	464,9	483,9	71,8	41,4

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	7643	1911	0,39	0,815 NS
Erreur	10	49610	4961		
Total	14	57253			

C. *Eucalyptus gomphocephala*

- Statistiques descriptives : T; S1; S2; S3; S4

Variable	N	Moyenne	Médiane	Moyenne TR	EcarType	Er-T moy	GH
S4	3	2004,7	1986,2	2004,7	118,7	68,5	A
S3	3	2001	2027	2001	346	200	A
S2	3	1911	1847	1911	305	176	A
T	3	1533,3	1540,8	1533,3	123,6	71,4	AB
S1	3	1376,9	1383,7	1376,9	124,6	72,0	B

- ANOVA à un facteur contrôlé : T; S1; S2; S3; S4

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	4	1015786	253946	4,93	0,019*
Erreur	10	514851	51485		
Total	14	1530637			

Annexe 17

Matrice de corrélations :

A. Schinus môle

Corrélations : LT; LR; SF; Poids ; TE ; Chl; Prl; Suc

	LT	LR	SF	Poids	TE	Chl	Prl
LR	-0,066 (0,916)						
SF	0,943* (0,016)	0,181 (0,771)					
Poids	0,919* (0,027)	0,305 (0,618)	0,926* (0,024)				
TE	0,489 (0,403)	-0,361 (0,551)	0,560 (0,327)	0,230 (0,710)			
Chl	0,357 (0,555)	0,232 (0,707)	0,582 (0,303)	0,333 (0,584)	0,794 (0,109)		
Prl	-0,584 (0,301)	0,239 (0,698)	-0,570 (0,316)	-0,462 (0,434)	-0,705 (0,184)	-0,679 (0,207)	
Suc	-0,244 (0,692)	-0,466 (0,428)	-0,491 (0,401)	-0,346 (0,568)	-0,549 (0,338)	-0,937* (0,019)	0,638 (0,247)

B. Acacia cyanophylla

	LT	LR	SF	Poids	TE	Chl	Prl
LR	-0,334 (0,583)						
SF	0,953* (0,012)	-0,574 (0,312)					
Poids	0,952* (0,012)	-0,228 (0,713)	0,853* (0,066)				
TE	0,266 (0,665)	-0,006 (0,992)	0,334 (0,583)	-0,015 (0,981)			
Chl	0,678 (0,208)	-0,351 (0,563)	0,724 (0,167)	0,440 (0,458)	0,780 (0,120)		
Prl	-0,809 (0,097)	0,677 (0,209)	-0,919* (0,027)	-0,616 (0,268)	-0,540 (0,347)	-0,890* (0,043)	
Suc	-0,002 (0,997)	0,258 (0,675)	-0,067 (0,915)	-0,175 (0,778)	0,620 (0,265)	0,610 (0,275)	-0,208 (0,737)

C. Eucalyptus gomphocephala

	LT	LR	SF	Poids	TE	Chl	Prl
LR	-0,536 (0,352)						
SF	0,972* (0,006)	-0,680 (0,207)					
Poids	-0,012 (0,984)	-0,078 (0,901)	0,045 (0,943)				
TE	0,711 (0,178)	0,055 (0,930)	0,584 (0,301)	-0,532 (0,356)			
Chl	-0,468 (0,427)	0,882 (0,048)	-0,530 (0,358)	0,159 (0,799)	-0,030 (0,962)		
Prl	0,341 (0,575)	-0,718 (0,172)	0,463 (0,432)	-0,578 (0,308)	0,234 (0,705)	-0,670 (0,216)	
Suc	0,876 (0,05)	-0,758 (0,138)	0,943* (0,016)	-0,199 (0,749)	0,568 (0,318)	-0,611 (0,274)	0,727 (0,164)

N.B. : Les valeurs entre parenthèses sont celles de la probabilité P

* : Significatif

LT : longueur tige

LR : longueur racine

SF : surface foliaire

Poids : poids sec

TE : teneur en eau

Chl : chlorophylle

Prl : proline

Suc: sucres

ملخص

تمت هذه الدراسة من أجل تحديد مدى قدرة استعمال الوحل الناتج عن محطة تصفية المياه المتلوثة لمدينة قسنطينة كأسمدة و مدى تأثيرها على نمو 3 أصناف من الأشجار (فلفل رفيع الأوراق: *Schinus molle*، الأفاقية: *Acacia cyanophylla* و الكافور: *Eucalyptus gomphocephala*) في أوساط مختلفة تحتوي علي: 10% . 20%، 40% و 80% من الوحل مقارنة بالشاهد وهو عبارة عن تراب محض.

يتميز الوحل الناتج عن هذه المحطة باحتوائه على العناصر المخصبة، العناصر العضوية و العناصر المعدنية الثقيلة. هذه الأخيرة لا تتعدى الحدود التي تسمح لنا باستعمالها في الميدان الزراعي

في إطار هذا البحث قمنا بقياس الخصائص المرفولوجية المرتبطة بالنمو (طول الساق، مساحة الأوراق،...) و الخصائص الفيزيولوجية (الكلورفيل، البرولين و السكر الدائب) و بينا أن الشجيرات الموجودة في الأوساط التي تحتوي على 10% و 20% من الوحل أعطت أحسن النتائج مقارنة بالشاهد و ذلك بالنسبة لفلفل رفيع الأوراق و الأفاقية. أما بالنسبة للكافور لم نلاحظ أي تأثير بالنسبة للخصائص المرفولوجية، لكن الخصائص الفيزيولوجية أعطت نفس النتائج المحصل عليها بالنسبة لفلفل رفيع الأوراق و الأفاقية.

كما تبين هذه الدراسة مدي حساسية هذه الأخيرة أو درجة تحملها العوامل البيئية من بينها الملوحة أو السمية الناتجة عن ارتفاع كمية المواد المعدنية. و تبين ان فلفل رفيع الاوراق حساسة و الافاقية والكافور مقاومة.

لتحسين أوساط نمو هذه الأصناف ننصح باستعمال الأوساط التي تحتوي على 10% و 20% من الوحل.

الكلمات المفتاحية: الأوحال، العناصر المخصبة، العناصر العضوية، المعادن الثقيلة، فلفل رفيع الأوراق، الأفاقية، الكافور، البرولين، السكريات المذابة.

Résumé

Notre travail a porté sur une boue issue de la station d'épuration d'Ibn Zied Constantine pour nous permettre de mettre en évidence son action fertilisante progressive. Nous avons entrepris d'étendre la portée de nos résultats en comparant le comportement écophysologique de trois espèces parmi les plus utilisées en foresterie urbaine dans la ville de Constantine « *Schinus môle* , *Acacia cyanophylla* et *Eucalyptus gomphocephala* ». Quatre traitements ont été choisis (substrat contenant : 10%, 20%, 40% et 80% de boue) comparé à un témoin (sol brut).

Des paramètres reliés à la croissance (hauteur de la tige, longueur de la racine, surface foliaire, le rapport tige sur racine, biomasse) et à la physiologie de la plante (teneur en eau, chlorophylles, proline et sucres solubles) ont été mesurés.

Les résultats de l'analyse de la boue résiduaire issue de la station d'épuration des eaux usées ont montré que celle-ci est riche en éléments fertilisants (matière organique, phosphore). Les métaux lourds sont dans la norme, permettant ainsi, son utilisation en milieu forestier et agricole.

Les plants élevés en substrats à base de boues à savoir S1 (10% de boue) et S2 (20% de boue), présentent des caractères morphologiques et physiologiques appréciables par rapport au témoin (sol brut) pour les deux espèces (*Schinus môle* et *Acacia cyanophylla*).

Pour *Eucalyptus gomphocephala*, aucun effet significatif n'a été observé en ce qui concerne les paramètres morphologiques, mais des effets significatifs ont été observés sur les paramètres physiologiques, donc, des perturbations d'ordre métabolique pourraient être initiées sans qu'il y ait encore un effet sur la croissance.

Cette étude nous a montré aussi que *Schinus môle* est l'espèce la plus sensible à l'apport de fortes teneurs de boues contrairement aux deux autres espèces qui sont tolérantes.

Pour l'amélioration des substrats de culture pour la croissance des espèces étudiées on peut recommander les substrats 10% et 20% de boues

Mots clés : Boues résiduaires, substrat, éléments fertilisants, éléments traces, *Schinus môle*, *Acacia cyanophylla*, *Eucalyptus gomphocephala*, longueur tige, longueur racine, surface foliaire, biomasse, chlorophylles, proline, sucres, stress, phytotoxicité.

Abstract

Our work was about a Sewage sludge issue of the station of purification of Ibn Zied Constantine to allow us to put in evidence her progressive fertilizing action. We undertook to spread the range of our results while comparing the behavior ecophysiological of three species "*Schinus môle*, *Acacia cyanophylla* and *Eucalyptus gomphocephala*".

Four treatments have been chosen (containing substratum: 10%, 20%, 40% and 80% of sludge) compared to a control (soil brute).

Some parameters linked to the growth (shoot height, root length, leaf area, shoot: root ratio, biomass), to the plant physiology (content in water, chlorophylls, proline and soluble sugars) have been measured.

The results of the analysis of the Sewage sludge showed that these are rich in elements fertilizing to know, organic matter, phosphor, the heavy metals are in the norm, permitting thus, are use in forest and agricultural environment.

The plantations grown in the substrata to basis of sludge to know S1 (10% of sludge) and S2 (20% of sludge), present substantial morphological and physiological characters by contribution to the witness (soil brute) for the two species (*Schinus môle* and *Acacia cyanophylla*).

With regard to the *Eucalyptus gomphocephala*, no significant effect has been observed to the morphological parameters, but some significant effects have been observed on the physiological parameters. Therefore, disruptions of metabolic order could have initiated without there is an effect again on the growth.

This study also showed us that *Schinus môle* is the species most sensitive to the effect of the substrata, contrary to the two other species that are tolerant.

For the improvement of the culture substrata for the growth of the studied species one can recommend the substrata 10% and 20% of sewage sludge.

Key words: Sewage sludge, substratum, fertilizing elements, trace element, *Schinus môle*, *Acacia cyanophylla*, *Eucalyptus gomphocephala*, shoot height, root length, leaf area , Chlorophylls, proline, soluble sugars, stress, phytotoxicity